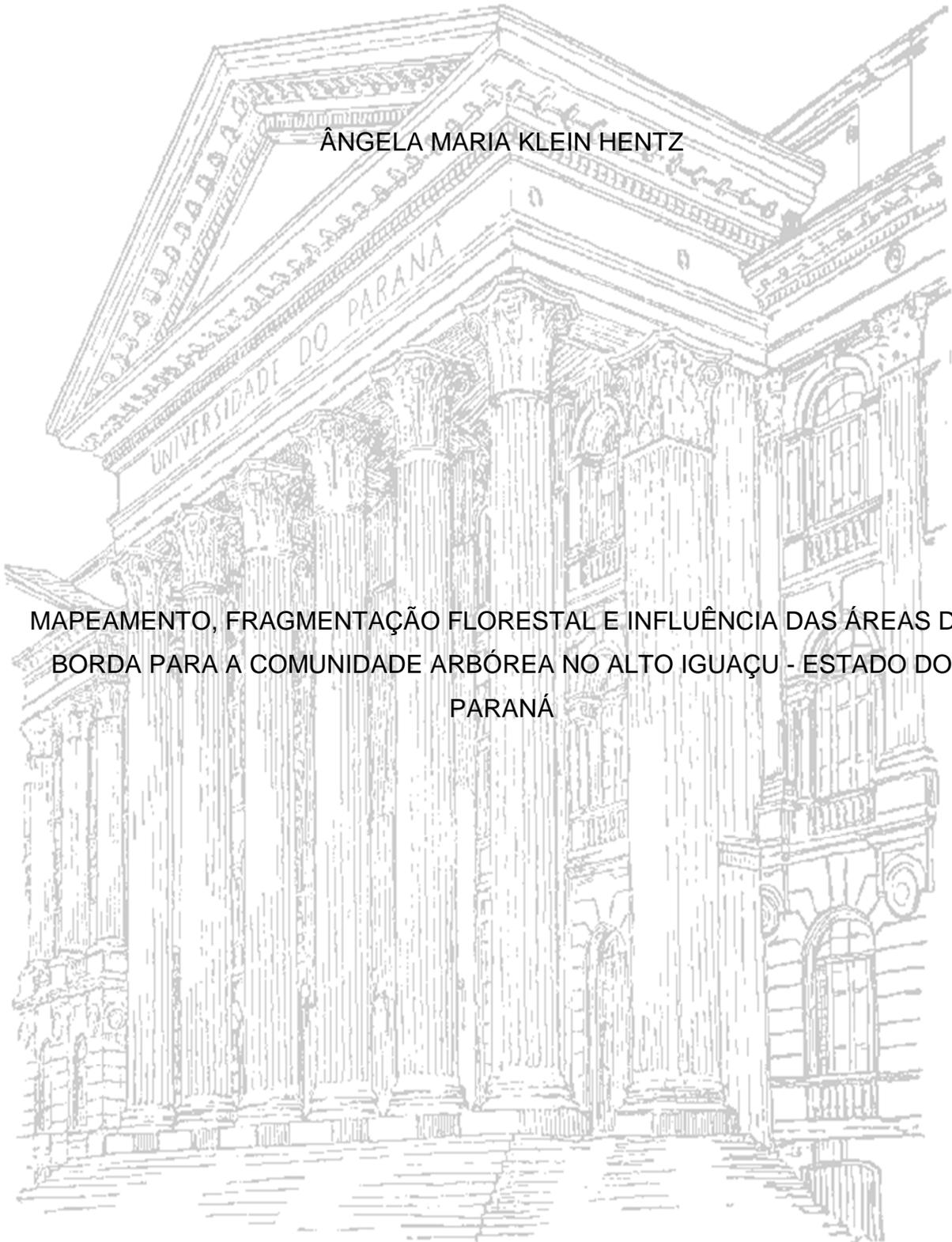


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ÂNGELA MARIA KLEIN HENTZ

MAPEAMENTO, FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E INFLUÊNCIA DAS ÁREAS DE  
BORDA PARA A COMUNIDADE ARBÓREA NO ALTO IGUAÇU - ESTADO DO  
PARANÁ

CURITIBA  
2015



ÂNGELA MARIA KLEIN HENTZ

MAPEAMENTO, FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E INFLUÊNCIA DAS ÁREAS DE  
BORDA PARA A COMUNIDADE ARBÓREA NO ALTO IGUAÇU - ESTADO DO  
PARANÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Florestal, Área de Concentração em Manejo Florestal.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana Paula Dalla Corte

Co-orientadores: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

CURITIBA

2015

Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR  
Ficha catalográfica elaborada por Denis Uezu – CRB 1720/PR

Hentz, Ângela Maria Klein

Mapeamento, fragmentação florestal e influência das áreas de borda para a comunidade arbórea no Alto Iguaçu – Estado do Paraná / Ângela Maria Klein Hentz. – 2015

197 f. : il.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ana Paula Dalla Corte

Coorientadores: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Prof. Dr. Christopher Thomas Blum

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 20/02/2015.

Área de concentração: Manejo Florestal

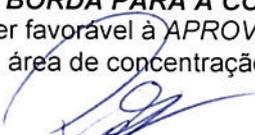
1. Comunidades vegetais - Paraná. 2. Ecologia paisagística. 3. Mapeamento florestal - Paraná. 4. Teses. I. Corte, Ana Paula Dalla. II. Sanquetta, Carlos Roberto. III. Blum, Christopher Thomas. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9098162  
CDU – 634.0.182(8162)

**PARECER**

Defesa nº. 1080

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após arguir o(a) mestrando(a) *Ângela Maria Klein Hentz* em relação ao seu trabalho de dissertação intitulado "**MAPEAMENTO, FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E INFLUÊNCIA DAS ÁREAS DE BORDA PARA A COMUNIDADE ARBÓREA NO ALTO IGUAÇU - ESTADO DO PARANÁ**", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do(a) acadêmico(a), habilitando-o (a) ao título de *Mestre* em Engenharia Florestal, área de concentração em MANEJO FLORESTAL.



Dr. Pyramon Accioly

Pontifícia Universidade Católica do Paraná  
Primeiro examinador



Dr. Mauricio Bergamini Scheer

SANEPAR  
Segundo examinador



Dr. Ana Paula Dalla Corte

Universidade Federal do Paraná  
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 20 de fevereiro de 2015.



Antonio Carlos Batista

Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

DEDICO

Aos meus pais.

Ao meu amor, amigo e companheiro, Rafael, pelo apoio, segurança e confiança,  
e por simplesmente estar ao meu lado, tornando-me mais feliz.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná pela oportunidade de ingressar no programa e desenvolver esta pesquisa.

À minha orientadora, Professora Doutora Ana Paula Dalla Corte, pela confiança e paciência durante todo o curso, permitindo-me alcançar os objetivos almejados, além dos muitos ensinamentos e conselhos que em vários aspectos me moldaram e que serão sempre uma referência.

Aos meus co-orientadores, Professor Doutor Carlos Roberto Sanquetta e Professor Doutor Christopher Thomas Blum, os quais colaboraram com este trabalho em diversos aspectos.

Da mesma forma, à todos os professores da Pós-Graduação, que de uma forma ou outra engrandeceram meus conhecimentos e me mostraram novos caminhos, de forma especial aos professores Dr. Sylvio Péllico Netto e Dr. Henrique Soares Koehler pelas ocasiões em que se disponibilizaram a sanar minhas dúvidas.

Ao Projeto PELD Sítio 9, e ao Professor Doutor Carlos Roberto Sanquetta, pela disponibilidade dos dados necessários para a realização deste trabalho.

Aos colegas da Pós-Graduação, em especial a todos do BIOFIX (Anabela, Lara, Alexandre, Ana Beatriz, Aurélio, Francelo, Tauane, Bruna, Greyce e todos os demais) pelo companheirismo, acolhimento e aos conhecimentos compartilhados durante esse período.

Aos meus pais e irmãos, pelos ensinamentos que são responsáveis pela pessoa que sou, além de todo incentivo e confiança que sempre depositaram em mim. Também aos meus amigos, que mesmo distantes, estão sempre ao meu lado e são muito importantes para mim.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

E ao Rafael, pela paciência e calma nas várias vezes em que o desespero se bateu sobre mim. Obrigada por ser sempre meu motivo para continuar!

E a todos que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

## RESUMO

Este trabalho teve como foco avaliar a estrutura da fragmentação e os efeitos desta sobre aspectos relacionados a conservação da diversidade da Floresta Ombrófila Mista, na sub-bacia hidrográfica Alto Iguaçu, Paraná. Utilizando cenas do satélite Landsat 8 e a classificação orientada ao objeto, foram mapeadas três categorias de áreas florestais, e então foram aplicadas métricas de ecologia da paisagem. Complementarmente, analisou-se um dos aspectos da fragmentação florestal, o efeito de borda, em uma fazenda experimental de São João do Triunfo, pertencente ao projeto PELD Sítio 9. Nessa área foi avaliado o efeito de borda sobre a riqueza e abundância de indivíduos, além de outros parâmetros, utilizando para isso dados de inventários anuais (desde 1995) realizados em duas parcelas permanentes (Fogo e Imbuia) de 1 ha cada. Os indivíduos inventariados foram plotados sobre uma grade de sub parcelas correspondentes a distâncias de borda com amplitude de múltiplos de 10 metros. Em 2013 cerca de 47% da sub-bacia correspondia a áreas florestais, dos quais cerca de 12% florestas secundárias em estágio inicial, 29% florestas secundárias em estágio médio/avançado, e 6% de plantios homogêneos. Apesar da alta proporção de florestas nativas, a conservação destas pode estar seriamente comprometida, visto que mais de 90% dos fragmentos encontrados são enquadrados em uma classe de tamanho de 0-50 hectares, os quais apresentam alta densidade de bordas e baixa proporção de área central. Por outro lado, foram encontrados fragmentos grandes, principalmente onde há concentração de Unidades de Conservação. Devido à alta densidade de fragmentos pequenos, e sua distribuição pela sub-bacia, os fragmentos não apresentam um isolamento muito grande. Quanto aos efeitos de borda, de maneira geral, há influência na riqueza de espécies e na abundância de indivíduos até cerca de 30 metros a partir da borda. As duas parcelas porém apresentaram diferentes repostas ao efeito de borda, as quais parecem ser minimizados na parcela Fogo, e mais extremas nos primeiros 10 metros da parcela Imbuia. A distribuição de grupos ecológicos também mostrou tendência, com maior abundância de indivíduos de espécies pioneiras e secundárias iniciais próximos às bordas. A mortalidade foi o único parâmetro que não mostrou tendência clara em relação às distâncias de borda. Já a distribuição diamétrica, dada pela função Weibull 3P, ajustou-se em todos os casos, porém de forma diferente em relação às distâncias de borda. Em ambas parcelas, quanto maior a distância de borda, melhor o ajuste da função, além de os gráficos de frequência mostrarem declínio mais suave da frequência entre as classes de DAP. Assim, conclui-se que apesar de ainda restarem consideráveis áreas florestais na sub-bacia, de maneira geral encontram-se em fragmentos pequenos, com alta relação borda/área, porém pouco isolados. Da mesma forma, concluiu-se que há influência do efeito de borda na riqueza e abundância de espécies.

Palavras-chave: Floresta com Araucária. Ecologia da Paisagem. Composição Florística. Conservação. Efeito de borda.

## ABSTRACT

The focus of this work was to evaluate the fragmentation structure and its effects on to the diversity conservation of the Mixed Rainforest, in the hydrographic sub-basin of Alto Iguaçu, Paraná. Using scenes from Landsat 8 and the Object-based classification, was mapped the forest areas in three different classes, and then landscape ecology metrics were applied. In addition, one feature of the forest fragmentation was analyzed, the edge effect, in the Experimental Station of São João do Triunfo, that belong to the project PELD site 9. In this site, the influence of edge effect in the richness and abundance of species was evaluated, and also another parameters, using annually inventory data (since 1995) of two permanent sample plots (Fogo and Imbuia) with the size of 1 hectare each. The inventoried individuals were plotted in a grid representing the edge distance, in fixed intervals of 10 meters. In 2013, approximately 47% of the sub-basin was covered by forest areas, and 12% of which were classified as secondary forest in early stage, 29% were classified as secondary forest in intermediate/advanced stage, and 6% as forest plantations. Although exists a high density of native forest, its conservation can be compromised, because more than 90% of the fragments are classified in size classes lower than 50 ha, which present a high edge density and low proportion of core area. However, large fragments were found, mainly where there is concentration of Conservation Units. Due to the high density of small fragments and their scattering through the sub-basin, they do not present a high isolation. Regarding the edge effects, in general, the richness and abundance of species suffer influence up to 30 meters from the edge. The edge effect in both plots were different, presenting mild effects in the Fogo plot and more extreme in the first 10 meters of the Imbuia plot. The distribution of the ecological groups also showed tendencies, with higher abundance of pioneer and early secondary tree species near the edge. The mortality was the only parameter that did not present any clear tendencies related to the edge effect. The diametric distribution, represented by Weibull 3P function, was adjusted in every case, although in different forms in relation with the edge distances. In the both plots, as higher were the distances from the edge better were the function adjustment, and the frequency graphics presented softer decline along the DBH classes. In conclusion, despite the considerable forest areas remaining in the sub-basin, most of them are small fragments with high edge/area relation, though, little isolated. In addition, there is influence of edge effect over the richness and abundance of tree species.

Key-words: Araucaria Forest. Landscape Ecology. Floristic composition. Conservation. Edge effect.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 -	TAXA DE DESMATAMENTO NO BIOMA MATA ATLÂNTICA.....	19
FIGURA 2 -	PERCENTUAIS REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA NAS DIVERSAS REGIÕES DE OCORRÊNCIA.....	20
FIGURA 3 -	DISTÂNCIAS DE PENETRAÇÃO DE DIFERENTES EFEITOS DE BORDA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS ....	30
FIGURA 4 -	COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE UMA FOLHA VERDE.....	41
FIGURA 5 -	CURVAS DE REFLECTÂNCIA ESPECTRAL DE FOLHAS DE PLANTAS OBTIDAS DURANTE A FASE DE CRESCIMENTO VEGETATIVO E DURANTE A SENESCÊNCIA.....	42
FIGURA 6 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	67
FIGURA 7 -	FITOGEOGRAFIA, CLIMA, SOLOS E DECLIVIDADE NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU.....	69
FIGURA 8 -	COMPOSIÇÕES COLORIDAS (RGB: 654) DE CENA DO SATÉLITE LANDSAT 8. A) BANDAS EM SUA RESOLUÇÃO ORIGINAL DE 30 METROS. B) BANDAS FUSIONADAS COM A BANDA PANCRÔMÁTICA (RESOLUÇÃO DE 15 METROS) .....	71
FIGURA 9 -	NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO.....	72
FIGURA 10 -	REGRAS DE DECISÃO PARA O 1º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO.....	73
FIGURA 11 -	EXEMPLOS DE AMOSTRAS NA IMAGEM DAS CLASSES FSEI (EM 1 E 2), FSEMA (EM 3 E 4), E REFLORESTAMENTO (EM 5 E 6) .....	74
FIGURA 12 -	REGRAS DE DECISÃO PARA A CLASSE DE FLORESTA EM ESTÁGIO INICIAL DE REGENERAÇÃO SECUNDÁRIA, NO 2º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO.....	74
FIGURA 13 -	REGRAS DE DECISÃO PARA A CLASSE DE FLORESTA EM ESTÁGIO MÉDIO/AVANÇADO DE REGENERAÇÃO SECUNDÁRIA, NO 2º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO.....	75
FIGURA 14 -	REGRAS DE DECISÃO PARA A CLASSE DE REFLORESTAMENTO, NO 2º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO .....	75
FIGURA 15 -	EXEMPLOS TOMADOS À CAMPO DAS CLASSES FSEI (EM 1 E 2), FSEMA (EM 3 E 4), E REFLORESTAMENTO (EM 5 E 6) .....	78
FIGURA 16 -	PRIMEIRO NÍVEL DE CLASSIFICAÇÃO PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, ANO DE 2013.....	80
FIGURA 17 -	CLASSIFICAÇÃO FINAL PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, ANO DE 2013.....	83
FIGURA 18 -	ÁREAS PROTEGIDAS NA ÁREA DA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU.....	88

FIGURA 19 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	101
FIGURA 20 -	REMANESCENTES DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU, REFERENTES AO ANO DE 2013, POR CLASSES DE TAMANHO.....	106
FIGURA 21 -	RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE FRAGMENTOS E ÁREA POR CLASSE DE TAMANHO PARA OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013.	108
FIGURA 22 -	RELAÇÃO ENTRE DIFERENTES MÉTRICAS DE BORDA POR CLASSE DE TAMANHO PARA OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013.....	115
FIGURA 23 -	ÁREA CENTRAL DOS REMANESCENTES FLORESTAIS NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU, ANO DE 2013, POR CLASSE DE TAMANHO DO FRAGMENTO TOTAL.....	117
FIGURA 24 -	RELAÇÃO ENTRE ÁREA TOTAL E ÁREA CENTRAL DOS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU, PR, 2013 POR CLASSE DE TAMANHO.....	120
FIGURA 25 -	DISTÂNCIA AO VIZINHO MAIS PRÓXIMO NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU - PR – 2013.....	122
FIGURA 26 -	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	138
FIGURA 27 -	LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS FOGO E IMBUIA DENTRO DA FAZENDA EXPERIMENTAL, SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR.....	140
FIGURA 28 -	ESQUEMATIZAÇÃO DAS SUB PARCELAS POR GRADIENTE ANALISADO.....	142
FIGURA 29 -	ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE INDIVÍDUOS VIVOS DENTRO DAS SUB PARCELAS, PARA AS PARCELAS FOGO (A) E IMBUIA (B).....	149
FIGURA 30 -	ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE INDIVÍDUOS QUE INGRESSARAM DENTRO DAS SUB PARCELAS, PARA AS PARCELAS FOGO (A) E IMBUIA (B).....	152
FIGURA 31 -	EVOLUÇÃO DA REGENERAÇÃO NAS BORDAS AO LONGO DO TEMPO.....	153
FIGURA 32 -	ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE INDIVÍDUOS QUE MORRERAM (1995 – 2013) DENTRO DAS SUB PARCELAS FOGO (A) E IMBUIA (B).....	155
FIGURA 33 -	ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES VIVAS, PARCELA FOGO.....	161
FIGURA 34 -	ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES VIVAS, PARCELA IMBUIA.....	162
FIGURA 35 -	ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES INGRESSANTES, PARCELA FOGO.....	164
FIGURA 36 -	ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES INGRESSANTES, PARCELA IMBUIA.....	164

FIGURA 37 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE INDIVÍDUOS MORTOS, PARCELA FOGO.....	165
FIGURA 38 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE INDIVÍDUOS MORTOS, PARCELA IMBUIA.....	166
FIGURA 39 - DISTRIBUIÇÃO DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS VIVOS POR GRUPO ECOLÓGICO DISTRIBUIDAS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO (A) E IMBUIA (B).....	167
FIGURA 40 - DISTRIBUIÇÃO DE INDIVÍDUOS INGRESSANTES POR GRUPO ECOLÓGICO, POR SUB PARCELA DENTRO DAS PARCELA FOGO (A) E IMBUIA (B).....	169
FIGURA 41 - GRUPOS ECOLÓGICOS DAS ESPÉCIES QUE MORRERAM DURANTE O PERÍODO 1995-2013, NAS SUB PARCELAS.....	171
FIGURA 42 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NA BORDA, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS VIVOS.....	172
FIGURA 43 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO INTERIOR, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS VIVOS.....	173
FIGURA 44 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NA BORDA, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS INGRESSOS.....	174
FIGURA 45 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO INTERIOR, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS INGRESSOS.....	175
FIGURA 46 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NA BORDA, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS MORTOS.....	176
FIGURA 47 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO INTERIOR, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS MORTOS.....	177
FIGURA 48 - REPRESENTAÇÃO DAS FREQUÊNCIAS ESTIMADA E OBSERVADA PARA AS SUB PARCELAS DA PARCELA FOGO.....	179
FIGURA 49 - REPRESENTAÇÃO DAS FREQUÊNCIAS ESTIMADA E OBSERVADA PARA AS SUB PARCELAS DA PARCELA IMBUIA.....	181

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	ESPECIFICAÇÕES DAS BANDAS ESPECTRAIS DO SATÉLITE LANDSAT 8.....	47
TABELA 2 -	COMBINAÇÕES PARA AS PRINCIPAIS COMPOSIÇÕES COLORIDAS, PARA OS SATÉLITES DA SÉRIE LANDSAT 5, 7 E 8.....	48
TABELA 3 -	CENAS DO SATÉLITE LANDSAT 8 UTILIZADAS PARA A CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA.....	70
TABELA 4 -	AVALIAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO CONFORME OS VALORES DO ÍNDICE KAPPA.....	76
TABELA 5 -	MATRIZ DE CONFUSÃO GLOBAL.....	77
TABELA 6 -	ÁREAS E PERCENTUAIS DE CADA CLASSE DE FLORESTA E NÃO FLORESTA, PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, REFERENTE AO ANO DE 2013.....	82
TABELA 7 -	CARACTERÍSTICAS DE ÁREA E NÚMERO DE FRAGMENTOS DAS CLASSES DE FLORESTA MAPEADAS.....	86
TABELA 8 -	TOTAL DE ÁREA E PERCENTUAIS DE ÁREAS FLORESTAIS NOS MUNICÍPIOS INTEGRANTES DA SUB-BACIA.....	89
TABELA 9 -	CONFUSÃO GLOBAL ENTRE AS CLASSES DE FLORESTA CONSIDERADAS NO MAPEAMENTO DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, REFERENTE AO ANO DE 2013.....	91
TABELA 10 -	CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS CONSIDERADOS NO ESTUDO.....	103
TABELA 11 -	MÉTRICAS DE PAISAGEM CALCULADAS PARA OS REMANESCENTES FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU EM 2013.....	104
TABELA 12 -	MÉTRICAS DE ÁREA E DENSIDADE PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013.....	107
TABELA 13 -	MÉTRICAS DE FORMA PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013.....	111
TABELA 14 -	MÉTRICAS DE BORDA PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013.....	114
TABELA 15 -	MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013.....	118

TABELA 16 -	MÉTRICAS DE PROXIMIDADE PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU – PR – 2013.....	124
TABELA 17 -	CÓDIGOS RELATIVOS AS SUB PARCELAS E SUAS DISTÂNCIAS EM RELAÇÃO À BORDA DA PARCELA.....	142
TABELA 18 -	RIQUEZA DE ESPÉCIES E TOTAL DE INDIVÍDUOS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO E IMBUIA, RELATIVO AOS INDIVÍDUOS VIVOS, COM DAP $\geq 10$ cm, EM 1.000 m <sup>2</sup> .....	148
TABELA 19 -	RIQUEZA DE ESPÉCIES E TOTAL DE INDIVÍDUOS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO E IMBUIA, RELATIVO AOS INDIVÍDUOS INGRESSOS, COM DAP $\geq 10$ cm, EM 1.000 m <sup>2</sup>	151
TABELA 20 -	RIQUEZA DE ESPÉCIES E TOTAL DE INDIVÍDUOS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO E IMBUIA, RELATIVO AOS INDIVÍDUOS MORTOS, COM DAP $\geq 10$ cm, EM 1.000 m <sup>2</sup> ....	155
TABELA 21 -	MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS VIVOS DA PARCELA FOGO.....	157
TABELA 22 -	MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS VIVOS DA PARCELA IMBUIA.....	158
TABELA 23 -	MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS INGRESSOS DA PARCELA FOGO.....	159
TABELA 24 -	MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS INGRESSOS DA PARCELA IMBUIA.....	160
TABELA 25 -	PARÂMETROS DA DISTRIBUIÇÃO WEIBULL 3P AJUSTADOS PARA CADA SUB PARCELA DA FOGO.....	178
TABELA 26 -	PARÂMETROS DA DISTRIBUIÇÃO WEIBULL 3P AJUSTADOS PARA CADA SUB PARCELA DA IMBUIA.....	180

## SUMÁRIO

<b>1 CAPÍTULO I: ASPECTOS GERAIS .....</b>	<b>15</b>
1.1 INTRODUÇÃO GERAL .....	15
1.2 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO .....	16
1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	17
<b>2 CAPÍTULO II: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>18</b>
2.1 A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL.....	18
2.1.1 Mata Atlântica e Fragmentação.....	18
2.1.2 Fragmentação Florestal.....	21
2.1.3 Ecologia da paisagem .....	22
2.1.4 Fatores que interferem na fragmentação .....	24
2.1.5 Efeitos da fragmentação para as espécies.....	26
2.1.5.1 Influência da borda para as espécies arbóreas.....	28
2.1.5.2 Análises da composição e estrutura da floresta .....	30
2.1.6 Métricas de Paisagem .....	33
2.2 SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA - SIG .....	38
2.2.1 Aplicações nas Análises Ambientais .....	39
2.2.2 Resposta espectral da vegetação .....	40
2.2.3 Segmentação e classificação orientada ao objeto .....	44
2.2.4 Satélite Landsat 8.....	46
2.2.5 SIG para Análise de Paisagem .....	49
2.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	50
<b>3 CAPÍTULO III: MAPEAMENTO DAS ÁREAS FLORESTAIS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU – PR EM 2013 .....</b>	<b>65</b>
3.1 INTRODUÇÃO .....	65
3.2 HIPÓTESES.....	66
3.3 OBJETIVOS .....	66
3.4 MATERIAL E MÉTODOS .....	67
3.4.1 Área de Estudo.....	67
3.4.2 Processamento das Imagens .....	70
3.4.3 Classificação Orientada à Objetos .....	71
3.4.4 Acurácia do mapeamento.....	75

3.4.5 Análises espaciais das áreas florestais.....	79
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
3.5.1 Classificação Orientada ao Objeto.....	79
3.5.2 Acurácia do Mapeamento.....	91
3.6 CONCLUSÕES.....	92
3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	92
<b>4 CAPÍTULO IV: ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, PARANÁ EM 2013..</b>	<b>98</b>
4.1 INTRODUÇÃO.....	98
4.2 HIPÓTESES.....	100
4.3 OBJETIVOS.....	100
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	101
4.4.1 Área de Estudo.....	101
4.4.2 Material.....	103
4.4.3 Processamento dos dados.....	103
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	105
4.5.1 Métricas de área e Densidade.....	107
4.5.2 Métricas de Forma.....	111
4.5.3 Métricas de Borda.....	114
4.5.4 Métricas de Área Central.....	116
4.5.5 Métricas de proximidade ou vizinhança.....	121
4.6 CONCLUSÕES.....	126
4.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	126
<b>5 CAPÍTULO V: EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA: ESTUDO DE CASO EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, SÃO JOÃO DO TRIUNFO - PR.....</b>	<b>135</b>
5.1 INTRODUÇÃO.....	135
5.2 HIPÓTESES.....	137
5.3 OBJETIVOS.....	137
5.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	138
5.4.1 Área de Estudo.....	138
5.4.2 Material.....	141
5.4.3 Processamento dos dados.....	141
5.4.4 Abundância e Diversidade.....	143
5.4.5 Análise de agrupamento.....	144
5.4.7 Grupos ecológicos.....	145

5.4.8 Presença de Espécies.....	146
5.4.9 Distribuição de Diâmetros .....	146
5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	147
5.5.1 Riqueza e Abundância .....	147
5.5.2 Similaridade.....	157
5.5.3 Análise de Agrupamento .....	161
5.5.4 Grupos ecológicos.....	167
5.5.5 Espécies mais abundantes.....	171
5.5.6 Distribuição diamétrica .....	178
5.6 CONCLUSÕES .....	183
5.7 REFERÊNCIAS BIBLOGRÁFICAS .....	184
<b>6 CAPÍTULO VI: CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>192</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>194</b>

## 1 CAPÍTULO I: ASPECTOS GERAIS

### 1.1 INTRODUÇÃO GERAL

A fragmentação das florestas é um processo que ocorre em todo o planeta, e que acarreta muitas alterações nos ecossistemas. Este processo ocorre de forma natural, apesar de também e principalmente por ações antrópicas (SILVA, 2002).

A fragmentação natural é um processo longo e constante, e é movida por agentes como vento, chuva, erosão, entre outros (SILVA, 2002). Esse é um processo muito importante no sentido de ser um dos motores da diferenciação genética e da especiação (BUSH e OLIVEIRA, 2006; CERQUEIRA *et al.*, 2003), devido ao isolamento geográfico que ocasiona entre as populações.

Por outro lado, na maioria dos casos os efeitos da fragmentação são negativos, principalmente quando movida pela ação antrópica, pois eles ocorrem de forma tão acelerada que as espécies não têm o tempo necessário para se adaptar, e como a população restante nos fragmentos é restrita, ocorre a perda da biodiversidade genética devido aos cruzamentos entre indivíduos muito aparentados, além da limitação do fluxo de genes via pólen e sementes entre os fragmentos (MARTINS *et al.*, 2008). Esses efeitos são inúmeros e serão discutidos com mais detalhes no decorrer deste trabalho.

No sentido em que é praticamente impossível interromper as alterações nas florestas que ocasionam a fragmentação, é importante tentar quantificar ou qualificar as paisagens ainda existentes. Para tanto muitas pesquisas são realizadas voltadas à ecologia de paisagens, e no caso do Brasil, com ênfase especial à Mata Atlântica, que é, além de um dos maiores centros de endemismos do planeta, um dos biomas mais devastados também (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005; MYERS *et al.*, 2000).

Esses estudos em geral partem da premissa de que precisam ser criadas estratégias para conservar a biodiversidade ainda existente. Nesse contexto destaca-se que para que essas estratégias sejam efetivas, é fundamental primeiramente entender e quantificar os principais efeitos populacionais e genéticos da fragmentação (MARTINS *et al.*, 2008).

Para tanto é importante analisar a fragmentação de forma a abranger diferentes aspectos. Desta forma foi realizada uma análise inicial numa escala ampla, no caso a sub-bacia hidrográfica Alto Iguaçu, a partir da qual foi possível ter uma noção geral da estrutura da paisagem remanescente. Posteriormente foi feita uma análise local, em uma fazenda experimental no município de São João do Triunfo, PR, localizado dentro da sub-bacia Alto Iguaçu, na qual foi avaliada a influência de um dos impactos negativos da fragmentação, a criação de bordas, considerando alguns parâmetros para a comunidade arbórea.

Desta forma, acredita-se que os resultados locais possam ser aplicados no entendimento do padrão e das consequências da fragmentação em toda a sub-bacia. A partir dos resultados obtidos poderão ser tomadas decisões sobre a necessidade de aplicações de práticas de conservação, ou outras estratégias para a manutenção da diversidade existente na região.

## 1.2 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Este trabalho foi desenvolvido em 6 capítulos, dos quais três tratam de aspectos gerais do trabalho, e outros três são independentes, numerados como 3, 4 e 5, e apresentam métodos de pesquisa e resultados.

O trabalho então é composto pelos capítulos que se seguem:

1. Aspectos Gerais;
2. Revisão Bibliográfica;
3. Mapeamento dos Fragmentos Florestais na Sub-bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu - PR em 2013;
4. Análise da Estrutura da Paisagem dos Fragmentos Florestais Sub-bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, Paraná em 2013;
5. Efeito de Borda Sobre a Comunidade Arbórea: Estudo de Caso em um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista, São João do Triunfo – PR;
6. Considerações Finais.

### 1.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BUSH, M. B.; OLIVEIRA, P. E. The rise and fall of the Refugial Hypothesis of Amazonian Speciation: a paleoecological perspective. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 1, p. 1-17. 2006.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Biodiversidade 6. Brasília/DF, 2003. p. 20-24.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, 2005. p. 3-11.

MARTINS, K.; SANTOS, J. D.; GAIOTTO, F. A.; MORENO, M. A.; KAGEYAMA, P. Y. Estrutura genética populacional de *Copaifera langsdorffii* Desf. (Leguminosae – Caesalpinioideae) em fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo v. 31, n. 1, p. 61-69, 2008.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; da FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

SILVA, V. V. da. **Médio Vale da Paraíba do Sul: Fragmentação e Vulnerabilidade dos Remanescentes da Mata Atlântica**. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2002.

## 2 CAPÍTULO II: REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL

#### 2.1.1 Mata Atlântica e Fragmentação

A Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros de maior biodiversidade e de endemismos (RIBEIRO *et al.*, 2011), sendo incluído dentre os 25 *hotspots* de diversidade do planeta (MYERS *et al.*, 2000) e, provavelmente, o ecossistema mais devastado do planeta (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005).

Originalmente o bioma cobria uma área equivalente a 1.315.460 km<sup>2</sup> e encontrava-se nos estados Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí, segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2014). Dentre as diversas tipologias vegetais que encontram-se na Mata Atlântica, citam-se florestas ombrófilas (densa, aberta e mista), florestas estacionais (decidua e semidecidua) campos de altitude, mangues e restingas (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

Este bioma foi intensamente explorado, tendo início de sua massiva alteração desde a chegada dos primeiros colonizadores europeus, no século 16 (TABARELLI *et al.*, 2010). Hoje restam apenas 8,5% de remanescentes florestais acima de 100 hectares do que existia originalmente, e dos fragmentos de floresta nativa acima de três hectares, temos atualmente 12,5% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014). Já os resultados encontrados pelo PROBIO (2007), refletem um total de vegetação nativa em torno de 27%, destacando-se que estes dois projetos diferem em valores de forma tão acentuada devido às escalas de mapeamento, diferentes limites considerados para o bioma, e diferentes classificações para floresta (no PROBIO consideraram-se savanas, áreas de tensão ecológica, além de áreas de formações pioneiras).

Calcula-se que já foram perdidos pelo menos 70% da cobertura vegetal original do bioma, porém, ainda assim, nos seus remanescentes abrigam-se mais de 60% de todas as espécies terrestres do planeta (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005).

Segundo Ranta *et al.* (1998), este bioma vem sofrendo historicamente as consequências do intenso processo de fragmentação. Ainda, os fragmentos remanescentes da Mata Atlântica original continuam a deteriorar-se devido à retirada de lenha, ao corte ilegal de madeira, à captura ilegal de plantas e animais e à introdução de espécies exóticas (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005). Além dos processos citados, uma das principais causas da fragmentação é a grande pressão da expansão urbana, que está estimada em mais de 118 milhões de habitantes na região da Mata Atlântica, cerca de 62% da população brasileira, segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2014).

A taxa de desmatamento do bioma apresenta um decréscimo acentuado a partir dos anos 2000, segundo os dados do INPE e Fundação SOS Mata Atlântica (2013), porém observa-se que em 2012 houve um pequeno aumento nesta taxa (Figura 1). Dentre os estados pertencentes a Mata Atlântica, o que mais desmatou no período 2011-2012 foi Minas Gerais (perda de mais de 10 mil hectares). O Paraná aparece em segundo lugar nesta lista, com um desmatamento de mais de 2 mil hectares neste período (INPE e FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2013).

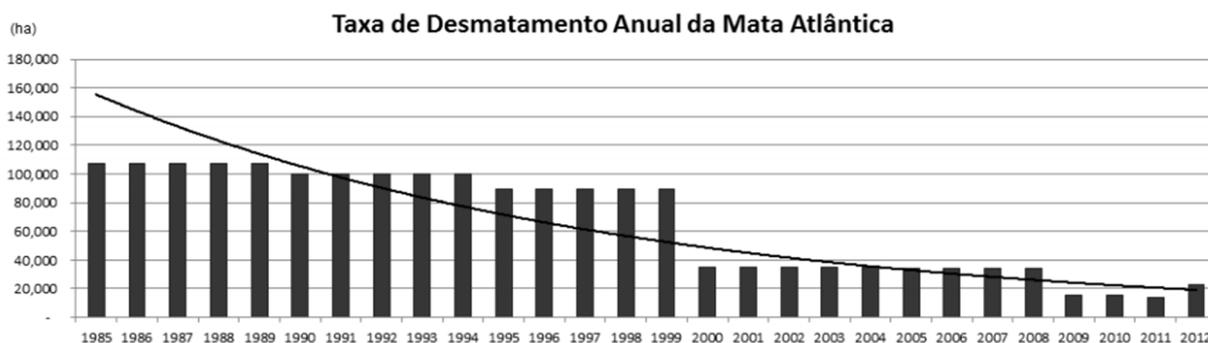


FIGURA 1 - TAXA DE DESMATAMENTO NO BIOMA MATA ATLÂNTICA  
 FONTE: INPE e Fundação SOS Mata Atlântica (2013)

Além da perda de área, os remanescentes da Mata Atlântica, segundo Vieira *et al.* (2009), são encontrados muito isolados em um mosaico de plantações ou áreas urbanas. Segundo alguns autores citados por Ribeiro *et al.* (2009), a fragmentação tem levado a uma proporção grande de biodiversidade da floresta ser considerada ameaçada de extinção, por exemplo, mais de 70% das 199 espécies de aves endêmicas estão ameaçadas ou em perigo.

Ainda, a maior parte das áreas remanescentes de Mata Atlântica é representada por fragmentos pequenos, de domínio privado, e normalmente em áreas

de relevo acidentado (FONSECA, 1985; RANTA *et al.*, 1998; PIROVANI, 2010). Apesar disso, considera-se que na Floresta Atlântica ainda sejam encontrados 2,7% das plantas endêmicas do planeta e 2,1% dos vertebrados (MYERS *et al.*, 2000).

Da mesma forma, na área considerada neste estudo destaca-se a predominância da Floresta Ombrófila Mista (FOM), também conhecida como Floresta com Araucária. Essa formação destaca-se pela presença de *Araucaria angustifolia*, espécie que encontra-se na lista de espécies ameaçadas de extinção e cujo corte é proibido (SEMA; IAP, 2008).

Na região da Floresta Ombrófila Mista estimou-se, segundo Galindo-Leal e Câmara (2005), que existam ainda 10% de remanescentes originais da formação, conforme Figura 2. Por outro lado, dados do PROBIO (2007) apontam um total de 40.139,88 km<sup>2</sup> de remanescentes de FOM, ou 3,8% do total do bioma.

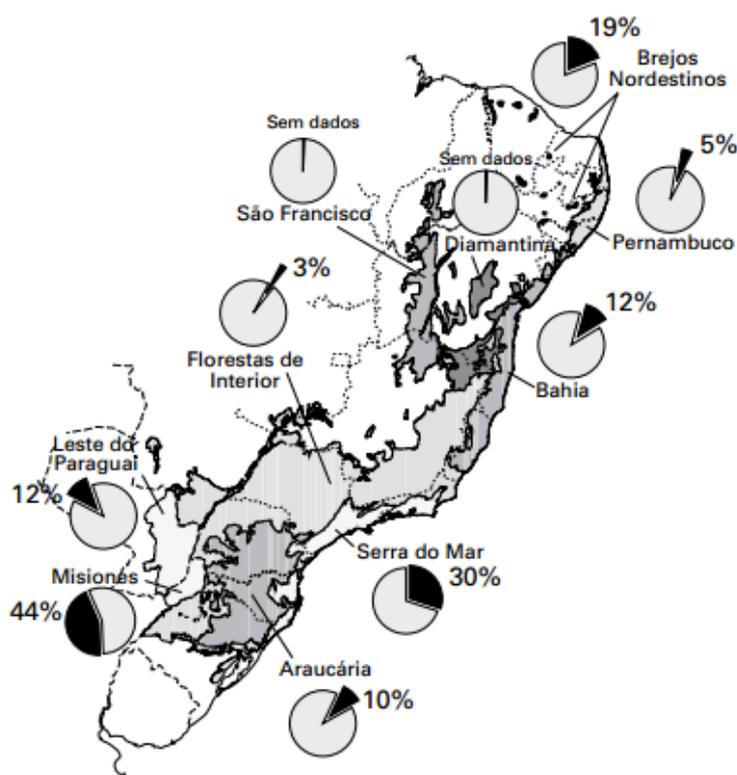


FIGURA 2 – PERCENTUAIS REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA NAS DIVERSAS REGIÕES DE OCORRÊNCIA

FONTE: Galindo-Leal e Câmara (2005)

A FOM ocupava uma área de 7.378.000 ha ou 37% da superfície original do território paranaense (MAACK, 1981). Segundo estudo da FUPEF (2001) calculou-se que ainda restam cerca de 25% da cobertura florestal da FOM, dividida em 11,04%, 12,44% e 1,31%, para os estágios de floresta secundária inicial, médio e avançado, respectivamente, considerando-se fragmentos acima de 1 ha. Ainda, Sanquetta e

Matei (2006) comentam que com base no estudo supracitado da FUPEF é importante verificar que as florestas em estágio maturo são muito escassas (pouco mais de 1%), e que as florestas originais (formações pioneiras) podem ser consideradas como praticamente inexistentes. Ainda segundo os mesmos autores, deve-se destacar que é encontrada uma grande área de floresta em estágios médio e avançado de sucessão (13,75% do original, ou aproximadamente 1,6 milhões de ha) onde poderiam ser aplicadas práticas de conservação.

Em estudo mais recente, Accioly (2013) encontrou no estado do Paraná 32,62% da ocupação original da FOM, cerca de 1.866.412,42 ha.

Apesar da predominância de FOM na sub-bacia Alto Iguaçu, encontram-se também as tipologias Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Estepe Gramíneo Lenhosa. A FOD é caracterizada pela alta pluviosidade, assim como a FOM, e é caracterizada por fanerófitos - subformas de vida macro e mesofanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância (IBGE, 2012). Da área original de floresta ombrófila densa restam cerca de 22% (7.000 km<sup>2</sup>), distribuídos em remanescentes florestais primários ou em estágio avançado de regeneração (MEDEIROS, 2006).

Já as regiões de Estepe Gramíneo-Lenhosa, considerado o tipo mais representativo dos campos do sul do Brasil, caracteriza-se por apresenta um único estrato contínuo, com predominância de espécies herbáceas de várias outras fisionomias campestres (IBGE, 2012).

### 2.1.2 Fragmentação Florestal

A fragmentação florestal pode ser considerada o processo através do qual uma grande área é transformada em pequenos remanescentes, com área total menor, isoladas por uma matriz diferente do habitat original (WILCOVE *et al.*, 1986).

Desta forma, define-se Fragmento Florestal como qualquer área de vegetação natural originalmente contínua, interrompida por barreiras antrópicas ou naturais, capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes (PIROVANI, 2010). Os fragmentos também são chamados de *Patches*, manchas, elemento da paisagem, componente da paisagem, célula da paisagem, entre outros (URBAN *et al.*, 1987), quando se refere à menor unidade da paisagem.

A unidade circundante na qual o fragmento está inserido é chamada de matriz, e se apresenta como o elemento com maior conectividade e maior extensão na

paisagem e que, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (McGARIGAL e MARKS, 1995).

Outro elemento importante relacionado a paisagem é chamado de corredor, que é definido como estreitas faixas, naturais ou antrópicas, que diferem da matriz em ambos os lados (VALENTE, 2001). Segundo Harris (1984), os corredores, que são os grandes responsáveis pela conexão de fragmentos florestais naturais, aumentam a riqueza de espécies de animais em geral e contribuem para a dispersão das espécies arbóreas.

De acordo com Metzger (2001) o processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem em mosaico com a estrutura constituída por manchas ou fragmentos, corredores e a matriz. Os principais efeitos negativos da fragmentação são: isolamento e redução das áreas propícias à sobrevivência das populações, que causam extinções locais (HARRIS, 1984) e redução da variabilidade genética das mesmas (SHIMIZU, 2007), comprometimento da reprodução dos indivíduos em alguns casos como no caso de espécies de fecundação cruzada obrigatória (DIAS *et al.*, 2000), distúrbios do regime hidrológico das bacias hidrográficas, mudanças climáticas, degradação dos recursos naturais e deterioração da qualidade de vida das populações tradicionais (SCARIOT *et al.*, 2005).

Apesar disto, observa-se que a maior parte da biodiversidade encontra-se hoje localizada em pequenos fragmentos florestais, pouco estudados e historicamente marginalizados pelas iniciativas conservacionistas (VIANA e PINHEIRO, 1998). Heywood *et al.* (1994)<sup>1</sup> *apud* Viana (2011) destacam que em biomas altamente fragmentados, como a Mata Atlântica, as reservas pequenas de floresta podem complementar as redes locais ou regionais de fragmentos, sobretudo se apresentarem fluxo gênico, assegurando assim a persistência das populações em metapopulações.

### 2.1.3 Ecologia da paisagem

O termo Ecologia da Paisagem foi desenvolvido pelo alemão Carl Troll, em 1939 ao estudar questões relacionadas ao uso da terra por meio de fotografias aéreas e interpretação das paisagens (NUCCI, 2007). A criação desta nova ciência teve como

---

<sup>1</sup> HEYWOOD, V. G.; MACE, G. M.; MAY, R. M.; STUART, S. N. Uncertain in extinction rates. **Nature**, v. 368, p. 105, 1994.

objetivo combinar na prática, a aproximação “horizontal” do geógrafo examinando a interação espacial dos fenômenos, com a aproximação “vertical” dos ecólogos, no estudo das interações funcionais de um dado lugar, ou “ecótopo” (NAVEH e LIEBERMAN, 1984).

Essa ciência foi definida em 1981 no Primeiro Congresso Internacional de Ecologia da Paisagem, como uma ciência Bio-Geo-Humana e com abordagem, atitude e pensamento holístico (ZONNEVELD, 1982<sup>2</sup> *apud* NUCCI, 2007). As definições desta porém são várias, destacando-se “o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas formadas por ecossistemas inativos”, proposta por Forman e Godron (1986) ou “uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas” segundo Turner (1989).

Metzer (2001) explica que paisagem se diferencia do termo de ecossistemas no sentido de que a primeira é intimamente ligada a espacialidade, ou seja, ao espaço em que o homem habita, enquanto que ecossistema refere-se a um sistema com interdependência de seus componentes, existência de um ciclo de matéria e de mecanismos de auto regulação (TROPMAIR, 2000). Portanto, o ecólogo da paisagem tem uma preocupação maior em estudar a heterogeneidade espacial, enquanto que ecólogo de ecossistema busca entender as interações de uma comunidade com o sistema abiótico num ambiente relativamente homogêneo (METZER, 2001).

Devido às suas características, os estudos em ecologia da paisagem contribuem para o entendimento dos padrões e processos envolvidos na manutenção de paisagens fragmentadas, possibilitando o estabelecimento de estratégias para a manutenção da biodiversidade (ALMEIDA, 2008).

Segundo Metzer (2001), a ecologia de paisagem apresenta duas linhas distintas, sendo elas: a primeira nascida na Europa, em meados do século passado, com principais preocupações em conhecer os limites e as potencialidades de uso econômico de cada “unidade da paisagem”, além estudar paisagens fundamentalmente modificadas pelo homem, as “paisagens culturais”; e a segunda mais jovem adaptada da teoria de biogeografia das ilhas (MACARTHUR e WILSON,

---

<sup>2</sup> ZONNEVELD, I.S. Land(scape) ecology, a science or a state of mind. In: TJALLINGII, S. P.; de VEER, A. A. (Eds.). **Perspectives in Landscape Ecology**. Pudoc, Wageningen, Netherlands, 1982. p. 9-16.

1967) e da ecologia dos sistemas, com maior ênfase aos efeitos da estrutura espacial da paisagem sobre os processos ecológicos (TURNER, 1989).

Porém a linha central da ecologia da paisagem parte do mesmo ponto central, que é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas (METZER, 2001).

#### 2.1.4 Fatores que interferem na fragmentação

Segundo Silva (2002) a fragmentação pode ocorrer tanto por processos naturais, como ação de fogo ou vento, como principalmente pela ação humana. Para Cunha (2007) ela é principalmente relacionada com as atividades humanas, como agricultura, pecuária, exploração florestal, mineração, urbanização e construção de barragens e de estradas. Ainda, segundo Lima e Rocha (2011), ela representa um dos principais impactos ambientais provenientes da exploração excessiva e desordenada do solo, onde o crescimento urbano e a expansão da fronteira agrícola têm gerado enormes pressões sobre os ecossistemas florestais, intensificando os processos de fragmentação e perda da diversidade biológica.

Quanto aos aspectos humanos, deve-se considerar o efeito do padrão histórico e a configuração atual de ocupação, bem como suas características socioeconômicas que causaram alteração na configuração atual da paisagem. Existem fatores humanos bastante conhecidos, mas ressalta-se que são necessários diversos estudos que permitam não apenas identificar, mas também, quantificar e qualificar os impactos antrópicos para que então seja possível delimitar os limites das ações humanas sobre estes habitats (FISZON *et al.*, 2003).

Os principais fatores humanos citados por CONSTANTINO *et al.* (2003), são os seguintes:

- Processos migratórios e adensamentos populacionais: estima-se que a população brasileira que ocupa as áreas onde originalmente havia Mata Atlântica triplicou na segunda metade do século XX. Este processo implica na implementação e manutenção da infraestrutura produtiva (estradas, rede de energia, de água, entre outras). Além disso, a redução da população rural ocasiona maior pressão sob as florestas próximas a centros urbanos;

- Estrutura fundiária e uso da terra: muitas vezes causada por políticas públicas relativas à infraestrutura viária, de assentamento e de fomento à produção agrícola e pecuária. Também relacionada a ciclos econômicos, como por exemplo no caso da Mata Atlântica, onde ocorreram os ciclos de café, depois da cana-de-açúcar;
- Agricultura e Pecuária: estes dois tipos de uso do solo são causas de desmatamentos, uso do fogo, superpastoreio, monocultura, mecanização intensiva e, principalmente, o uso indiscriminado de agrotóxicos que diminui a diversidade da flora e da fauna e alteram a qualidade e disponibilidade de água, quer pela contaminação por agrotóxicos quer pelo assoreamento decorrente da erosão dos solos;
- Extrativismo vegetal e silvicultura: processos gerados também devido ao aumento populacional, que demanda de maior oferta de madeira. Mesmo extrações seletivas causam grandes interferências, como decréscimo na qualidade do habitat. A silvicultura por um lado é uma alternativa para diminuir os desmatamentos de florestas naturais, porém demanda de áreas para plantio;
- Pesca e aquicultura: interferem no processo de fragmentação na medida que existe maior fluxo humano nas bordas de rios, acarretando em supressão de mata ciliar, o assoreamento, a poluição e a introdução de espécies exóticas e alóctones;
- Introdução de espécies invasoras: quando são introduzidos em áreas onde não ocorriam naturalmente podem alterar o habitat e causar a extinção de espécies nativas. Esta extinção é causa de competição por recursos entre espécies nativas e introduzidas, predação de espécies nativas, introdução de patógenos e parasitas, além da alteração de habitats.

Conforme comentado anteriormente, o processo de fragmentação também se dá de forma natural, sem portanto, que esteja ligado diretamente às ações humanas. Estes podem ser enchentes, avalanches de neve e deslizamentos por exemplo (LANG e BLASCHKE, 2009). Dentre esses fatores, Constantino *et al.* (2003) fazem um apanhado sobre os principais processos, descritos a seguir:

- Flutuações climáticas, que podem causar expansão ou retração de determinados tipos de vegetação;
- Heterogeneidade de solos, com certos tipos de vegetação restritos a tipos específicos de solos como, por exemplo, as matas sobre calcário;
- Topografia, que pode formar ilhas de tipos específicos de vegetação em locais elevados, como os brejos de altitude no nordeste do Brasil;

- Processos de sedimentação e hidrodinâmica em rios e no mar;
- Processos hidrogeológicos que produzem áreas temporariamente ou permanentemente alagadas, onde ocorrem tipos particulares de vegetação.

Deve-se considerar que a fragmentação natural é um processo dinâmico, mas ocorre numa escala geológica de tempo. Dessa forma ela causa isolamento de populações, o que pode levar à diferenciação genética e especiação, que também é historicamente importante na geração da diversidade biológica (CONSTANTINO *et al.*, 2003).

#### 2.1.5 Efeitos da fragmentação para as espécies

Basicamente, a fragmentação dos habitats resulta numa série de efeitos negativos combinados, resultantes de componentes físico-espaciais dos elementos divisores, como os efeitos de barreiras e colisões, além dos efeitos indiretos como emissões de gases do efeito estufa (LANG e BLASHKE, 2009).

Um apanhado dos diversos efeitos negativos é feito por alguns autores, dentre esses pode-se citar: diminuição da sobrevivência de populações, intensificação das competições, isolamento das populações, intensificação do efeito de borda, perda da diversidade, diminuição do habitat (além da área perdida efetivamente deve-se somar a faixa de amortecimento), aumento da suscetibilidade a distúrbios, efeito de separação e barreira, subdivisão da população em diversas ilhas, e mortalidade imediata (MUCHAILH, 2007; LANG e BLASCHKE, 2009; GENELETTI, 2004).

Como resultado da fragmentação, pode ainda acontecer que em remanescentes de vegetação nativa vizinhos a usos agrícolas e a outras formas de uso, sejam alterados os fluxos de radiação, água e nutrientes dos solos (SAUNDERS *et al.*, 1991).

No caso de espécies arbóreas, segundo Viana e Pinheiro (1998), com a diminuição da diversidade do habitat ocorre alteração na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos, que alteram as taxas de recrutamento de plântulas.

Kurasz *et al.* (2005) salientam a ocorrência de problemas na estrutura genética das populações arbóreas, devido ao baixo fluxo gênico entre fragmentos, o que pode resultar num retardamento do processo sucessional pela ausência de fontes naturais

de propágulos de espécies tardias e prejuízos nas interações planta-animal, com o desaparecimento de dispersores e polinizadores.

Deve-se considerar sempre que as respostas das comunidades vegetais, e de cada espécie à fragmentação, variam de acordo com diversos fatores como histórico do fragmento, tamanho e forma, impactos das ações humanas atuais, grau de isolamento e a sensibilidade da comunidade e dos indivíduos de cada espécie a estes processos (FISZON *et al.*, 2003). Para facilitar a compreensão de alguns processos, diversos estudos consideram as espécies em grupos funcionais, derivados das características ecológicas das plantas, como clímax, secundárias e pioneiras (TABARELLI *et al.*, 1998).

Quanto ao tamanho dos fragmentos, observa-se que este influencia muito a ocorrência de espécies, em especial no caso de espécies raras, visto que estas geralmente ocorrem em uma amostragem menor e possivelmente o fragmento remanescente de uma população pode não conter esta espécie de ocorrência rarefeita (FISZON *et al.*, 2003).

Além do tamanho, outras características dos fragmentos também afetam a sobrevivência de espécies vegetais, como a forma do fragmento, a quantidade de borda e o isolamento destes. Quanto à forma, esta é importante porque indica o quanto o fragmento está vulnerável a influência externa, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda (LIMA e ROCHA, 2011).

Em áreas pequenas também ocorre uma intensificação do efeito de borda, pois somente uma restrita área central não sofre influências do meio que circunda o fragmento. Segundo Ribeiro e Marques (2005) o aumento na proporção de bordas eleva a temperatura do ar e o déficit de pressão do vapor, estendendo-se por muitos metros para dentro dos fragmentos. As mudanças no microclima, na estrutura e nos processos dinâmicos da vegetação afetam o crescimento e a sobrevivência das plantas nas florestas (LAURANCE *et al.*, 2002), e podem tornar o ambiente inóspito para diversas espécies, ao mesmo passo que favorece o estabelecimento de espécies características de áreas abertas, como de pioneiras e de lianas (MURCIA, 1995), capazes de competir com as espécies de estágios sucessionais mais avançados e alterar as características naturais do ambiente (SCARIOT *et al.*, 2003).

Ainda, Vidal *et al.* (2007) encontraram padrões de produção de serapilheira, referentes a quantidade e tipos, em diferentes tamanhos de fragmentos e também com relação a proximidade de borda. Segundo os mesmos autores, com a

simplificação da estrutura da vegetação em fragmentos florestais, ou seja, áreas basais menores e dossel mais aberto, tende a haver uma menor produção de serapilheira em comparação aos fragmentos de estágio sucessional mais avançado.

#### 2.1.5.1 Influência da borda para as espécies arbóreas

A diferenciação entre borda e interior da floresta é um processo que ocorre ao passar de um determinado tempo, ou seja, assim que criada, a borda terá composição similar ao do interior da floresta. Já ao longo do tempo, irão ocorrer outras transformações, relacionadas em grande parte aos efeitos de borda, que podem resultar em uma comunidade mais heterogênea neste limite (RODRIGUES e NASCIMENTO, 2006).

Dentro deste contexto Matlack (1994) identifica 3 fases para o efeito de borda, sendo eles: (1) formação, onde pode haver uma forte resposta da vegetação à criação do limite abrupto exibindo, inclusive, alta mortalidade; (2) reorganização dos gradientes físicos, onde pode ser desenvolvida uma camada de biomassa lateral que ajuda a reduzir a ação direta do vento e da insolação; e (3) expansão da área da borda, onde há efetivamente o estabelecimento de uma zona tampão biótica ou expansão da comunidade que passa a ter novos limites.

Murcia (1995) destaca que na borda observam-se mudanças nas condições ambientais, mudanças de abundância e distribuição das espécies causadas pelas condições físicas próximas a borda, e mudanças nas interações das espécies. Alencar (2010) comenta que essas mudanças afetam a dinâmica da vegetação e, com o tempo, estabelecem-se comunidades com composição de espécies distinta da original e da comunidade do interior dos fragmentos.

Dentre as diferenças que podem ser observadas, destaca-se a disponibilidade de luz (MURCIA, 1995), a qual é crucial para a definição das espécies que irão ocorrer em determinado local. Na borda, como há menor densidade de espécies e adensamento foliar apresenta-se maior penetração de luz (RIGUEIRA *et al.*, 2012). Da mesma forma a disponibilidade de luz influencia diretamente a temperatura e a umidade (MURCIA, 1995). Dessa forma na borda é estimulada a germinação e crescimento de espécies heliófilas, sendo estas geralmente pioneiras que apresentam taxas fotossintéticas mais elevadas do que as espécies secundárias e tolerantes à

sombra, tornando-as mais competitivas e abundantes nestes ambientes de borda (NASCIMENTO *et al.*, 2006).

A maior luminosidade, porém, diminui em direção ao interior da floresta, e conforme alguns estudos a partir de 50 metros não é significativa (MURCIA, 1995; RIES *et al.*, 2004; FONTOURA *et al.*, 2006). Destaca-se também quanto a questão da luminosidade, que essa também varia de acordo com o tempo de formação da borda, ressaltando-se que, segundo Laurance *et al.* (2002), para bordas com um tempo maior de formação, a maior disponibilidade de luz fica restrita aos 10 metros iniciais.

Além da luminosidade, outros fatores atuam na diferenciação de espécies entre borda e interior, como o vento (LAURANCE *et al.*, 2002), o tipo de matriz circundante (NASCIMENTO *et al.*, 2006), a idade da borda (MURCIA, 1995), a orientação geográfica (RIGUEIRA *et al.*, 2012), disponibilidade de nutrientes (SAUDERS *et al.*, 1991), e redução da disponibilidade de água devido ao incremento da evapotranspiração e à redução do estoque de água no solo (KAPOS 1989; BIERREGAARD Jr. *et al.*, 2001<sup>3</sup> *apud* OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007).

Da mesma forma, observa-se na borda alta mortalidade de algumas árvores (LAURANCE *et al.*, 1998a; LAURANCE *et al.*, 2002), diminuição no crescimento das espécies clímax (LAURANCE *et al.*, 1998b; TABARELLI *et al.* 1999), aumento da presença de lianas (LAURANCE *et al.*, 2001), menor produção de serapilheira (VIDAL *et al.*, 2007), alta decomposição (OLIVEIRA *et al.*, 2013), além de alteração na composição e abundância de polinizadores (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009).

Conforme exposto anteriormente, muitos autores consideram a influência de borda até 50 metros em direção ao interior do fragmento (MURCIA, 1995; RIES *et al.*, 2004; FONTOURA *et al.*, 2006). Esse valor porém não é consenso, uma vez que já foram apontados diversos outros por autores como para Laurence (1991), que encontrou variações até 200 metros de borda. Da mesma forma, Primack e Rodrigues (2001) relatam para Floresta Estacional Semidecidual alterações em até 35 metros de borda, enquanto que Laurence *et al.* (1998a) encontraram diferenças na dinâmica da floresta fortes até 60 metros da borda e moderadas até 100 metros em área da Floresta Amazônica, e Rigueira *et al.* (2012) apontam para Floresta Ombrófila Densa o valor de 30 metros.

---

<sup>3</sup> BIERREGAARD JR., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest.** Yale University Press, London, 2001.

Também deve-se considerar que os diferentes fatores resultantes da borda tenham maior ou menor amplitude de acordo com sua característica. Quanto a isso Laurance *et al.* (2002) fizeram um apanhado geral na literatura sobre os diversos fatores, e colocou-os em uma escala de distância de borda, conforme Figura 3. Dessa forma observa-se que parâmetros como distúrbios com vento e mortalidade de árvores tem influência até regiões mais adentro da floresta (até mais que 300-400 metros), já outros efeitos demonstram-se pouco ao adentrar o fragmento.



FIGURA 3 - DISTÂNCIAS DE PENETRAÇÃO DE DIFERENTES EFEITOS DE BORDA EM FRAGMENTOS FLORESTAIS

FONTE: Adaptado de Laurance *et al.* (2002)

#### 2.1.5.2 Análises da composição e estrutura da floresta

O estudo da estrutura e composição de uma floresta pode levar em consideração diversos fatores, dentre eles a composição florística, a sua estrutura e da sua diversidade, conhecidos como parâmetros fitossociológicos (DURIGAN, 2012).

Segundo Rodrigues e Gandolfi (1998) a fitossociologia a identificar os parâmetros quantitativos de uma comunidade vegetal, definindo parâmetros de abundância e relações de dominância e importância relativas, permitindo ainda inferências sobre a distribuição espacial de cada espécie. Esses estudos são importantes no sentido em que objetivam a compreensão da composição florística, da estrutura, do funcionamento, da dinâmica, da distribuição e das relações ambientais da comunidade vegetal (FREITAS e MAGALHÃES, 2012).

A avaliação fitossociológica pode levar em consideração parâmetros da estrutura horizontal e parâmetros da estrutura vertical da floresta. Esses parâmetros são: densidade, frequência, dominância, valor de importância e valor de cobertura, conforme Longhi (1997).

A diversidade por sua vez, é um termo difícil de definir, pois esta é formada pelos componentes número de espécies, e abundância relativa das mesmas (MAGURRAN, 1988). Têm o propósito de estimar a quantidade de espécies existentes em uma localidade a partir de informações parciais, de comparações entre diferentes localidades e da quantificação da distribuição dos recursos entre as espécies diferentes de uma comunidade (MORENO, 2001).

Segundo Dias (2005), os índices de diversidade são divididos em 3 categorias: Índices de Riqueza de espécies, Modelos de Abundância de espécies, e índices Baseados na Abundância proporcional de espécies (ou índices de heterogeneidade).

Alguns índices de riqueza de espécies são o Índice de Margalef e Índice de Menhinick, apesar de que estes não são comumente utilizados (MELO, 2008). Já o índice de Shannon é do tipo heterogeneidade, assim como os índices de Simpson (D), que é baseado na teoria de probabilidade, o de Equabilidade de Pielou (J').

O índice de diversidade mais utilizado, segundo Machado *et al.*, (2005) é o índice de Shannon-Winner ( $H'$ , ou Diversidade de Shannon). Ele mede a diversidade das comunidades vegetais, não separando espécies abundantes de raras (DALLALANA, 2013). Esse índice considera que os indivíduos são amostrados ao acaso a partir de uma população efetivamente infinita, assumindo também que todas as espécies presentes estejam representadas na amostra (MAGURRAN, 1988). Seu valor varia de 1,5 a 3,5, podendo exceder 4 e alcançar em torno 4,5 em ambientes florestais tropicais (FELFILI e REZENDE, 2003).

Além dos índices já destacados, é importante que se observe as alterações da comunidade com o passar do tempo, pois na comunidade florestal constantemente

ocorrem mudanças em sua estrutura, fisionomia e composição florística, que perduram até que a floresta atinja o estado clímax, em que a mortalidade se dá por causas naturais (SCHNEIDER e FINGER, 2000). O estudo dessas mudanças é denominado de dinâmica.

Nesse sentido são importantes a implantação e monitoramento de parcelas permanentes, as quais são pré-requisitos importantes para a investigação da diversidade e dos processos ecológicos da floresta tropical (PHILLIPS *et al.*, 1988). A partir desse monitoramento permitem-se obter conclusões sobre o processo conhecido como dinâmica florestal (LAMPRECHT, 1990)

Um dos primeiros elementos analisados quanto a dinâmica de florestas, é a composição florística, que segundo Dalla-Lana (2013), diz respeito ao conjunto de espécies que compõem a floresta, relacionando-as com seus respectivos nome vulgar, científico e família. Essa composição porém, assim como os demais parâmetros da floresta, são mutáveis. As mudanças podem se dar tanto a distúrbios naturais de grande escala, como em pequenas escalas, neste caso ocasionado pela queda de árvores na floresta, causando a abertura de clareiras (BEGON *et al.*, 2007). Alguns dos parâmetros que alteram a sucessão natural da floresta são mudanças nas condições ambientais e na disponibilidade de recursos, ocasionadas devido aos distúrbios naturais ou antrópicos (LUNDBERG e INGVARSSON, 1998).

As alterações na comunidade dão-se principalmente através dos processos de mortalidade e recrutamento. A mortalidade é caracterizada pelo número de plantas que morreram entre duas medições num espaço de tempo, enquanto que o recrutamento dá-se pelos indivíduos que entram na nova etapa de medição (NAPPO *et al.*, 2004). O entendimento dessas taxas de mortalidade e recrutamento em ambientes naturais e perturbados são fundamentais descritores de populações de espécies em florestas tropicais (LEWIS *et al.*, 2004).

Alguns desses parâmetros de dinâmica podem ser alterados devido à presença de bordas, no sentido de que o processo de fragmentação leva a heterogeneidade espacial, influenciando as taxas de dinâmica em função das diferentes respostas das espécies (HIGUCHI *et al.*, 2008). Dentre os parâmetros que são afetados podem-se citar a mortalidade, o recrutamento, e o crescimento (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009; SILVA, 2010; LAURANCE *et al.*, 2002).

Dessa forma, é importante observar estes parâmetros em função dos distintos padrões de heterogeneidade espacial criados após a fragmentação, sendo a dinâmica

mais acelerada na borda que no interior, resultando em um padrão de instabilidade entre os dois ambientes (OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 2007). Ainda, os conhecimentos sobre a diversidade biológica e a organização espacial das comunidades vegetais em resposta à fragmentação da paisagem é de extrema importância, pois pode fornecer informações para o manejo e a conservação dos recursos naturais no longo prazo (CARVALHO *et al.*, 2007).

#### 2.1.6 Métricas de Paisagem

Segundo Lang e Blaschke (2009) existem três níveis de análise de paisagem: o nível de manchas, o nível de classes, e o nível de paisagem. Estes três níveis apresentam diversas características que são utilizadas para descrevê-los a partir de métricas de paisagem. As métricas relativas a manchas descrevem as características geométricas de manchas individuais, as métricas relativas às classes fazem um resumo de todas as manchas de uma determinada classe, bem como a configuração deste conjunto, e as métricas relativas à paisagem avaliam toda a paisagem (KAUANO, 2012). Já outros autores, como Turner *et al.* (2001) dividem as métricas de paisagem em três categorias: métricas de composição da paisagem, medidas de configuração espacial, e análise fractal.

Estas métricas buscam a descrição quantitativa dos padrões e da estrutura das paisagens, para que dessa maneira possam ser entendidos e realizadas as previsões sobre o fenômeno avaliado (HARGIS *et al.*, 1998).

As métricas ao nível de manchas são as mais numerosas, e são portanto, divididas em grupos de métricas com mesmo padrão. Os grupos são formados por métricas de área, de densidade e tamanho, de borda, de área nuclear, e de forma, e foram propostos McGarigal e Marks (1995), sendo utilizados na maioria dos estudos de paisagem.

##### a) Métricas de área:

A área de um fragmento é uma das principais métricas utilizadas na análise de paisagem e muito importante por constituir parte de outras métricas. A importância da área é representada pelo tamanho do habitat que os indivíduos têm para sobreviver. Conforme Forman e Godron (1986), a área de um fragmento é uma das mais importantes informações de uma paisagem, não somente porque é a base para

o cálculo de outros índices, como também porque é por si só, uma informação de grande valor.

Segundo Vianna *et al.* (1992) os fragmentos pequenos tendem a apresentar poucos indivíduos de uma mesma população, o que pode aumentar o declínio desta, resultando na perda da biodiversidade e na não sustentabilidade do fragmento.

O tamanho considerado como mínimo necessário para a estabilidade de um fragmento de floresta semidecídua, tendo em vista a sua florística, é de 25 ha, segundo Metzger (1997).

As principais métricas relativas a variável área, encontradas na literatura são: área da mancha, área da classe, porcentagem da paisagem, índice do maior fragmento, entre outros (LANG e BLASCHKE, 2009; VALENTE, 2001).

b) Métricas relativas à densidade e ao tamanho:

Muitos autores apresentam chamadas métricas de densidade e tamanho, ao passo que outros autores incluem estas junto as métricas de área, como Lang e Blaschke (2009).

Estas métricas são importantes porque, segundo Almeida (2008), quanto menor o fragmento, maior será a influência dos fatores externos sobre ele, assim como fragmentos com pouca área tendem a abrigar populações reduzidas de determinadas espécies, o que pode comprometer a manutenção destas espécies.

Deve-se destacar porém que apesar dos grandes fragmentos serem importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, os pequenos fragmentos funcionam como elementos de ligação, entre grandes áreas, biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, promovendo um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (FORMAN e GODRON, 1986).

Destas podem ser citadas: número de manchas, tamanho médio das manchas, densidade de manchas, desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos, coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos.

c) Métricas relativas à borda:

A importância destas métricas está no quanto a população do fragmento está em contato com as áreas externas. Segundo Valente e Vettorazzi (2005), a borda é

a região do fragmento sob maior influência da matriz e, por consequência, das ações antrópicas que contribuem para o processo de fragmentação florestal.

Sendo assim, é a região sob efeito do chamado “efeito de borda”. O efeito de borda, segundo Pirovani (2010) é definido pelas diferenças de fatores bióticos e abióticos que existem ao longo da borda de um fragmento em relação ao seu interior, e pode ter diversas implicações no equilíbrio do ambiente, alterando as relações ecológicas entre fauna, flora e meio abiótico.

É muito importante a quantificação da área sob efeito de borda porque ela se apresenta como uma zona particular. De maneira geral, o efeito de borda favorece o estabelecimento de espécies generalistas uma vez que estas espécies possuem uma excelente habilidade de dispersão e são capazes de invadir e colonizar habitats em distúrbio, sendo atraídas para a borda e podendo até penetrar no núcleo dos fragmentos (DIAS *et al.*, 2000).

Apesar de algumas espécies se beneficiarem com habitats ecótonos, muitas evidências revelam que as bordas abruptas e artificiais criadas pelo processo de fragmentação afetam negativamente espécies de interior de florestas e os processos ecológicos (LAURANCE, 1991). Isso é afirmado por Portela (2002) segundo o qual, a borda geralmente possui estrutura e composição da vegetação, microclima e fauna diferenciada do interior da floresta, sendo a principal zona que sofre com eutrofização por fertilizantes e invasão por espécies daninhas, provindos das áreas exploradas.

As métricas mais importantes para análise de borda são o total de bordas, no qual representa-se a soma de todas as bordas da paisagem, classe ou fragmento, e a densidade de bordas, na qual é representada a proporção de bordas por hectare ou outra unidade de área.

d) Métricas relativas às áreas núcleo ou áreas centrais:

As áreas-núcleo (ou core area) são representadas pelo espaço interno das unidades, e são consideradas as áreas ecologicamente efetivas para espécies sensíveis a borda (LANG e BLASCHKE, 2009).

A área central é considerada um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, no sentido que demonstra a capacidade real do fragmento de permitir a sobrevivência de espécies dentro dele. Segundo Turner e Gardner (1990) um fragmento pode ser largo o suficiente para suportar algumas

espécies, mas não conter área nuclear suficiente para suportar essas espécies e, sobretudo, manter a integridade de sua estrutura natural.

Destaca-se ainda que, as áreas-núcleo são afetadas pela forma do fragmento, enquanto que a área não sofre essa influência. Desta forma, a área núcleo reflete melhor as condições da mancha (PIROVANI, 2010). Lang e Blaschke (2009) comentam que em manchas pequenas ou quando há um forte efeito de borda a área-núcleo tende a ser zero.

Para se encontrar a área núcleo é realizada a subtração de uma zona de amortecimento, considerada a área de influência da borda, e dessa forma é necessário definir qual a largura de borda a ser considerada no estudo. Para determinar este valor de borda é preciso analisar a configuração da floresta em diversas distâncias da borda. Diversos autores apontam valores de distância para o efeito de borda, no caso da Floresta Ombrófila Mista cita-se Fontoura *et al.* (2006) que propõem um efeito de borda em torno de 50 metros.

Quanto as métricas de área central, podem-se citar: área central total, área central média, número de áreas centrais, desvio padrão da área central, coeficiente de variação da área central e índice de área central total.

e) Métricas relativas à forma dos fragmentos:

O fator de forma, ou os índices de forma realizam a comparação entre a razão perímetro/área com uma forma padrão, indicando a regularidade da forma (PIROVANI, 2010). Conforme Lima e Rocha (2011), o índice de forma indica o quanto o fragmento está vulnerável a influência externa, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda.

A relação entre o perímetro e a área de um fragmento de habitat está diretamente ligada à forma desse fragmento. Quanto menor for essa relação, menor também será a borda, e vice-versa (PIROVANI *et al.*, 2014).

Para quantificar a forma dos fragmentos é necessário compará-los com um formato padrão. A métrica de índice de forma proposta por Forman e Godron (1986), que é uma das mais difundidas, faz a comparação entre a forma da mancha e a forma de um círculo. Os fragmentos mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está equidistante das bordas, já os mais recortados têm maior proporção de bordas, então, fragmentos com áreas maiores e

menos recortadas são preferíveis, porque apresentam menor proporção de borda/área (ALMEIDA, 2008).

Para outros autores, porém, como Turner e Ruscher (1988), a dimensão fractal é a maneira mais correta de quantificar essa variável, a qual descreve a irregularidade de um objeto, baseando-se na comparação entre dimensões geométricas distintas. Lang e Blaschke (2009) explicam que ela parte do número de vetores base necessários para gerar determinados objetos geométricos, a dimensão de Hamel, e portanto objetos que tem formas mais recortadas, necessitam de maior número de vetores.

Os principais índices relativos a forma são índice de forma médio, índice de forma de área médio ponderado, dimensão fractal média e raio de rotação (medida de compacidade).

Já as métricas ao nível de paisagem reproduzem as características da paisagem como um todo. Estas são medidas de diversidade, contagio e retalhamento.

As métricas de diversidade visam à quantificar a composição e, assim, a diversidade da paisagem, a partir da riqueza de classes e uniformidade das mesmas (PIROVANI, 2010). Os índices de diversidade mais comuns são riqueza, diversidade, dominância e uniformidade, e são utilizados principalmente para a medição da diversidade de espécies, porém podem auxiliar a detecção da composição da paisagem de estudo (LANG e BLASCHKE, 2009). O índice mais comum utilizado nas análises de paisagem é o de diversidade de Shannon, sendo que este será zero quando houver só uma mancha na paisagem (MCAGARIGAL e MARKS, 1995).

Os índices de contágio, segundo Valente e Vetorazzi (2005) permitem avaliar a extensão na qual os fragmentos estão agregados ou dispersos em uma paisagem, ou seja, descreve até que ponto as células de mesma classe ocorrem espacialmente agregadas.

As medidas de retalhamento, por fim, baseiam-se no grau de coerência da paisagem, que representa o quanto os fragmentos remanescentes desviam-se dos fragmentos originais. Dele então é derivado o índice de retalhamento (*splitting index*), que se obtém ao dividir a totalidade da região em partes iguais, de tal forma que esta nova configuração leva para o mesmo grau de divisão paisagem (JAEGER, 2000).

Já quanto as métricas ao nível de classes, as mais comuns são as de vizinhança e proximidade. Quanto a vizinhança, a métrica mais comum é a distância do vizinho mais próximo, a qual mede o quão isolado está um fragmento. A distância

do vizinho mais próximo é definida como a distância de um fragmento para o fragmento que está em suas proximidades, baseado na distância borda-a-borda (PIROVANI, 2010). Segundo o mesmo autor, a dificuldade de movimentação de organismos entre fragmentos é proporcional ao grau de isolamento e ao nível de resistência da matriz circundante e do organismo em questão.

Além da vizinhança, normalmente considera-se o índice de proximidade, que considera não somente a distância linear entre manchas, mas também discrimina entre distribuições espaciais dispersas e agregadas (GUSTAFSON e PARKER, 1994). Este índice é obtido pela relação entre o tamanho da mancha e a distância mais curta de borda a borda (LANG e BLASCHKE, 2009).

## 2.2 SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA - SIG

Define-se o Sensoriamento Remoto como uma técnica de obtenção de imagens dos objetos da superfície terrestre sem que haja um contato físico de qualquer espécie entre o sensor e o objeto (MENESES, 2012). Essa técnica se destaca como fonte de informações, baseada na interação dos objetos com a energia eletromagnética (REM).

A interação entre REM e matéria depende de diversos fatores, como a composição destes, a textura da superfície, e também das características da faixa do espectro que está sendo considerada. Normalmente costumam-se trabalhar no sensoriamento remoto com apenas algumas faixas do espectro eletromagnético, devido a existência das chamadas janelas atmosféricas nestas faixas. Estas janelas são as regiões do espectro eletromagnético onde a atmosfera não absorve toda a energia, e portanto é possível que sejam obtidas leituras nestas faixas (MENEZES, 2012).

Segundo Moreira (2007) existem três categorias de sensores, sendo eles os de baixa, alta e altíssima resolução espacial. Um sistema sensor pode ser definido como qualquer equipamento capaz de transformar alguma forma de energia em um sinal passível de ser convertido em informação sobre o ambiente (TUNIZE, 2011). No caso específico do sensoriamento remoto a energia utilizada é a radiação eletromagnética

(NOVO, 2005), que pode ser advinda da luz solar, no caso de sensores passivos, ou a partir de energia emitida pelo próprio sensor, no caso de sensores ativos.

Para trabalhar com as informações coletadas, utilizam-se os Sistemas Geográficos de Informações (SIG). Miranda (2005) destaca que SIG é a união de vários componentes inter-relacionados e ligados com diferentes funções, tendo ele a capacidade funcional para entrada de dados, manuseio, transformação, visualização, combinação, consultas, análises, modelagem e saída.

Ainda neste contexto apresenta-se o Geoprocessamento, definido como o conjunto de diversas técnicas empregadas na coleta, armazenamento, processamento, análise e representação de dados com expressão espacial, isto é, possíveis de serem referenciados geograficamente (VETORAZZI, 1996). O geoprocessamento, segundo Xavier da Silva e Zaidan (2011), torna possível investigar sistematicamente as propriedades e relações posicionais dos eventos e entidades representadas em uma base de dados georreferenciada, transformando os dados obtidos em informação destinada ao apoio de decisão.

### 2.2.1 Aplicações nas Análises Ambientais

Ao fazer a análise de informações sobre áreas extensas existe uma grande dificuldade na obtenção e manipulação de dados. Na tarefa de coletar dados pode ser utilizado o sensoriamento remoto, que permite mapear aos mais diversos tipos de feições e descreve-las sobre atributos espaciais. Uma opção muito usada para processar as diversas informações coletadas é a utilização do geoprocessamento.

A aplicação de geotecnologias para avaliações ambientais é indiscutivelmente muito útil, como exposto por Silva (2002), segundo a qual, a integração entre SIG e sensoriamento remoto contribui significativamente na melhoria da qualidade das informações, principalmente quanto à distribuição e tamanho de áreas ocupadas por diferentes coberturas.

Dentro dos SIG podem ser realizados processos que correlacionam diversos fatores, como no caso da ecologia da paisagem, onde vários parâmetros são estudados em conjunto. Segundo Valente (2001), essas técnicas tornaram-se essenciais em ecologia da paisagem, porque tem a capacidade de caracterizar no espaço e no tempo, os padrões de uso e cobertura do solo, que são a base para posterior quantificação da estrutura e definição dos padrões da paisagem.

Uma das principais vantagens dessa técnica com relação aos estudos ambientais é ela permitir a análise de grandes imageamentos contínuos e em intervalos regulares, permitindo a obtenção de dados multiespectrais, multitemporais e em diferentes resoluções espaciais (KOFFER, 1992). O mapeamento do uso da terra e da vegetação natural pode subsidiar ações que visam ao estabelecimento de práticas de desenvolvimento sustentável e a implementação de políticas de conservação e uso sustentável da biodiversidade (ABREU e COUTINHO, 2014).

O sensoriamento remoto orbital através de sistemas ópticos, ou seja, que operam na faixa do visível e infravermelho do espectro eletromagnético, representa atualmente a grande maioria dos estudos. Existem várias plataformas em operação, oferecendo diferentes opções de resolução espacial, temporal, espectral e radiométrica, de acordo com as necessidades de cada aplicação (TUNIZE, 2011).

Em escalas regionais, imagens de resolução mediana, como as dos satélites LANDSAT, são largamente utilizadas para a análise da cobertura da terra por atividades agrícolas e florestais (FIDALGO e ABREU, 2005; TUNIZE, 2011; RIBEIRO *et al.*, 2009) e, ainda, nos estudos da fragmentação florestal (RIBEIRO *et al.*, 2009; PIROVANI, 2010; LANG e BLASCHKE, 2009).

### 2.2.2 Resposta espectral da vegetação

A identificação de objetos a partir do sensoriamento remoto baseia-se no comportamento espectral destes, ou seja, da sua resposta quando expostos à radiação eletromagnética. As folhas são os elementos da vegetação que mais contribuem para o sinal detectado pelos sensores óticos. As propriedades espectrais de uma folha são função de sua composição química, morfologia e estrutura interna, podendo variar de acordo com a maturidade e espécie (PONZONI, SHIMABUKURO e KUPLICH, 2012).

A energia radiante incidente, ao interagir com a folha, é parcialmente absorvida, transmitida e refletida. A energia absorvida seletivamente em determinados comprimentos de onda pelos pigmentos das plantas é, em parte, dissipada na forma de calor ou fluorescência, sendo que apenas uma pequena parcela da energia é armazenada em forma de compostos orgânicos através da fotossíntese (GATES *et al.*, 1965). A resposta espectral padrão da vegetação está apresentada na Figura 4.

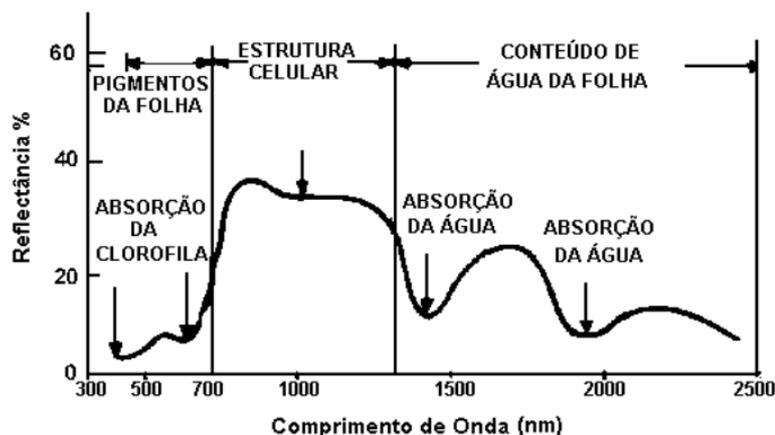


FIGURA 4 - COMPORTAMENTO ESPECTRAL DE UMA FOLHA VERDE  
 FONTE: Moreira (2007)

Os três principais mecanismos que influenciam a quantidade de energia eletromagnética refletida pelas folhas são os pigmentos existentes, os espaços ocupados pela água e ar, e as estruturas celulares internas das folhas (GATES, 1980<sup>4</sup> *apud* CUNHA, 2004).

Ainda, a resposta espectral das folhas é afetada por alguns parâmetros, divididos em duas categorias que seguem:

a) Morfológicos: refere-se geralmente à distribuição das folhas, ou seja, a área efetivamente coberta por elas (o IAF é dado pela área foliar existente em relação à superfície do solo ocupada pela planta) e outros parâmetros como inclinação. De forma geral, quanto maior a área foliar, mais espaço para refletir a energia luminosa. Porém, Steffen *et al.* (1996) observam que na região do visível, o aumento da camada de folhas não acarreta em aumento indefinido da energia refletida, porém, a energia absorvida aumenta exponencialmente até um IAF de valores compreendidos entre 2 e 3.

b) Fisiológicos: refere-se ao tipo e espessura das folhas, conteúdo de água, nutrientes, idade da planta, e a sanidade da planta. Quanto à idade, percebe-se que plantas mais velhas têm refletância maior que folhas jovens, devido à maior presença de pigmentos. A relação da refletância com a idade pode ser vista na Figura 5.

<sup>4</sup> GATES, D. M. **Biophysical Ecology**. Springer-Verlag, New York, 1980.

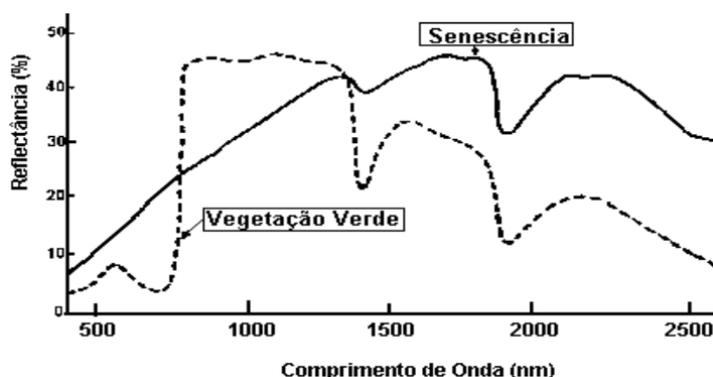


FIGURA 5 - CURVAS DE REFLECTÂNCIA ESPECTRAL DE FOLHAS DE PLANTAS OBTIDAS DURANTE A FASE DE CRESCIMENTO VEGETATIVO E DURANTE A SENESCÊNCIA  
 FONTE: Moreira (2007)

Portanto, se é possível perceber mudanças na quantidade de reflectância a partir de fatores como a idade da folha, pode-se também utilizar estas mudanças para detectar diferenças na vegetação, como a idade, a sanidade, a espécie (ou grupo) entre outras, dependendo das características do sensor, e da capacidade de interpretação do usuário.

Conforme já destacado, a energia incidente na planta pode ser absorvida, refletida ou transmitida. Para o sensoriamento remoto a energia refletida é a mais importante, pois ela pode ser captada pela maioria dos sistemas sensores, os quais registram e armazenam a informação. Desta forma, a energia refletida pela vegetação nas diversas faixas do espectro, pode ser analisada para caracterizá-la.

Na região do visível (0,4 - 0,7  $\mu\text{m}$ ) a maior parte da energia é absorvida, porém existe uma zona de pequena absorção entre 0,54 - 0,62  $\mu\text{m}$  (MOREIRA, 2007), o que explica a aparência verde da vegetação. A absorção na região do azul (aproximadamente 0,445  $\mu\text{m}$ ) se dá pela presença de pigmentos, já na região do vermelho (0,645  $\mu\text{m}$ ) é devido a absorção pela clorofila, enquanto que na região do verde a folha é moderadamente transparente (PONZONI, SHUMBAKURO e KUPLICH, 2012).

Na região do infravermelho próximo (0,72-1,1  $\mu\text{m}$ ) o comportamento da REM depende das propriedades ópticas da folha, além da interação do conteúdo de água (MOREIRA, 2007). No geral, ocorre pequena absorção e grande espalhamento interno, espalhamento que será maior quanto mais lacunosa for a estrutura interna da folha, o que também resultará em maiores valores de reflectância (PONZONI, SHUMBAKURO e KUPLICH, 2012). Segundo Jensen (2009) numa folha sadia típica, a reflectância aumenta muito na região entre 0,7 e 1,2  $\mu\text{m}$  do infravermelho próximo.

Na porção do infravermelho médio (1,1-3,2  $\mu\text{m}$ ) ocorre uma grande absorção devido à presença de água (MOREIRA, 2007; PONZONI, SHUMBAKURO e KUPLICH, 2012). A reflectância nesta região é portanto relação direta com o conteúdo de água na folha, tanto que quanto maior a turgidez das folhas, menores as reflectâncias do infravermelho médio (JENSEN, 2009), apesar disso observam-se picos de reflectância em 1,6 e 2,2  $\mu\text{m}$ .

Por fim, na região do infravermelho distante (ou termal) é observada emissão de radiação eletromagnética dos alvos na superfície da terra, e esta é uma região pouco explorada para estudos com vegetação (MOREIRA, 2007).

No caso de mapeamentos de áreas florestais os sensores vão receber a resposta espectral do conjunto da floresta, ou seja, dos dosséis, portanto é importante analisar como a configuração da floresta como um todo é apresentada. O dossel vegetal, segundo Abreu e Coutinho (2014), pode ser entendido como o produto da sobreposição de folhas, o qual pode variar quanto ao tipo e fisionomia da vegetação, incluindo-se florestas naturais ou plantadas, culturas agrícolas e áreas de diferentes níveis herbáceos. Meneses e Netto (2001) destacam que para poder aplicar as técnicas de sensoriamento remoto nos estudos da vegetação é necessário entender o processo de interação entre a REM e todas as partes da planta, ou seja, com os diversos tipos de dosséis.

Apesar da presença de vários elementos no dossel, Moreira (2007) destaca que o comportamento espectral de folhas isoladas e dosséis pode ser semelhante, o que permite que sejam identificados padrões em imagens multiespectrais. De modo geral os dosséis vegetais apresentam valores baixos de reflectância em imagens multiespectrais, devido a presença dos pigmentos fotossintetizantes nas folhas, que absorvem a REM (MENESES e NETTO, 2001). Ainda, conforme aumenta a densidade vegetal em uma determinada região, espera-se que os valores de reflectância diminuam. Desta forma, vegetações mais densas (e em geral formações mais avançadas) apresentam colorações mais escuras na região do visível, o que torna possível em alguns casos diferenciar tipologias vegetais.

Na região do infravermelho próximo (IVP) a vegetação apresenta altos valores de reflectância, o que gera imagens mais claras (PONZONI, SHUMBAKURO e KUPLICH, 2012). Moreira (2007) destaca também que em relação às folhas, que na região do infravermelho próximo ocorre um aumento na reflectância de acordo com o aumento da camada de folhas, devido ao chamado fator de compensação, descoberto

por Knippling (1970). Esta característica da região do infravermelho é extremamente útil para diferenciação de estágios de vegetação. Já a faixa do infravermelho médio a vegetação volta a apresentar coloração escura.

Outra característica avaliada para diferenciação de formações florestais é a textura apresentada, segundo Ponzoni, Shumbakuro e Kuplich (2012), de maneira geral quanto mais rugosa for a textura, maior é a presença de estratos verticais no dossel, o que pode indicar uma estrutura avançada de vegetação.

### 2.2.3 Segmentação e classificação orientada ao objeto

Existem diversos algoritmos de classificação digital de imagens, dentre eles podem-se citar a classificação automática e a classificação manual. Em áreas extensas normalmente não se aplica classificação manual, e sim automática, e esta pode ainda ser baseada em pixels individuais, dita classificação pixel a pixel, ou baseada em um algoritmo de segmentação de imagem que leva em conta as características espectrais de uma região com pixels similares, denominada classificação por regiões (JENSEN, 2009; CROSTA, 1992).

Da mesma forma, a classificação pode ser supervisionada ou não supervisionada. Utiliza-se a classificação não supervisionada somente quando não se tem conhecimento das possíveis classes existentes na imagem, dessa forma o próprio algoritmo de classificação define as classes e atribui cada um dos pixels a uma delas (SCHOENINGER *et al.*, 2008). Já quando se tem conhecimento sobre as classes presentes, utiliza-se preferencialmente a classificação supervisionada. Neste caso então o usuário define as classes e calcula seus descritores, para que então todos os pixels da imagem sejam classificados, aplicando-se uma regra de decisão com conceitos estatísticos (CENTENO, 2004).

Campos (2005) afirma que como a informação espacial contida na imagem não é usada em algoritmos para classificação espectral pixel a pixel, este tipo de classificação, vem dando lugar a processos que visam o uso de informações contextuais e menor rigidez na atribuição dos pixels às classes, como os classificadores por regiões. Para facilitar a percepção de outros parâmetros além de cor, como em alguns tipos de classificação, pode-se utilizar a segmentação da cena em objetos. A classificação é dita orientada a objeto por utilizar a segmentação da

imagem antes da classificação, e assim, cada polígono é considerado um objeto independente (RIBEIRO *et al.*, 2002).

Na classificação orientada a objeto, além das informações espectrais, podem ser utilizadas outras informações ou atributos adicionais como forma, textura, relacionamento entre objetos e sua vizinhança (RIBEIRO *et al.*, 2002). Na segmentação orientada a regiões, uma região é um conjunto de pontos ligados, ou seja, de qualquer ponto da região pode-se chegar a qualquer outro ponto por um caminho inteiramente contido na região. As regiões que se desejam detectar em geral são regiões homogêneas e apresentam alguma propriedade local aproximadamente constante em toda sua extensão (SCHOENINGER *et al.*, 2008).

Este tipo de classificação consegue identificar muitos mais detalhes presentes no ambiente. Além disso, com a criação de hierarquias dentro do *software* é possível criar uma chave que direciona a classificação de acordo com características intrínsecas na área. Desta forma, este tipo de classificação é o mais adequado em áreas de grande variabilidade e extensão. Além disso, observa-se que este método é muito útil para sensores de baixa e média resolução, devido a dependência mútua entre objetos, definida como rede semântica espacial (ROSENFELDT e LOCH, 2013).

O processo conhecido como segmentação de imagem é descrito por Moreira (2007) como a divisão das regiões espectralmente homogêneas da imagem em objetos, onde dados biofísicos médios das parcelas com os valores médios de brilho dos segmentos constituem-se nas entradas das redes neurais artificiais utilizadas para treinar o algoritmo. A segmentação é usada com a função de diferenciar objetos ou classes diferentes, permitindo assim para o classificador perceber as mudanças e definir padrões para serem verificados em campo.

O procedimento de segmentação elaborado pelo programa eCognition é conhecido como *Multiresolution Segmentation*. Nele são utilizados parâmetros que controlam a segmentação, sendo estes a escala que determina o tamanho médio dos objetos, e os dois critérios de homogeneidade baseados nos valores espectrais e na forma, sendo esta última definida em função da compacidade dos objetos e da suavidade das bordas (CAMPOS e LINGNAU, 2003).

Segundo Baatz e Schäpe (2000) a cor define a porcentagem dos níveis de cinza que contribui para o critério de homogeneidade total e a forma – utilizando os parâmetros de suavização e compactação – aumenta a qualidade da segmentação dos objetos através da sua uniformidade. A segmentação de imagens em

multirresoluções, ou multiescalas, tem por objetivo estabelecer um sistema hierárquico de objetos relacionados entre si, em diferentes níveis de segmentação (LANG e BLASCHKE, 2009).

Segundo Ribeiro *et al.* (2002), o aplicativo eCognition representa o conhecimento do usuário a partir redes conectadas, chamadas de classes hierárquicas de operadores, que são capazes de modificar suas conexões ao sofrerem alterações nas informações fornecidas pelo usuário a partir de amostras, das quais a descrição das classes é obtida. Quanto mais informações relevantes o usuário introduzir no sistema, maior é o conhecimento armazenado nas classes hierárquicas (ABDALLA e FURTADO, 2013).

#### 2.2.4 Satélite Landsat 8

A série Landsat surgiu no final dos anos 1960 como parte do programa de levantamento de recursos terrestres da NASA. Por se tratar do programa de satélites de monitoramento de recursos terrestre mais antigo, operando ininterruptamente desde 1972 e disponibilizando imagens gratuitas, o programa apresenta um importantíssimo acervo histórico de imagens orbitais (NASA, 2012). Em 11 de fevereiro de 2013 foi lançado a Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM) – chamada de Landsat 8, para suprir a falta de dados que existia após problemas com o satélite Landsat 5, já que o Landsat 6 perdeu-se após lançamento, e o Landsat 7 havia parado de captar imagens em 2003.

O Landsat 8 apresenta dois sensores: OLI (*Operational Land Imager*) e TIRS (*Thermal Infrared Sensor*). O sensor OLI apresenta 9 bandas (8 multiespectrais com resolução de 30 metros, e uma banda pancromática com 15 metros de resolução) e o TIRS, apresenta duas bandas (ambas com resolução de 100 metros). Dessa forma, o Landsat 8 apresenta um número de bandas maior que todos os satélites antecessores, as quais estão descritas na Tabela 1.

TABELA 1 - ESPECIFICAÇÕES DAS BANDAS ESPECTRAIS DO SATÉLITE LANDSAT 8

Bandas		Comprimento de Onda ( $\mu\text{m}$ )	Resolução espacial (m)
Banda 1	Costeira Ultra-azul	0,43 - 0,45	30
Banda 2	Azul	0,45 - 0,51	30
Banda 3	Verde	0,53 - 0,59	30
Banda 4	Vermelho	0,64 - 0,67	30
Banda 5	Infravermelho Próximo	0,85 - 0,88	30
Banda 6	Infravermelho Médio 1	1,57 - 1,65	30
Banda 7	Infravermelho Médio 2	2,11 - 2,29	30
Banda 8	Pancromática	0,50 - 0,58	30
Banda 9	<i>Cirrus</i> (nuvens)	1,36 - 1,38	30
Banda 10	Infravermelho Termal 1	10,60 - 11,19	100*
Banda 11	Infravermelho Termal 2	11,50 - 12,51	100*

\* Tratada e disponibilizada em pixel de 30 metros

FONTE: Adaptado de USGS (2014)

Também houve mudança na resolução espectral entre os Landsat 7 e 8. O Landsat 8 contém um número total de 11 bandas, enquanto antes, eram apenas 8 (Landsat 5 e 7). Também, ele apresenta 4 bandas na região do infravermelho, onde antes eram 3. Além disto apresenta a banda 9 (*cirrus*) que foi projetada para monitoramento de nuvens.

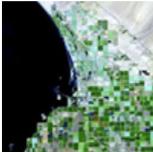
As imagens do Landsat 8 estão disponíveis para *download* gratuitamente no endereço eletrônico do USGS (*United States Geological Survey*). A resolução radiométrica do Landsat 8 é de 16 bits, diferente dos outros satélites da série que apresentavam 8 bits. Da mesma forma as cenas são recebidas pelo usuário em formato GeoTIFF, projeção UTM, Datum WGS 1984, e o período de revisita do sensor na mesma área é a cada 16 dias.

Além disso, o Landsat 8 registra por dia 400 cenas, 150 a mais que o Landsat 7, aumentando a possibilidade de recobrimento sem nuvens da superfície mapeada (NASA, 2012).

Devido a inclusão de algumas novas bandas, os intervalos dentro do espectro dos canais de todas as bandas foram alterados. Desta forma, as combinações usuais agora devem considerar as novas numerações. Na Tabela 2 está a combinação de

bandas para as principais composições coloridas utilizadas, para os satélites Landsat 5, 7 e 8.

TABELA 2 - COMBINAÇÕES PARA AS PRINCIPAIS COMPOSIÇÕES COLORIDAS, PARA OS SATÉLITES DA SÉRIE LANDSAT 5, 7 E 8

Composição	Exemplo de Resultado	Landsat 7 e Landsat 5	Landsat 8
Infravermelho		4, 3, 2	5,4,3
Cor Natural		3, 2, 1	4,3,2
Falsa Cor		5,4,3	6,5,4
Falsa Cor		7,5,3	7,6,4
Falsa Cor		7,4,2	7,5,3

FONTE: Adaptado de USGS (2014)

Até agora existem poucos estudos utilizando o Landsat 8, dentre eles Kalaf *et al.* (2013) testaram a qualidade do posicionamento das imagens, e detectou que estas foram correspondentes às bases cartográficas existentes nas escalas de bases de 1:2.000 e 1:25.000. Este trabalho ainda destaca que esta melhoria no posicionamento se dá pela característica do sensor OLI ser do tipo *Pushbroom*, os quais possuem um menor basculamento do satélite devido a organização dos detectores característicos desse tipo de sensor (MENESES, 2012). Ainda, as imagens disponibilizadas aos usuários apresentam correção, ao nível de ortorretificação quando há dados disponíveis. O processo de correção geométrica realizada consiste na aquisição de Pontos de Controle a partir das bases de dados disponíveis pelo projeto *Global Land*

*Surveys* do ano de 2000, as quais incluem: MDE, SRTM, NED, CDED, DTED e GTOPO 30 (USGS, 2014).

### 2.2.5 SIG para Análise de Paisagem

Segundo Soares Filho (1998) o primeiro passo para a modelagem de paisagem é o mapeamento dos padrões mutáveis de uso e cobertura do solo. Para tanto podem ser utilizados como fonte de dados: levantamentos de campo, mapas previamente existentes, fotografias aéreas, dados publicados por censos demográficos e agrícolas e sensoriamento remoto orbital.

Da mesma forma, Lang e Blaschke (2009) colocam que a quantificação de paisagens, de maneira geral, se configura pela detecção das características espaciais desta. A fim de possibilitar a medição mais precisa e exata busca-se utilizar procedimentos por imageamento e processamento de informações geográficas. Com o uso de imagens digitais é facilitado o mapeamento de grandes extensões de um modo rápido e objetivo o que faz com que essa tecnologia represente uma importante fonte de dados para o desenvolvimento, refinamento e calibração de modelos de dinâmica de paisagem (SOARES FILHO, 1998).

Destaca-se que o SIG não possibilita somente documentar a situação da paisagem, e sim em muitos casos, fomentar o gerenciamento futuro, com bases em modelagens dos fatores ambientais (LANG e BLASCHKE, 2009).

Ainda, segundo Soares Filho (1998), a álgebra de mapas pode ser muito útil na exploração da distribuição espacial das variáveis que podem ter um papel importante na dinâmica da paisagem, a citar relações de distância, adjacência e justaposição, tamanho, complexidade de padrões de uso do solo, como modelos de atração regional e arquiteturas de projetos de colonização, padrões de vegetação e solo, topografia, declividade e distância a fontes de semente, como no caso da sucessão vegetal.

Dentre *softwares* desenvolvidos pode-se citar como pioneiro o SYMAP (desenvolvido em 1960) conforme Lang e Blaschke (2009). Já o programa Fragstats foi desenvolvido pelo Dr. Kevin McGarigal, e projetado para computar uma grande variedade de métricas de paisagem. Diversos autores utilizaram esse *software* para análise da fragmentação em pesquisas (VIDOLIN *et al.*, 2011; VALENTE, 2001; REZENDE, 2011).

Da mesma forma foram encontradas diversas pesquisas utilizando a ferramenta *Patch Analyst* (Analisador de Manchas), que foi formulado como uma extensão para o ArcGis 3.2, mas que já está disponível em várias versões mais atuais. Segundo Lang e Blascke (2009), o *Patch Analyst* fornece essencialmente métricas do Fragstats, porém em forma comprimida.

Outra ferramenta muito utilizada em análise de paisagem é a extensão V-LATE, também desenvolvida para o ambiente do ArcMAP. Esta extensão foi criada por Lang e Tiede (2003) e disponibiliza um conjunto específico de medidas de estrutura de paisagem, relacionadas à área, forma, densidade de bordas, áreas-núcleo, proximidade, conectividade, diversidade e retalhamento (LANG e BLASCHE, 2009).

Finalmente um dos últimos softwares encontrados que tratam da análise de paisagens é o Guidos Toolbox (*Graphical User Interface for the Description of Image Objects and their Shapes*), desenvolvido por Peter Vogt em parceria com EC-JRC (*European Commission – Joint Research Center*). Vogt (2012) destaca que o Guidos implementa novas técnicas para a análise morfológica dos padrões de paisagem que permitem classificar a paisagem à nível de pixel em um conjunto de categorias padrão mutuamente exclusivos relacionados à fragmentação e conectividade, com uma ligação sólida com outras ferramentas e funcionalidades GIS.

## 2.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, L. dos. S.; FURTADO, L. F. de A. Incorporação do conhecimento através da lógica fuzzy para a classificação de imagem óptica. IN: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais....** São José dos Campos, 2013. p. 8208-8215.

ABREU, K. M. P. de; COUTINHO, L. M. Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem. **Vértices**, v.16, n. 1, p. 173-198, 2014.

ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado.** 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2013.

ALENCAR, P. G. de A. M. **Efeito de Borda na Dinâmica do Dossel e Sub-Bosque em um Fragmento de Floresta Atlântica em Igarassu, PE, Brasil.** 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Floresta, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná.** 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Setor de Ciências Exatas e Naturais, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution Segmentation – an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: STROBL, J. et al. (eds.). **Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII.** Wichmann, Heidelberg, p. 12-23, 2000.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas.** 4 ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A. 2007. 740 p.

CAMPOS, M. A. A. **Padrão e Dinâmica de Floresta Tropical, Através de Classificação Orientada à Objeto e da Análise da Paisagem com Imagens Landsat.** 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CAMPOS, M. A. A.; LINGNAU, C. Classificação Orientada a Objeto Para Análise Fractal da Paisagem na Amazônia. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2003, Belo Horizonte. **Anais....** São José dos Campos, 2003. p. 2023-2025.

CARVALHO, W.A.C.; et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.30, n.2, p.315-335. 2007.

CENTENO, J. A. S. **Sensoriamento remoto e processamento de imagens digitais.** Curitiba, 2004. 209 p. Apostila do Curso de Pós Graduação em Ciências Geodésicas, Universidade Federal do Paraná.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Biodiversidade 6. Brasília/DF. 2003. p. 20-24.

CONSTANTINO, R.; BRITZ, R. M. de; CERQUIERA, R.; ESPINDOLA, E. L. G.; GRELE, C. E. de V.; LOPES, A. T. L.; NASCIMENTO, M. T.; ROCHA, O.; RODRIGUES, A. A. F.; SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C.; TIEPOLO, G. Causas Naturais. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Biodiversidade 6. Brasília/DF. 2003. p. 44-66.

CROSTA, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas: IG/UNICAMP, 1992.

CUNHA, C. A. H. da. **Relação entre o Comportamento Espectral, índice de Área Foliar e Produção de Matéria Seca em Capim Tanzânia Submetido a Diferentes Níveis de Irrigação e Doses de Nitrogênio**. 154 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004.

CUNHA, H. F.; FERREIRA, A. A.; BRANDAO, D. Composição e fragmentação do Cerrado em Goiás usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Boletim Goiano de Geografia, Goiânia**, v. 27, n. 2, p. 139-152, 2007

DALLA-LANA, M. **Dinâmica e Prognose do Crescimento em um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Sul do Paraná**. 187 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

DIAS, A.; LATRUBESSE, E. M.; GALINKIN, M. **Projeto corredor ecológico Bananal Araguaia**, Brasília, 2000.

DIAS, A.C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na Floresta Ombrófila Densa do Parque Estadual Carlos Botelho/SP-Brasil**. 2005. 184f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

DURIGAN, G. Estrutura e Diversidade de Comunidades Florestais. In: MARTINS, S.V (Ed.) **Ecologia de Florestas Tropicais do Brasil**. 2ªEd. Editora UFV, 2012. p. 294-325.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Brasília: Ed. UNB, 2003. 68 p.

FIDALGO, E.C.C.; ABREU, M.B. Uso de imagens ASTER para o mapeamento do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio São Domingos, RJ. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12, 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos, 2005. p. 3747-3753.

FISZON, J. T.; MARCHIORO, N. de P. X.; BRITZ, R. M. de; CABRAL, D. de C.; CAMELY, N. C.; CANAVESI, V.; CASTELLA, P. R.; CASTRO, E. B. V. de; JUNIOR, L. C.; CUNHA, M. B. S.; FIGUEIREDO, E. O.; FRANKE, I. L.; GOMES, H.; HRESEMNOU, V. H. V.; LANDAU, E. C.; LIMA, S. M. F.; LOPES, A. T. L.; NETO, E. M.; MELLO, A. L. de; OLIVEIRA, L. C. de; ONO, K. Y.; PEREIRA, N. W. V.; RODRIGUES, A. dos S.; RODRIGUES, A. A. F.; RUIZ, C. C.; SANTOS, L. F. G. L. dos; SMITH, W. S.; SOUZA, C. R. de. Causas Antrópicas. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Biodiversidade 6. Brasília/DF. 2003. p. 66-99.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Liverpool, v. 34, p. 17-34, 1985.

FONTOURA, S. B.; GANADE, G.; LAROCCHA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n.1, p. 79-91, 2006.

FORMAN, R. T. T; GODRON, M. **Landscape Ecology**, New York, John Wiley e Sons, 1986.

FREITAS W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p.520-540, 2012.

FUNDAÇÃO SOS Mata Atlântica: **A Nossa Causa**. 2014. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acesso em 07/09/2014.

FUNDAÇÃO DE PESQUISAS FLORESTAIS DO PARANÁ. **Conservação do bioma floresta com araucária: relatório final – Diagnóstico dos remanescentes florestais.** Curitiba, FUPEF, 2001.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook.** Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, 2005. p. 3-11.

GATES, D. M.; KEEGAN, H. J.; SCHLETER, J. C.; WEIDNER, V. R. Spectral properties of plants. **Applied Optics**, v. 4, n. 1, p.11-20, 1965.

GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 5, p.1-15, 2004.

GORENSTEIN M. R. **Métodos de amostragem no levantamento da comunidade arbórea em Floresta Estacional Semidecidual**. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2002.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. **Landscape and Urban Planning**, v. 29, p. 117-130, 1994.

HARGIS, C. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. The Behavior of Landscape Metrics Commonly used in the Study of Habitat Fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 13, p.167-186, 1998.

HARRIS, L. D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago. 229 p. 1984.

HIGUCHI, P. et al. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, v. 199, p. 125–135. 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Relatório Técnico: Período 2011-2012**. São Paulo, 2013.

JAEGER, J. A. G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. **Landscape ecology**, v. 15, n. 2, p. 115-130, 2000.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução da 2ª edição por (pesquisadores do INPE): José Carlos N. Epiphanyo (coordenador); Antonio R. Formaggio; Athos R. Santos; Bernardo F. T. Rudorff; Cláudia M. Almeida; Lênio S. Galvão. São José dos Campos: Parêntese, p. 672. 2009.

KALAF, R.; BRASILEIRO, R.; CARDOSO, P. V.; CRUZ, C. B. M. Landsat 8: Avanços para mapeamento em mesoescala. In: Congresso Brasileiro de Geoprocessamento e III Jornada de Geotecnologias, 4., 2013, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro, não paginado, 2013.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**. v. 5, p. 173-185, 1989.

KAUANO, E. E. **Caracterização da Paisagem e Sua Influência Sobre Comunidades Vegetais em Restauração na Região da Floresta Atlântica no Litoral Paranaense**. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

KNIPLING, E. B. Physical and physiological basis for the reflectance visible and near infrared radiation from vegetation. **Remote Sensing of Environment**, v. 1, n. 3, p.155-159, 1970.

KOFFER, N. F. Técnicas de sensoriamento remoto orbital aplicadas ao mapeamento da vegetação e uso da terra. **Geografia**. v. 17, n. 2, p. 14-17, 1992.

KURASZ, G.; OLIVEIRA, Y. M. M. de; ROSOT, N. C.; ROSOT, M. A. D. Diagnóstico da Situação do Entorno da Reserva Florestal Embrapa/Epagri de Caçador usando imagem de alta resolução Ikonos. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XII, 2005, Goiânia. **Anais ...** São José dos Campos, 2005. p. 1585-1592.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado**. Eschborn: GTZ. 1990. 343 p.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. 1ª edição. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LANG, S; TIEDE, D. **V-Late Extension für ArcGIS** – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse. 1ª edição. Innsbruck, Austria: ESRI, 2003.

LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 57, p. 205-219, 1991.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 13, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, 1998a.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; LAURANCE, S. G. HUTCHINGS, R. W.; LOVEJOY, T. E. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460-464, 1998b.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**. v. 1, p. 434-451, 2009.

LAURANCE, W. F.; PEREZ-SALICRUP, D.; DELAMÔNICA, P.; FEARNSIDE, P. M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T. E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105-116. 2001.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N.; SONKÉ, B.V.; NUR SUPARDI, M. N.; TERBORGH, J. W.; MARTÍNEZ, R. V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944. 2004.

LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XV, 2011, Curitiba. **Anais....** São José dos Campos, 2011. p. 2067-2074.

LONGHI, S.J. **Agrupamento e análise fitossociológica de comunidades florestais na sub-bacia hidrográfica do rio Passo Fundo-RS**. 1997. 198 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

LUNDBERG, S.; INGVARSSON, P. Population dynamics of resource limited plants and their pollinators. **Theoretical Population Biology**, v. 54, p. 44-49. 1998.

MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: José Olympio, 2ª edição, 1981.

MACHADO, E. L. M.; HIGASHIKAWA, E. M.; MACEDO, R. L. G.; VENTURIN, N.; NAVES, M. L.; GOMES, J. E. Análise da diversidade entre sistemas agroflorestais em assentamentos rurais no sul da Bahia. **Revista Científica de Engenharia Florestal**, n. 5, não paginado, 2005.

McARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton Univ. Press. Ed., Princeton, 1967.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad Ecológica y su Medición**. Barcelona: Vedral, 1989. 200 p.

MATLACK, G. R. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. **Journal of Ecology** v. 82, p. 113-123, 1994.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. Forest Science Department, Oregon State University. Corvallis Oregon, 59 p. 1995.

MEDEIROS, J. de D. Os estados da Mata Atlântica: Santa Catarina. In: CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: Uma Rede pela Floresta**. Brasília: RMA, 2006. p. 45-57.

MELO, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, vol. 8, n. 3, p. 21-27, 2008

MENESES, P. R. Princípios de sensoriamento remoto. In: MENESES, P. R. e ALMEIDA, T. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: UNB, 2012. p. 1-33.

MENESES, P. R.; NETTO, J. S. M. **Sensoriamento Remoto: reflectância dos alvos naturais**. Brasília, DF, Ed. Universidade de Brasília (UnB), 2001.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v.1. n. 1/2, 2001.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of south-east Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v. 37, p. 29-35, 1997.

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de Sistemas de Informações Geográficas**. Brasília, DF, Ed. Embrapa. 425 p. 2005.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. Viçosa, MG, 3ª Ed. UFV, 2007, 241 p.

MORENO, C.E. **Métodos para medir la biodiversidad**. Zaragoza, España: M & T manuales y tesis SEA, 2001. 84 p.

MUCHAILH, M. C. **Análise da Paisagem Visando à Formação de Corredores de Biodiversidade**. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2007.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trees Reviews**. 1995, v. 10, p. 58-62

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; da FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NAPPO, M. E.; GRIFFITH, J. J.; MARTINS, S. V.; MARCO-JÚNIOR, P.; SOUZA, A. L de; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Bentham em área minerada, em Poços de Caldas, MG. **Revista Árvore**, v. 28, n. 6, p. 811-829, 2004.

NASA. Landsat Data Continuity Mission: Continuously Observing Your World. 2012. Disponível em: < [http://landsat.gsfc.nasa.gov/wp-content/uploads/2012/12/LDCM\\_Brochure\\_Dec20121.pdf](http://landsat.gsfc.nasa.gov/wp-content/uploads/2012/12/LDCM_Brochure_Dec20121.pdf)>. Acesso em: 08/09/14.

NASCIMENTO, H. E. M.; ANDRADE, A. C. S.; CAMARGO, J. L. C.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; RIBEIRO, J. E. L. Effects of the Surrounding Matrix on Tree Recruitment in Amazonian Forest Fragments. **Conservation Biology**, v. 20, n. 3, p. 853-860, 2006.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. **Landscape Ecology – Theory and Application**. New York / Berlin / Heidelberg / Tokyo: Springer Series on Environmental Management, 1984.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blucher. 308 p. 2005.

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.

OLIVEIRA, C. V. de; BARRETO, P. A. B.; GOMES, A. S.; GUIMARÃES, S. O. Efeito de Borda e Decomposição da Serapilheira Foliar de um Fragmento Florestal, em Vitória da Conquista – BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, n. 17, p. 1150-1161, 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORREA, B. S.; ALVES, J. M. Dinâmica da Comunidade e Populações Arbóreas da Borda e Interior e um Remanescente Florestal da Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um Intervalo de Cinco Anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007.

PHILLIPS, O.L.; NUÑEZ, P.V.; TIMANÁ, M.E. Tree mortality and collection botanical vouchers in Tropical Forests. **Biotropica**, v. 30, n. 2, p. 298-305, 1998

PIROVANI, D. B., **Fragmentação florestal e dinâmica da ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2010.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, 2014

PONZONI, F. J.; SHIMBAKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. São Paulo, SP, Oficina de Textos, 2ª ed., 160 p. 2012.

PORTELA, R. C. Q. **Estabelecimento de plântulas e jovens de espécies arbóreas em fragmentos florestais de diferentes tamanhos**. 90f. Tese (Doutorado) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. Campinas. 2002.

PRIMACK, R.B.; E. RODRIGUES. **Biologia da Conservação**. Londrina, E. Rodrigues, 2001.

PROBIO. **Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica**. Relatório Final. Rio de Janeiro, 2007.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 7, p. 385-403, 1998.

REZENDE, R. A. **A Fragmentação da Floresta Nativa como Instrumento de Análise da Sustentabilidade Ecológica de Áreas Protegidas – Espinhaço do Sul (MG)**. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências Naturais) – Departamento de Geologia, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2011.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. **The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot**. In: Frank E. Zachos; Jan Christian Habel. (Org.). **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. Berlin: Springer-Verlag, p. 405-434, 2011.

RIBEIRO, S. R. A.; SANTOS, D. R. dos; CENTENO, J. S. Aplicação da metodologia de dados orientado a objeto na classificação de uma área urbanizada, utilizando uma imagem digital obtida por meio da tecnologia do laser scanner. In: Simpósio Brasileiro de Geomática, 2002. Presidente Prudente. **Anais...** Presidente Prudente, p.144-149, 2002.

RIBEIRO, S.; MARQUES, J. C. B. Características da paisagem e sua relação com ocorrência de bugios-ruivos (*Alouatta guariba clamitans* Cabrera, 1940; Primates, Atelidae) em fragmentos florestais no vale do Taquari, RS. **Natureza e Conservação**. v. 3, n. 2, p. 65-78, 2005.

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

RIES, L.; FLETCHER JR., R. J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 491-522, 2004.

RIGUEIRA, D. M. G.; MOLINARI, A. L. M.; MARIANO, D. L. S.; REIS, R. M.; PORTUGAL, A. B.; SANTANA, N. de S.; SANTOS, R. A. dos. Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 1, 2012.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeito de borda. **Rodriguésia**, v. 57, n. 1, p. 63-74, 2006.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. de (eds.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.

ROSENFELD, Y. A. Z.; LOCH, C. O Uso de Imagens Multitemporais para o Planejamento Urbano e Caracterização de Áreas Irregulares. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 6, p. 1153-1166, 2013.

SANQUETTA, C. R.; MATTEI, E. **Perspectivas de Recuperação e Manejo Sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba: Multi-Graphic, 2006.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18-35, 1991.

SCARIOT, A.; FREITAS, S. R. de; NETO, E. M.; NASCIMENTO, M. T.; OLIVEIRA, L. C. de; SANAIOTTI, T.; SEVILHA, A. C. de; VILLELA, D. M. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade – Vegetação e Flora. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Biodiversidade 6. Brasília/DF. 2003. p. 104-123.

SCARIOT, A.; SOUZA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 2005.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequidêneas heterogêneas**. Santa Maria: UFSM. 2000. 195 p.

SCHOENING, E. R.; KOEHLER, H. S.; WATZLAWICK, L. F.; OLIVEIRA, P. C. de. Uso de redes neurais artificiais como uma alternativa para mapeamento de biomassa e carbono orgânico no componente arbóreo de florestas naturais. **Ambiência**, Guarapuava, v. 4, n. 3, p. 529-539, 2008.

SEMA, IAP (2008) Lista Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção no Paraná. Disponível em: [www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Atividades/POP5\\_LISTA\\_OFICIAL\\_ESPECIES\\_EXTINCAO.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Atividades/POP5_LISTA_OFICIAL_ESPECIES_EXTINCAO.pdf). Acesso em: 07/09/2014.

SILVA, M. A. M. **Efeito de borda na estrutura e dinâmica de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil**. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

SILVA, V. V. da. **Médio Vale da Paraíba do Sul: Fragmentação e Vulnerabilidade dos Remanescentes da Mata Atlântica**. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2002.

SHIMIZU, J. Y. Estratégia complementar para conservação de espécies florestais nativas: resgate e conservação de ecótipos ameaçados. **Pesquisa Florestal brasileira**, Colombo, n. 54, p. 07-35, 2007

SOARES-FILHO, B. S. **Análise de Paisagem: Fragmentação e Mudanças**. Belo Horizonte. 1998.

STEFFEN, A. C., MORAES, E. C., GAMA, F. F. Radiométrica óptica espectral. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, VIII. **Anais...** Salvador, 1996. São José dos Campos. INPE, 43 p. 1996.

TABARELLI, M.; BALDER, W. M. Efeitos da fragmentação na Floresta Atlântica da bacia de São Paulo. **Hoehna**, v. 2, p. 168-186, 1998.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328-2340, 2010.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 19, n. 119-128, 1999.

TROPPEMAIR, H. Ecologia da paisagem: uma retrospectiva. In: Fórum de debates Ecologia da Paisagem e Planejamento Ambiental, I, 2000, Rio Claro. **Anais....** Rio Claro, não paginado, 2000.

TUNIZE, M. S. **Mapeamento da Cobertura e Uso da Terra a partir de Imagens Ikonos da floresta de Inhamacari, província de Manica, Moçambique.** 91 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: The effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics.** v. 20, p. 171-197. 1989.

TURNER, M. G., R. H. GARDNER, R. V. O'NEILL. **Landscape Ecology in theory and practice.** New York: Springer-Verlag. 2001.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity.** New York: Springer Verlag, 1990. 536 p.

TURNER, M.G.; RUSCHER, C.L. Changes in the spatial patterns of lands use in Georgia. **Landscape Ecology**, v. 1, p. 241-251, 1988.

URBAN, D. L.; O'NEILL, R. V.; SHUGART, H. H., Jr. Landscape ecology. A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. **BioScience**, v. 37, n. 2, p. 119-127, 1987.

USGS. **Frequently Asked Questions about the Landsat Missions.** 2014. Disponível em: <[http://landsat.usgs.gov/band\\_designations\\_landsat\\_satellites.php](http://landsat.usgs.gov/band_designations_landsat_satellites.php)>. Acesso em: 08/09/14.

VALENTE, R. de O.; VETTORAZZI, C. A. Comparação entre métodos de avaliação multicriterial em ambiente SIG, para a conservação e a preservação florestal. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 69, p. 51-61, 2005.

VALENTE, R. O. A. **Análise da Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP.** 142 f. Dissertação (mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2001.

VETTORAZZI, C. A. Técnicas de Geoprocessamento no Monitoramento de Áreas Florestadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p.45 – 51, 1996.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica, IPEF**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIANA, W. R. C. da C. **Fragmentação Florestal e Diversidade de Habitats na Bacia Hidrográfica do Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil**. 99 f. Dissertação (Pós graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, 2011.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, São Paulo, 1992. Anais. São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p. 400-407.

VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, 2007.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da Estrutura da Paisagem de um Remanescente de Floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.

VIEIRA, M. V. et al. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1191–1200, 2009.

VOGT, P. **New Assessment Tools for Landscape Ecologists**. 2012. Disponível em: <<http://www.earthzine.org/2012/12/05/new-assessment-tools-for-landscape-ecologists/>>. Acesso em: 08/09/14.

WILCOVE, D. S.; McLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. **Habitat fragmentation in the temperate zone**. IN: SOULÉ, M. E. (ed.) *Conservation Biology*, Sinauer, Sunderland, MA, 1986. p. 237-256.

XAVIER da SILVA, J.; ZAIDAN, R. T.(Org.) **Geoprocessamento e Meio Ambiente**. Ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro. 328 p. 2011.

### 3 CAPÍTULO III: MAPEAMENTO DAS ÁREAS FLORESTAIS NA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU – PR EM 2013

#### 3.1 INTRODUÇÃO

A expansão das atividades antrópicas sobre os ecossistemas naturais é uma realidade presente há muito tempo no Brasil. Com a maior demanda de áreas para as atividades econômicas, muito da riqueza natural do país vem sendo eliminada por meio de desmatamentos e queimadas, apesar da existência de legislação que regulamenta a supressão da vegetação, como o Decreto 5.975 de 30 de novembro de 2006 (BRASIL, 2006).

Uma das principais consequências dos desmatamentos é a formação de uma paisagem altamente fragmentada, na qual as ilhas de florestas remanescentes ficam isoladas por grandes áreas de pasto, plantações ou outros ambientes alterados (DELAMÔNICA *et al.* 2001; LAURANCE e VASCONCELOS, 2009). Considera-se que o processo global de fragmentação de habitats é, possivelmente, a mais profunda alteração causada pelo homem ao meio ambiente (REIS e CONCEIÇÃO, 2010).

O bioma Mata Atlântica, segundo Ribeiro *et al.* (2011), foi uma das maiores florestas tropicais das Américas, e apesar de sua degradação, ainda se mostra como um excelente laboratório científico para entendermos como se distribui espacialmente a diversidade biológica das florestas tropicais (TABARELLI *et al.*, 2012).

Apesar de existirem diversos estudos neste importante bioma, existem muitas divergências sobre sua conservação. Estudos apontam que, considerando-se o limite do bioma criado pela Lei da Mata Atlântica, ainda restavam em 2012 cerca de 14,5% de remanescentes originais (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2013). No Paraná, ainda segundo os mesmos autores, estima-se que existam cerca de 11,8% das áreas de floresta na área original da Mata Atlântica (cerca de 11,6% do estado). Outros estudos porém apontam valores maiores, como 18,51% do estado (ACCIOLY, 2013) ou 19,89% do estado (acima de 40 ha) mapeado em 2002 pelo PROBIO (2007).

A maioria das divergências de áreas é reflexo de diferentes escalas e técnicas de mapeamento utilizadas. Existem diversas técnicas de classificação que podem ser aplicadas, e dentre estas, destaca-se atualmente a classificação orientada ao objeto.

A classificação orientada ao objeto permite considerar a informação espacial contida nas imagens, além de informações contextuais e menor rigidez na atribuição dos pixels às classes (CAMPOS, 2005).

Nos softwares de classificação orientada ao objeto podem-se criar hierarquias que direcionam a classificação de acordo com as informações relevantes o usuário introduzir no sistema (ABDALLA e FURTADO, 2013). Desta forma, este tipo de classificação pode trazer benefícios em ambientes heterogêneos e complexos (ALMEIDA *et al.*, 2014), e é útil para sensores de baixa e média resolução, devido a dependência mútua entre objetos, definida como rede semântica espacial (ROSENFELDT e LOCH, 2013).

A sub-bacia do Alto Iguaçu é uma das 3 sub-bacias que fazem parte, parcialmente, do Comitê da Bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira, e tem início nas suas cabeceiras, situadas nos contrafortes ocidentais da Serra do Mar (SEMA, 2007). A sua área apresenta menos de 2% do território paranaense e concentra cerca de 30% da população do Estado (IPARDES, 2013a).

### 3.2 HIPÓTESES

Este trabalho teve como bases as hipóteses que se seguem:

- Espera-se que seja encontrada baixa proporção de áreas florestais na sub-bacia, conforme observado em estudos referentes à Mata Atlântica;
- Espera-se ainda que, destas áreas, os maiores valores sejam para a classe de floresta secundária em estágio médio/avançado, também devido à valores encontrados na maioria dos estudos.

### 3.3 OBJETIVOS

Este trabalho tem como objetivo principal a identificação e classificação dos fragmentos florestais encontrados na sub-bacia Hidrográfica Alto Iguaçu, no Paraná, para o ano de 2013.

Os objetivos específicos foram:

- Quantificar as áreas florestais na área de estudo;
- Classificar estas áreas florestais por categorias;
- Analisar a distribuição espacial dessas áreas na sub-bacia.

### 3.4 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.4.1 Área de Estudo

O limite da área de estudo, sub-bacia do Alto Iguaçu, foi obtido em formato vetorial na página eletrônica do Instituto das Águas do Paraná (2014). A área compreende um total 1.026.094,61 ha e está representada na Figura 6. A sub-bacia Alto Iguaçu é uma das três subdivisões da bacia do Rio Iguaçu, a qual compreende uma superfície de aproximadamente 70.800 km<sup>2</sup> e se localiza no Paraná (mais de 80% de sua área) além de ao norte de Santa Catarina e na Argentina (SEMA, 2013).

Na região do Alto Iguaçu encontra-se a maior urbanização dentro da bacia, estando incluído dentro de sua área a capital do estado, Curitiba e toda região metropolitana envolta desta, com cerca de 3.126.229 de habitantes, dos aproximadamente, 10.444.526 de habitantes do estado (IPARDES, 2013a).

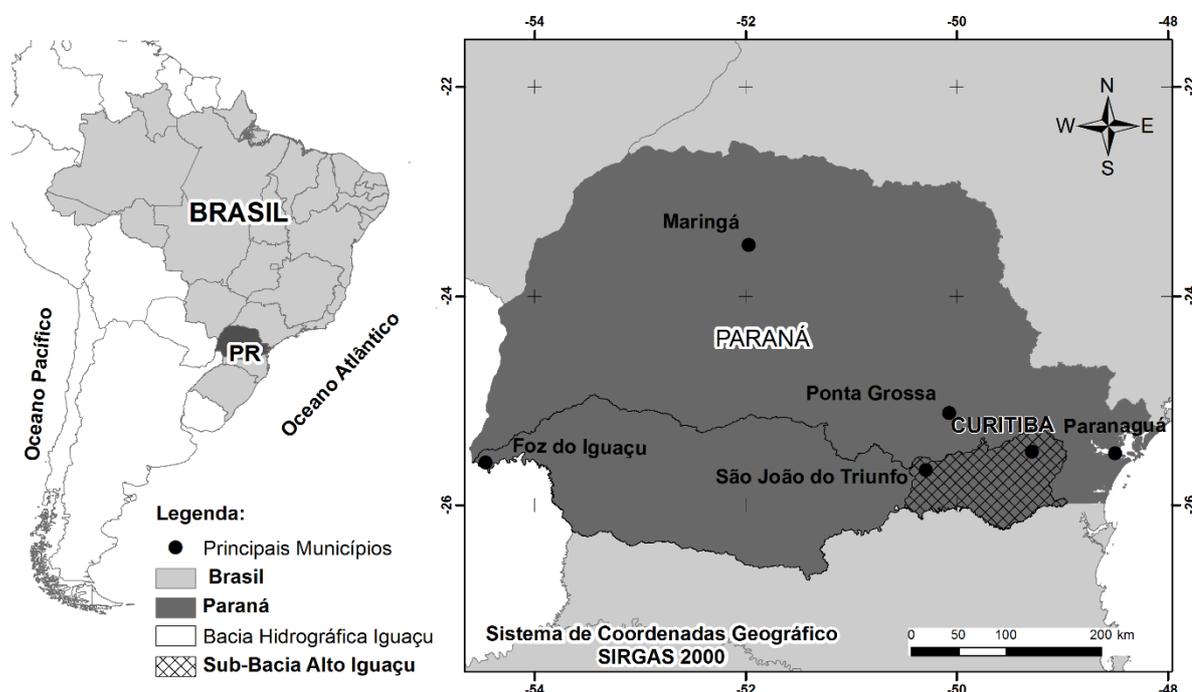


FIGURA 6 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO  
 FONTE: A autora (2015)

A sub-bacia encontra-se no domínio da Floresta Ombrófila Mista (FOM) em quase sua totalidade, cerca de 80% da área, apesar de existirem regiões de ocorrência da Floresta Ombrófila Densa (FOD) em cerca de 0,4%, e áreas de estepe gramíneo lenhosa em aproximadamente 20% da área (ITCG, 2014). Os climas predominantes da região são Cfb, além de área de transição entre Cfa e Cfb (ITCG, 2014).

Conforme dados do ITCG (2014) a área ainda encontram-se diversos tipos de solos, com predominância de Cambissolos e Latossolos. E quanto a declividade, são predominantes as áreas planas, porém encontram-se declividades até acima de 45° (ITCG, 2014).

A espacialização das variáveis clima, fitogeografia, solos e declividade está apresentada na Figura 7, baseada nos temas disponíveis pelo ITCG (2014).

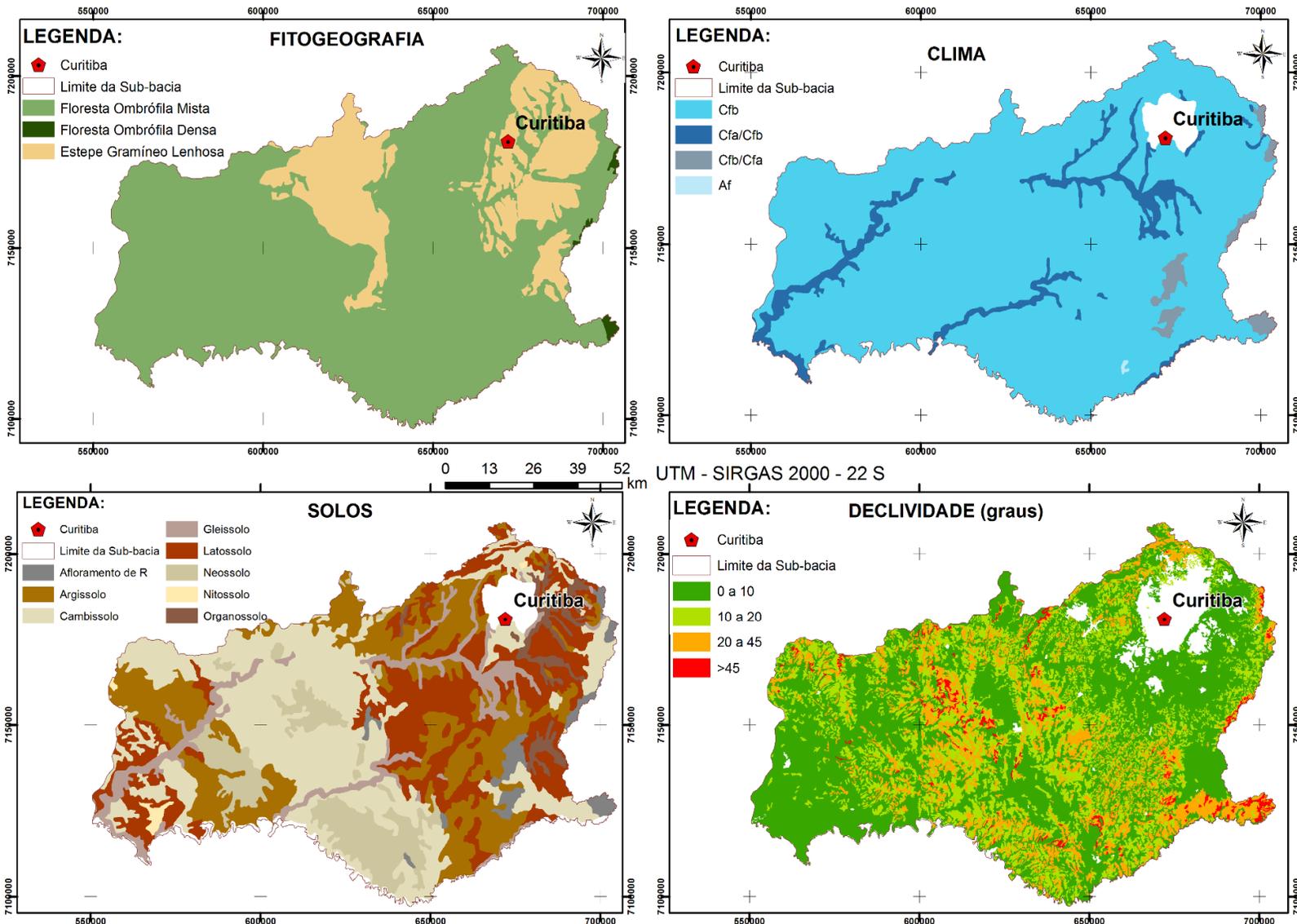


FIGURA 7 - FITOGEOGRAFIA, CLIMA, SOLOS E DECLIVIDADE NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU  
 FONTE: A autora (2015)

### 3.4.2 Processamento das Imagens

Para a classificação da vegetação foram utilizadas imagens do satélite Landsat 8, sendo necessárias duas cenas do mesmo, as quais são detalhadas na Tabela 3. As imagens foram obtidas gratuitamente pelo site de Pesquisa Geológica Americano (USGS, 2014).

TABELA 3 - CENAS DO SATÉLITE LANDSAT 8 UTILIZADAS PARA A CLASSIFICAÇÃO DOS TIPOS DE VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA

Órbita/Ponto	Data (dia/mês/ano)
220/078	08/09/2013
221/078	30/08/2013

FONTE: A autora (2015)

As bandas utilizadas neste trabalho, foram 654 (infravermelho médio, infravermelho próximo, e vermelho), além da banda pancromática. A primeira etapa do trabalho consistiu em fazer a fusão entre as bandas coloridas, com 30 metros de resolução espacial, e a banda pancromática, com 15 metros de resolução espacial, obtendo-se assim como resultado as 3 bandas coloridas de interesse na resolução de 15 metros.

A fusão de bandas foi executada no *software* Envi 4.5 a partir da transformação HSV (*hue*, *saturation* e *value*). Pela técnica de fusão HSV três bandas espectrais de baixa resolução espacial são transformadas do espaço RGB de cores para o espaço HSV, após o qual a componente V é substituída pela banda de alta resolução (MADANI, 2014).

A fusão HSV permitiu uma melhor definição dos objetos contidos na imagem, facilitando sua posterior classificação, como pode ser observado na Figura 8, onde são colocados lado a lado duas composições coloridas, na primeira (A) com as bandas em sua forma original (apresentando resolução de 30 metros), e na segunda (B) a composição destas mesmas bandas após sua fusão com a banda pancromática, resultando na resolução espacial de 15 metros.

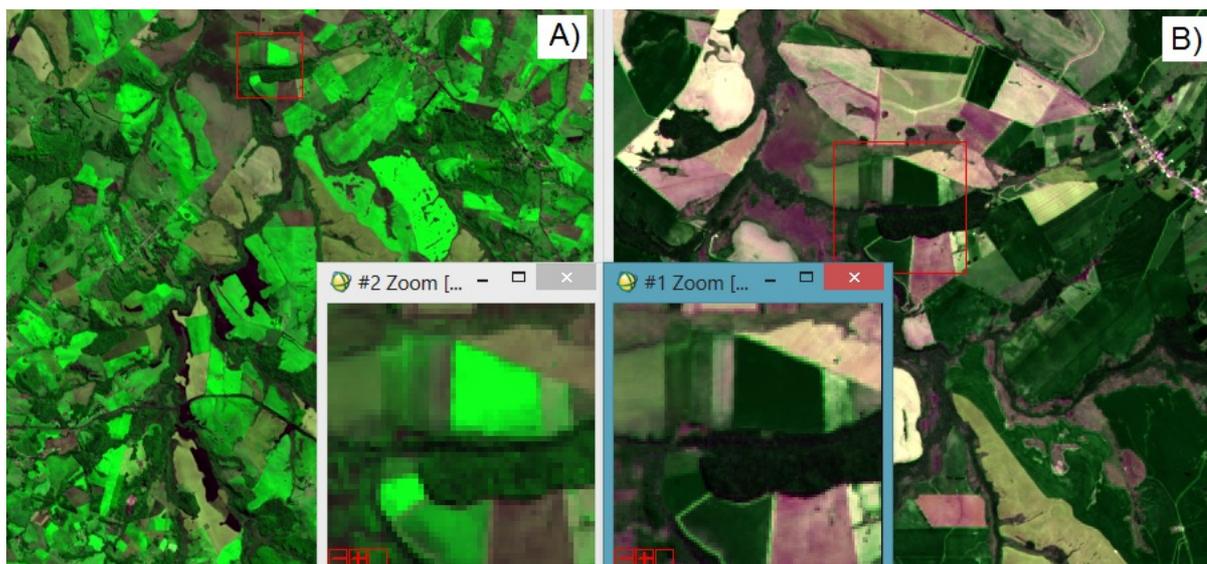


FIGURA 8 - COMPOSIÇÕES COLORIDAS (RGB: 654) DE CENA DO SATÉLITE LANDSAT 8. A) BANDAS EM SUA RESOLUÇÃO ORIGINAL DE 30 METROS. B) BANDAS FUSIONADAS COM A BANDA PANCRÔMÁTICA (RESOLUÇÃO DE 15 METROS)

FONTE: A autora (2015)

Após a fusão foi realizado o cruzamento das cenas com o limite da área de estudo, a fim de diminuir o tamanho das imagens apenas para o necessário, eliminando gastos extras de processamento.

As cenas recortadas foram então georreferenciadas, utilizando-se para este processo arquivos vetoriais de rodovias e cursos de água, obtidos de forma gratuita pelos endereços eletrônicos do Departamento Nacional de Trânsito (DNIT, 2014) e pela Agência de Águas do Paraná (2014).

O georreferenciamento foi realizado também no *software* Envi 4.5, e foram utilizados aproximadamente 35 pontos em cada cena. A transformação geométrica utilizada foi a partir de um polinômio de primeiro grau, e a reamostragem utilizada foi a do vizinho mais próximo. A escolha do método do vizinho mais próximo justifica-se porque apesar deste método não ter o melhor efeito visual, este é o que melhor preserva os valores digitais originais, desta forma sendo o método indicado em casos nos quais a imagem sofrerá classificação posterior (CROSTA, 1992).

### 3.4.3 Classificação Orientada à Objetos

Para a identificação dos temas de interesse utilizou-se a classificação orientada a objetos, realizada com o *software* e-Cognition (versão 5.0.10). A classificação foi dividida em dois níveis, em que no primeiro classificou-se áreas florestais e não-

florestais e no segundo nível as áreas florestais foram subdivididas em mais três classes: Floresta Secundária em Estágio Inicial (FSEI), Floresta Secundária em Estágio Médio/Avançado (FSEMA) e Reflorestamentos, conforme a Figura 9. As classes de floresta secundária foram baseadas na resolução número 2 do CONAMA de 1994.



FIGURA 9 - NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO  
 FONTE: A autora (2015)

Para o primeiro nível realizou-se segmentação com escala de 30 pixels e com os valores de 0,9 para cor, 0,1 para forma, 0,5 compacidade e 0,5 para textura. Posteriormente foram coletadas amostras das áreas florestais e não florestais a partir da imagem segmentada. Das amostras selecionadas foram definidas equações para diferenciar estas duas classes, conforme discriminadas posteriormente. Estas equações foram elaboradas após vários testes, até que fosse possível diferenciar com clareza as classes.

Como foram necessárias duas cenas para mapear a área toda e estas apresentavam características distintas de luminosidade, optou-se por classifica-las separadamente. Portanto, para as duas cenas elaborou-se as regras de decisão para as classes, e decidiu-se classificar as áreas não florestais como sendo o inverso das áreas florestais, ou seja, tudo que não foi incluído em floresta pela regra de decisão, passou a ser considerado na categoria de áreas não florestais. As equações para as classes nas duas cenas são apresentadas a seguir, na Figura 10.

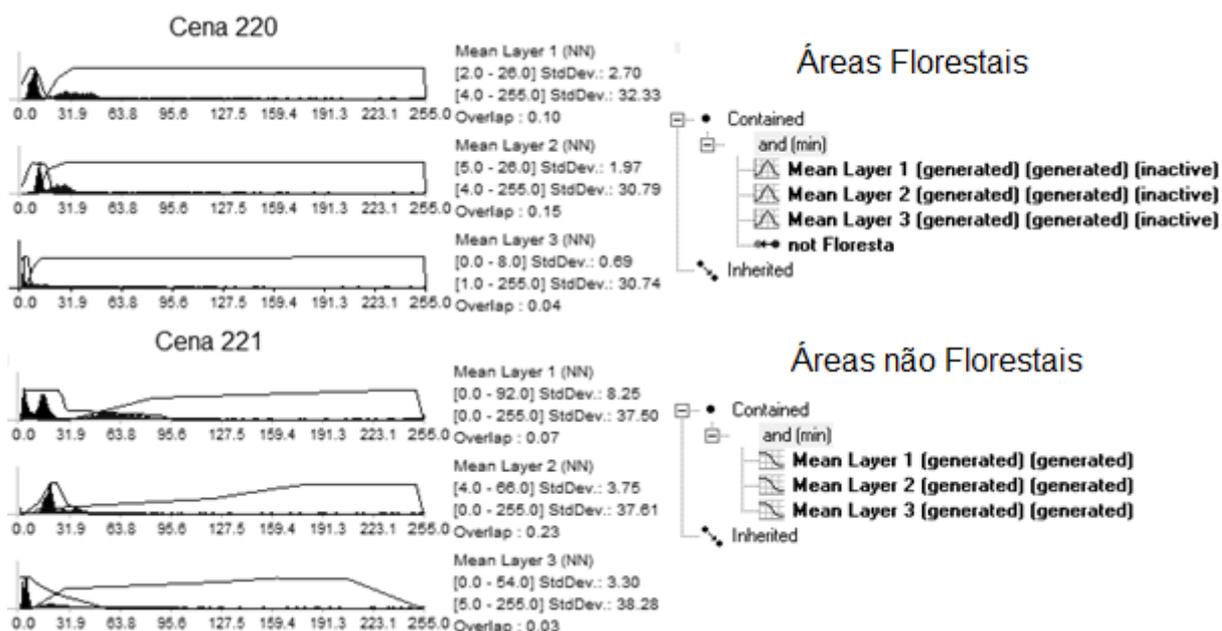


FIGURA 10 - REGRAS DE DECISÃO PARA O 1º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO  
FONTE: A autora (2015)

Na segunda fase da classificação, foi realizado um refinamento das áreas florestais em três outras classes: Floresta Secundária em Estágio Inicial, Floresta Secundária em Estágio Médio/Avançado e Reflorestamentos. O processo para esse nível foi semelhante ao primeiro, porém desta vez definiu-se uma escala de segmentação mais detalhada, de 10 pixels. Desta forma mudanças mais sutis foram detectadas em comparação ao primeiro nível, possibilitando a diferenciação das classes de floresta.

As classes avaliadas se caracterizam espectralmente por:

- **FSEI – Floresta Secundária em Estágio Inicial** – apresenta na imagem textura lisa, tonalidade verde claro e sem formato padrão;
- **FSEMA - Floresta Secundária em Estágio Médio/Avançado:** na imagem apresenta textura rugosa, tonalidade verde médio ou escuro e sem formato padrão;
- **Reflorestamento:** Textura lisa, tonalidade verde escuro e formato com bordas retas.

Na Figura 11 são apresentados alguns exemplos de amostras das classes descritas anteriormente.

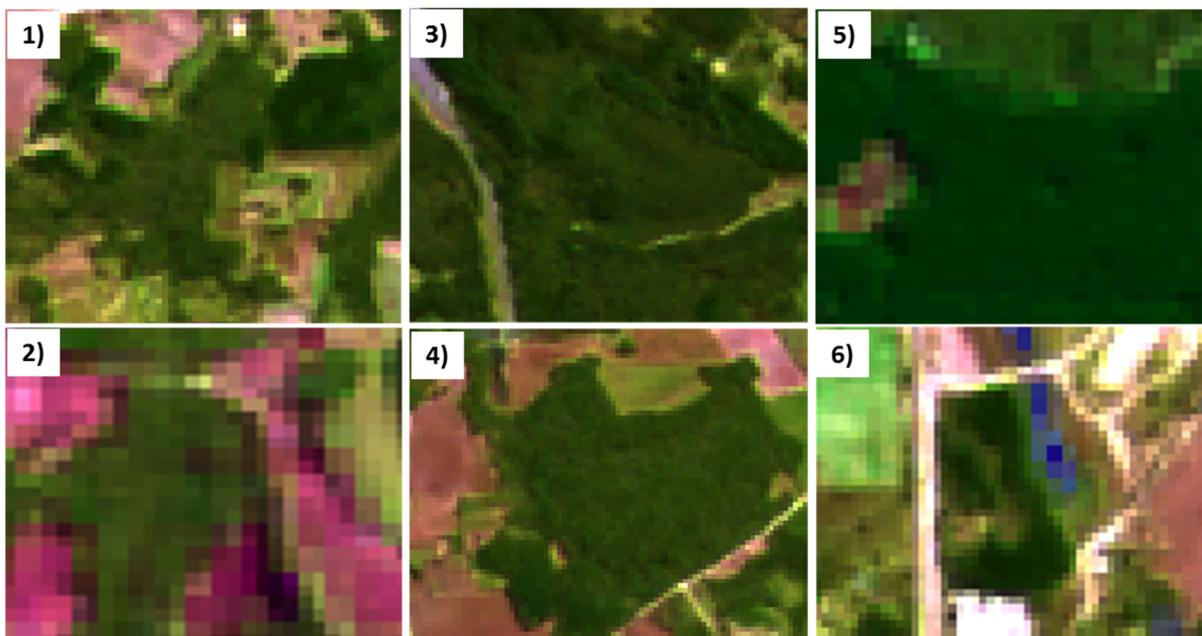


FIGURA 11 - EXEMPLOS DE AMOSTRAS NA IMAGEM DAS CLASSES FSEI (EM 1 E 2), FSEMA (EM 3 E 4), E REFLORESTAMENTO (EM 5 E 6)

As equações para este segundo nível estão demonstradas a seguir (Figuras 12, 13 e 14). Em alguns casos não foram utilizadas todas as bandas para definir uma classe, já que a resposta espectral das áreas florestais, mesmo em seus diferentes estágios, em alguns casos se mesclavam.

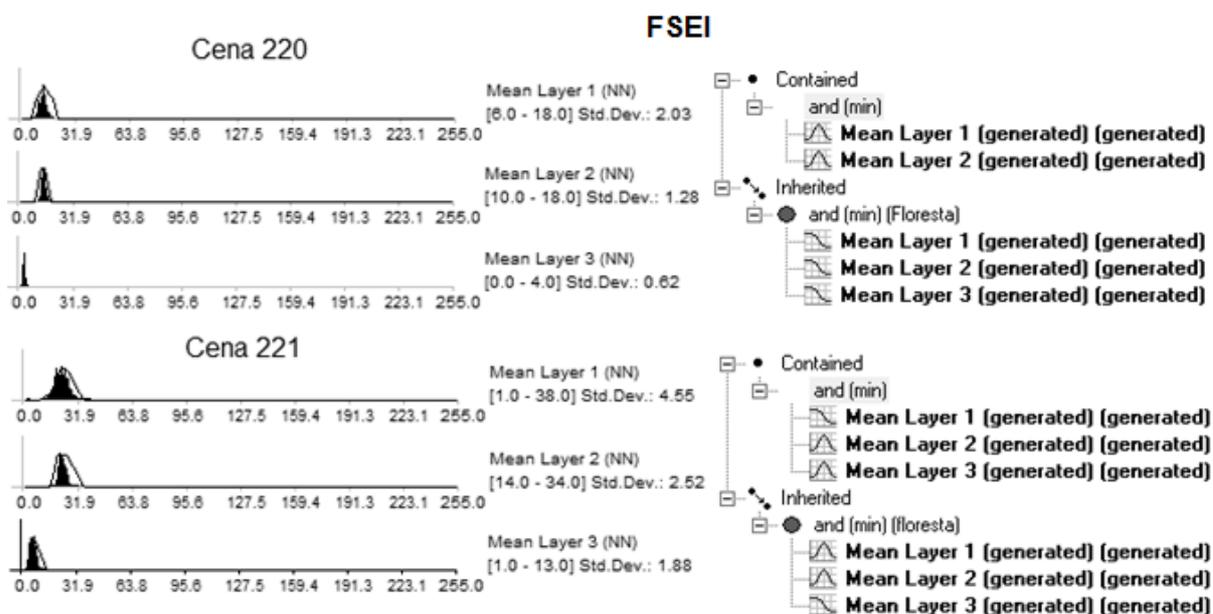


FIGURA 12 - REGRAS DE DECISÃO PARA A CLASSE DE FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL, NO 2º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO  
 FONTE: A autora (2015)

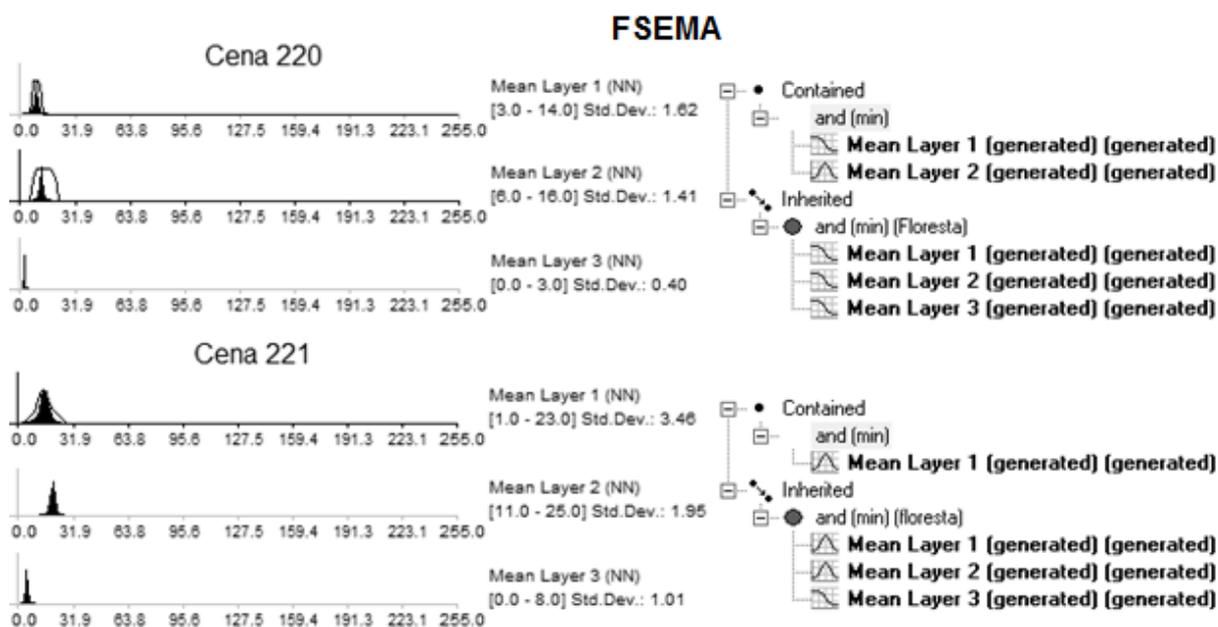


FIGURA 13 - REGRAS DE DECISÃO PARA A CLASSE DE FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO MÉDIO/AVANÇADO DE REGENERAÇÃO SECUNDÁRIA, NO 2º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO  
 FONTE: A autora (2015)

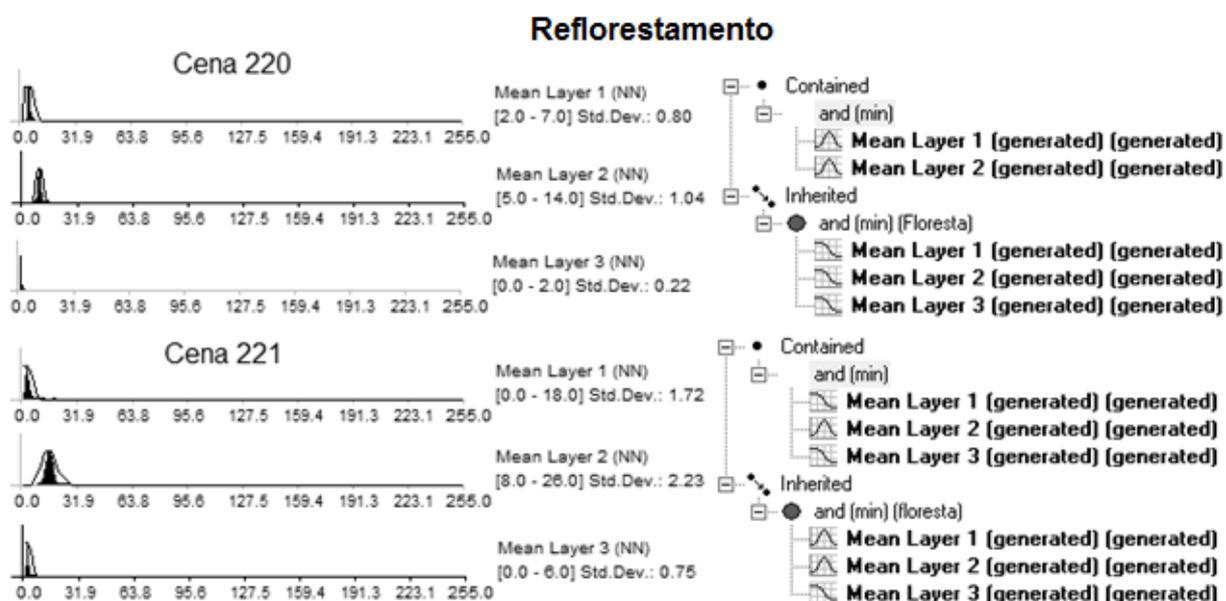


FIGURA 14 - REGRAS DE DECISÃO PARA A CLASSE DE REFLORESTAMENTO, NO 2º NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO  
 FONTE: A autora (2015)

#### 3.4.4 Acurácia do mapeamento

Após a classificação de todas as áreas florestais, foi calculada a acurácia do mapeamento, a partir dos Índices Kappa e Exatidão Global. Para o cálculo destes índices foi necessário realizar uma verificação em campo, na qual foram sorteados 60 pontos aleatórios sobre as áreas classificadas como florestais, e estes pontos foram

visitados a fim de confirmar quais classes de vegetação eles apresentavam. Desta forma, foi possível comparar a verdade de campo com a classificação realizada.

O Índice Kappa (K) é dado pela Equação 1. Na Tabela 4 são observadas as classes de desempenho de classificação de acordo com o valor Kappa.

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^l x_{ii} - \sum_{i=1}^l (x_{i+} x_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^l (x_{i+} x_{+i})} \quad (1)$$

Em que:

$K$  = índice de exatidão Kappa;

$l$  = nº de linhas da matriz quadrada

$x_{ii}$  = nº de observações na linha  $i$  e da coluna  $i$ ;

$x_{i+}$  e  $x_{+i}$  = total marginal da linha  $i$  e coluna  $i$ , respectivamente;

$n$  = número total de amostras.

TABELA 4 - AVALIAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO CONFORME OS VALORES DO ÍNDICE KAPPA

Índice Kappa	Desempenho da classificação
$< 0$	Péssima
$0 < K \leq 0,2$	Ruim
$0,2 < K \leq 0,4$	Razoável
$0,4 < K \leq 0,6$	Boa
$0,6 < K \leq 0,8$	Muito boa
$0,8 < K \leq 1,0$	Excelente

FONTE: LANDIS E KOCH (1977)

O Índice de Exatidão Global (Q) é dado pela Matriz de Confusão Global, ou Matriz de Erro, conforme exemplo a seguir (Tabela 5) e Equação 2.

$$Q = \frac{\sum_{i=1}^c x_{ii}}{n} \quad (2)$$

Em que:

$Q$ : Confusão Global;

$\sum_{i=1}^c x_{ii}$ : soma da diagonal principal da matriz de erros;

$x_{ii}$ ;  $n$ : número total de amostras coletadas.

A matriz de confusão é formada por um arranjo quadrado de números dispostos em linhas e colunas que expressam o número de unidades de amostras de uma

categoria particular relativa, inferida por um classificador (ou regra de decisão), comparado com a categoria atual verificada no campo (CONGALTON, 1991).

TABELA 5 - MATRIZ DE CONFUSÃO GLOBAL

Classificação	Dados de Referência			Total nas linhas $n_{i+}$
	1	2	c	
1	<b>X<sub>11</sub></b>	X <sub>12</sub>	X <sub>1c</sub>	X <sub>1+</sub>
2	X <sub>21</sub>	<b>X<sub>22</sub></b>	X <sub>2c</sub>	X <sub>2+</sub>
c	X <sub>31</sub>	X <sub>32</sub>	<b>X<sub>3c</sub></b>	X <sub>c+</sub>
Total nas colunas $n_{+i}$	X <sub>+1</sub>	X <sub>+2</sub>	X <sub>+c</sub>	n

FONTE: A autora (2015)

As classes de floresta secundárias foram avaliadas com base na Resolução do CONAMA nº 2 de 1994 (BRASIL, 1994), e adaptada para as duas classes de vegetação nativa consideradas neste estudo, conforme os parâmetros indicativos a seguir. Alguns exemplos dessas classes, fotografados à campo, estão na Figura 15.

- Inicial: 1 estrato apenas; altura do dossel até 10 metros; diâmetros entre 5 e 15 cm, baixa amplitude de DAP; dossel fechado com maior presença de pioneiras; epífitas raras; lianas lenhosas ausentes; regeneração de gramíneas abundante; regeneração das espécies do dossel ausente; predomínio de poucas espécies no dossel; serapilheira fina e pouco decomposta; presença abundante das famílias Solanaceae, Asteraceae e Primulaceae no dossel. Presença das espécies indicadoras no dossel: *Bracatinga (Mimosa scabrella Benth.)*, *Vassourão (Vernonia discolor (Spreng.) Less.)*, *Vassourão-branco (Piptocarpha angustifolia Dusén ex. Malme)*, *Aroeira (Schinus terebinthifolius Raddi)*, *Jacatirão (Tibouchina selowiana (Cham.) Cogn e Miconia cinerascens Miq.)*, *Taquara (Merostachys sp.)* e *Carne-de-vaca (Clethra scabra Pers.)*.
- Médio/avançado: presença de 2 ou mais estratos; altura do dossel acima de 8 metros; DAP variando de 8 até 30 cm com amplitude média à grande; presença abundante de araucária no dossel (exceto no caso de exploração seletiva); dossel com clareiras esparsas ou abundantes; presença de epífitas; presença de lianas lenhosas; poucas ou raras gramíneas; regeneração das espécies do dossel; presença das famílias Lauraceae e Myrtaceae no dossel. Presença das espécies indicadoras no dossel: *Congonha (Ilex theezans Mart. ex Reissek)*, *Canela-guaicá (Ocotea puberula (Rich.) Nees)*, *Cedro (Cedrela fissilis Vell.)*, *Pinheiro (Araucaria angustifolia*

(Bertol.) Kuntze), Imbuia (*Ocotea porosa* (Nees & Mart.) Barroso), Ipê (*Handroanthus albus* (Cham.) Mattos) e Figueira (*Ficus* sp.).

- Reflorestamento: consideraram-se como reflorestamento as áreas onde haviam plantios homogêneos, independentemente da composição ser de espécies exóticas ou nativas.

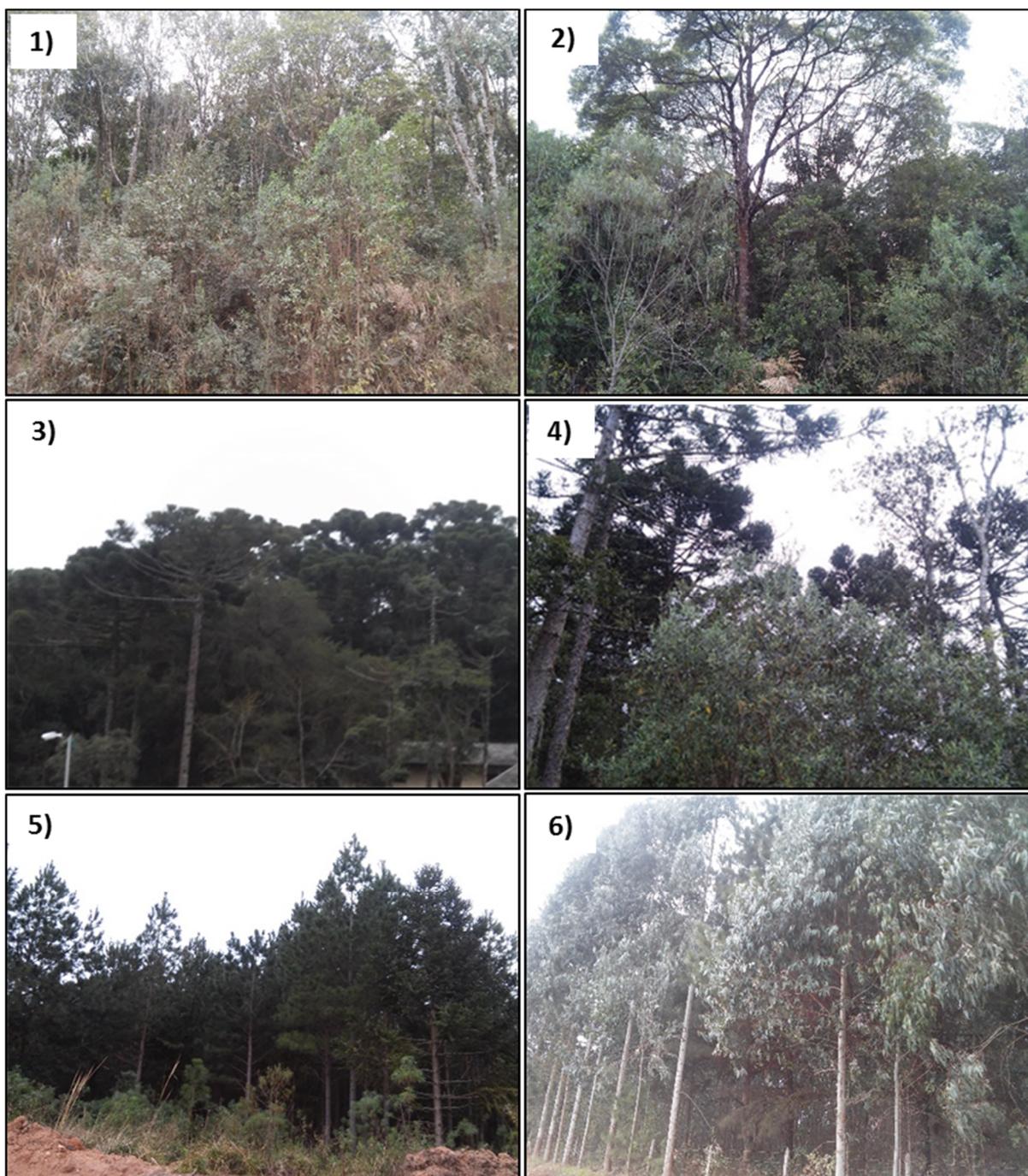


FIGURA 15 - EXEMPLOS TOMADOS À CAMPO DAS CLASSES FSEI (EM 1 E 2), FSEMA (EM 3 E 4), E REFLORESTAMENTO (EM 5 E 6)

FONTE: A autora (2015)

### 3.4.5 Análises espaciais das áreas florestais

Depois de mapeados todas as áreas florestais foram ainda realizadas algumas análises complementares quanto à sua distribuição. Avaliaram-se características dos fragmentos de acordo com sua classe (inicial, médio/avançado e reflorestamentos).

Analisou-se também a distribuição de áreas florestais nos municípios englobados na sub-bacia, para tanto utilizou-se o arquivo vetorial de municípios disponível no endereço eletrônico do IBGE.

Além do que, no intuito de observar quais as áreas florestais encontram-se protegidas, fez-se a sobreposição destes com as áreas protegidas encontradas na sub-bacia. Para tanto utilizou-se arquivos vetoriais de unidades de conservação, as quais contemplam principalmente Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e Florestas Nacionais e Estaduais (FLONA e FLOES) disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014), assim como as áreas públicas da região metropolitana (como parques e bosques protegidos), disponibilizado pelo Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPUC, 2012).

## 3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.5.1 Classificação Orientada ao Objeto

A classificação da área de estudo em classes de áreas florestais foi baseada em dois níveis de processamento. No primeiro nível somente determinou-se quais áreas eram cobertas por áreas florestais e quais pertenciam a outros usos quaisquer (áreas não florestais). Este primeiro nível serviu como base para o refinamento das áreas florestais, e o seu resultado pode ser observado na Figura 16.

Neste primeiro nível identificou-se que na sub-bacia Alto Iguaçu encontram-se 481.757,07 ha de áreas florestais (cerca de 47%) e 544.337,55 ha de áreas não florestais, desta forma. Além disso, após a classificação, os fragmentos menores de 1 ha foram considerados como áreas não florestais, conforme a definição de floresta da UNFCCC (2001).

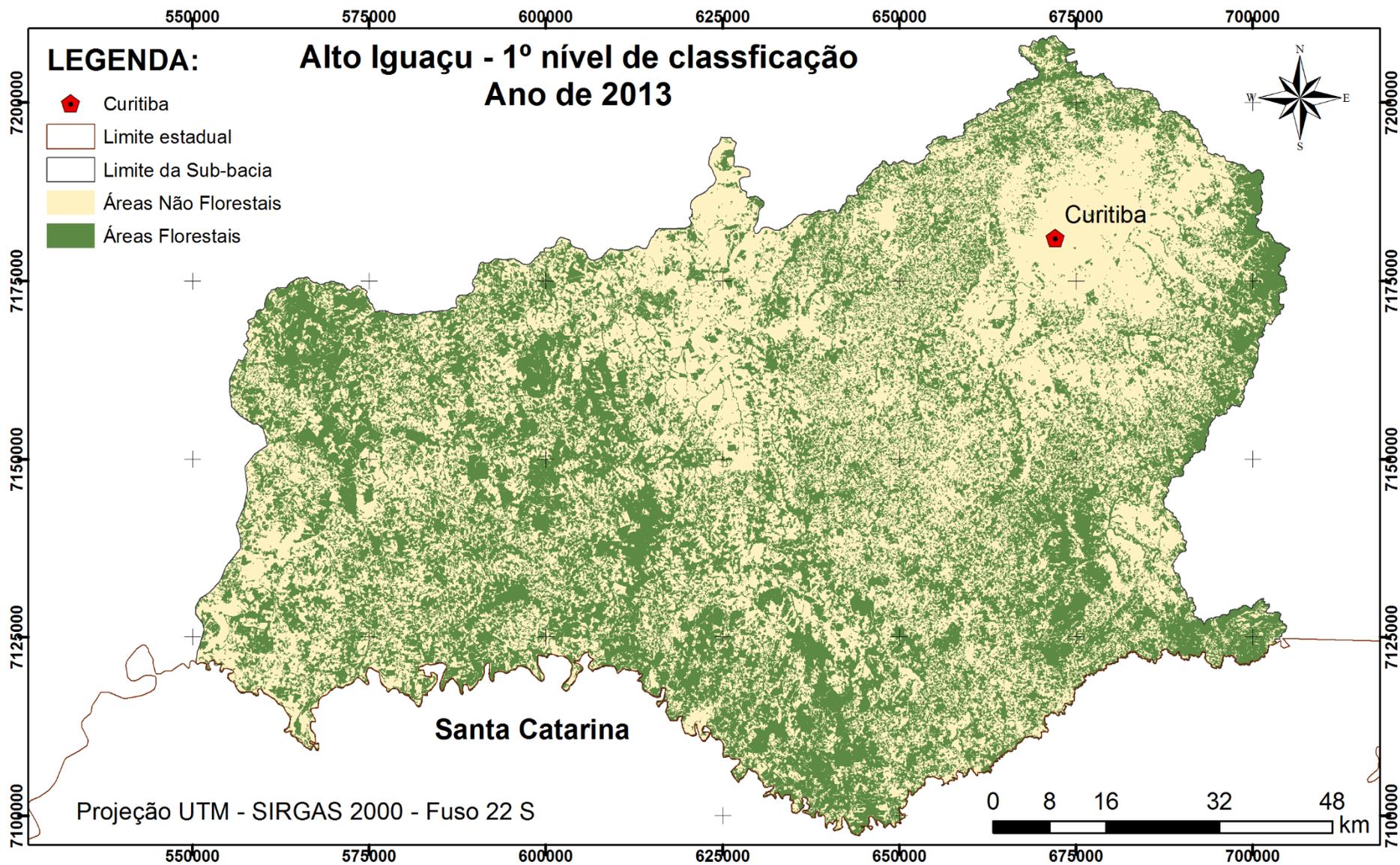


FIGURA 16 - PRIMEIRO NÍVEL DE CLASSIFICAÇÃO PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, ANO DE 2013.  
 FONTE: A Autora (2015)

Estes valores podem ser comparados a outros estudos, como o relatório da Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2013), que relatam que no Paraná existam somente 11,8% da original cobertura da Mata Atlântica, o que corresponde em área a aproximadamente 2.324.370 ha, referente ao ano de 2012. Este valor se mostra bastante inferior ao encontrado no presente estudo, devido principalmente a escala de mapeamento.

Ainda em relação a área da Floresta Ombrófila Mista, Accioly (2013) mapeou, com imagens referentes à 2010 e 2011, um total de 1.866.412,42 ha de remanescentes da FOM no estado do Paraná, os quais representam 32,62% da área original no estado. Este estudo considerou ainda a presença de Unidades Fitoambientais do Estado do Paraná (instituídas pela Resolução da SEMA nº 20, de 03 de junho de 2008), das quais 9 podem ser consideradas inseridas total ou quase dentro da sub-bacia hidrográfica alto Iguaçu. Estas 9 UFA's juntas somam uma área total de 1.042.919,73 ha, valor pouco superior à sub-bacia, e um total de área com cobertura florestal de 341.914,83 ha, ou seja, portanto também valor inferior ao encontrado neste trabalho para 2013.

Esse resultado, mesmo sendo parcial, possibilita perceber as áreas de maior concentração de áreas florestais, como a borda leste da bacia, onde são encontradas regiões com declividade bastante acentuada da Serra Geral, as quais não são propícias para muitos usos, e portanto, de maneira geral, encontram-se mais conservadas. Outra área com maior concentração de áreas florestais é na diagonal das direções noroeste e sul, na qual observa-se uma faixa bem marcada de vegetação arbórea. Essa diagonal no interior da sub-bacia também é uma área com declives acentuados, como pode ser observado no mapa de declividade exposto anteriormente (Figura 7).

No segundo nível da classificação foi possível detalhar melhor as áreas florestais. O resultado deste segundo nível é observado na Figura 17, assim como na Tabela 6 são descritos os valores de área coberta por cada classe mapeada. Como detalhado anteriormente, neste estudo optou-se por trabalhar com polígonos com área mínima de 1 hectare. Portanto, áreas menores foram excluídas antes do cálculo final de cada classe.

TABELA 6 - ÁREAS E PERCENTUAIS DE ÁREAS FLORESTAIS E NÃO FLORESTAIS, PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, REFERENTE AO ANO DE 2013

Classes		Área total		Área protegida	
		(ha)	%	(ha)	%
Áreas Florestais	FSEI	122.428	11,93	11.720	1,14
	FSEMA	297.099	28,95	35.477	3,46
	Reflorestamentos	62.229	6,06	3.908	0,38
<b>Total</b>		<b>481.757</b>	<b>46,95</b>	<b>51.105</b>	<b>4,98</b>
Não Florestais	Áreas Não Florestais	544.337	53,05	-	-
<b>TOTAL</b>		<b>1.026.094</b>	<b>100</b>	<b>-</b>	<b>-</b>

FONTE: A autora (2015)

Este resultado demonstra um pouco mais que a metade da sub-bacia (aproximadamente 53%) corresponde a áreas não florestais. Da mesma forma, as áreas florestais são compostas em maior número por áreas de vegetação natural, principalmente por floresta secundária em estágio médio/avançado (FSEMA) (aproximadamente 29%), enquanto que a classe de reflorestamentos é a classe menos expressiva, compondo menos de 6% do total da área.

Apesar do total de áreas florestais da sub-bacia comporem quase metade de sua área, é importante observar sua distribuição espacial. Observa-se que a região nordeste da sub-bacia, onde localiza-se a capital e toda a região metropolitana, apresenta pouca densidade de áreas florestais, em contraste da região centro-sul, onde há maior densidade destas. Da mesma forma, no limite nordeste da sub-bacia é observada uma grande concentração de fragmentos de FSEMA. Possivelmente existam até áreas de floresta primária nas montanhas da Serra Geral, à montante da sub-bacia, que são áreas de Uso Sustentável e Proteção Integral.

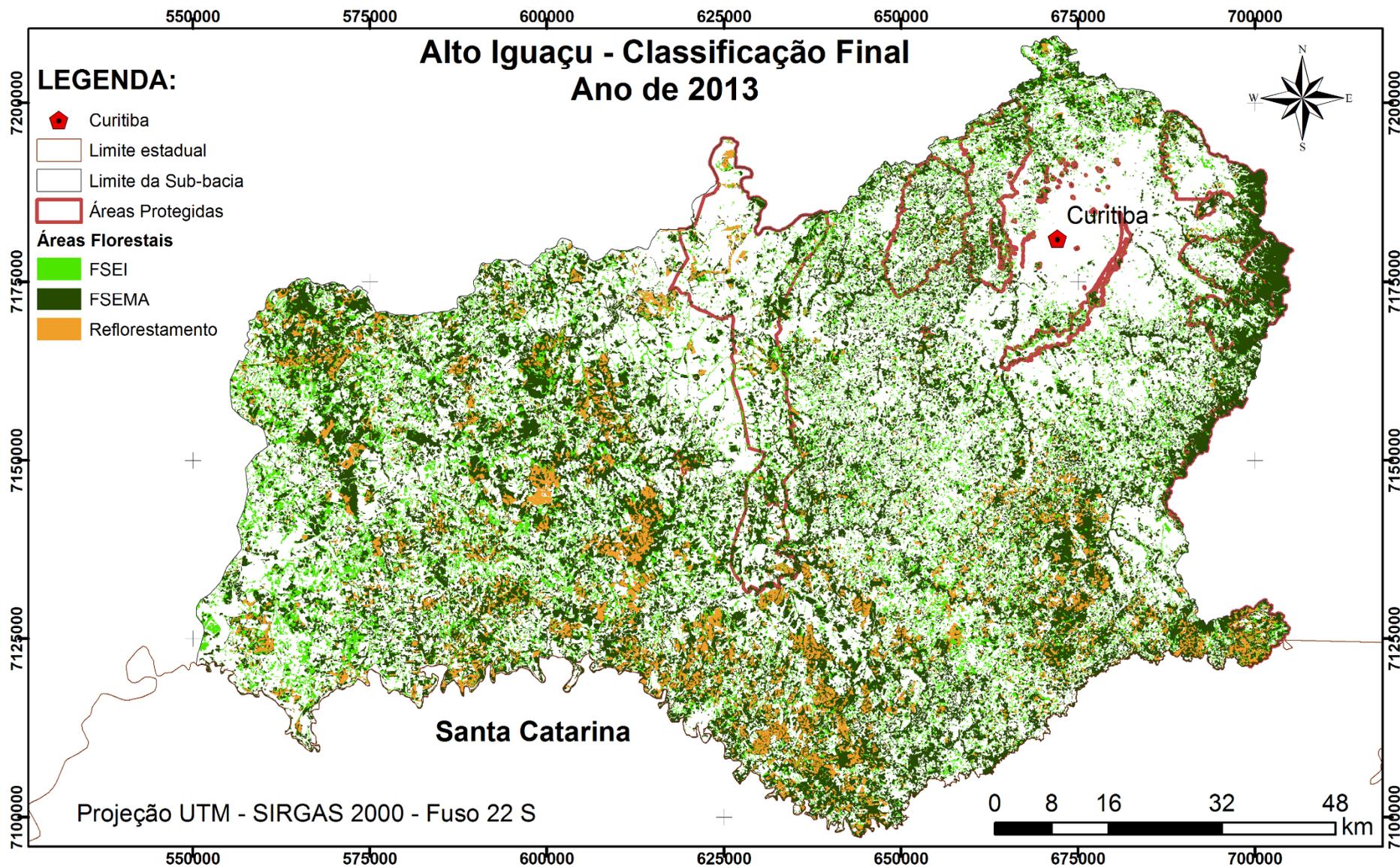


FIGURA 17 - CLASSIFICAÇÃO FINAL PARA A SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, ANO DE 2013.  
FONTE: A autora (2015)

Da mesma forma, na tabela foram incluídos os dados de áreas protegidas, sendo que inclui-se nesta categoria tanto as unidades de conservação, como parques estaduais e municipais, bosques, florestas públicas, áreas de interesse ecológico, entre outras, desde que consideradas de certa forma protegidas. Essas áreas estão também delimitadas no mapa da classificação final, na Figura 17. A partir da sobreposição estas com os remanescentes encontrados, calculou-se que cerca de 4,98% da área da sub-bacia Alto Iguaçu apresenta remanescentes florestais protegidos, dos quais a maior parte compõe-se da classe médio/avançado de regeneração. Apesar disso, nessas áreas também foram encontrados quase 4 mil hectares de plantios homogêneos, os quais perfazem cerca de 0,38% da área da sub-bacia.

Ao fazer uma comparação deste resultado com valores na literatura é possível entender um pouco da dinâmica das áreas florestais nesta região. Dados de relatório do IPARDES (2013a) descrevem, com base em outros estudos, que a cobertura vegetal nativa na bacia do Rio Iguaçu (baixo, médio e alto) era de 5.498.381,03 ha originalmente, 1.417.497,74 ha em 1980, 891.789,24 ha em 2008 e 745.405,00 ha em 2011. Desta forma, os 421.527,83 ha de nativas encontrados neste mapeamento podem ser considerados coerentes, visto que representam cerca da metade do valor que o IPARDES (2013a) assumiu para toda a bacia Iguaçu em 2011.

No mesmo estudo do IPARDES (2013a) é apresentada que na sub-bacia Alto Iguaçu são encontrados, referentes aos anos de 2010-2012, 5,15% de florestas plantadas, 8,62 % de florestas nativas e ainda apresenta uma classe denominada de Integração lavoura, pecuária e floresta alterada com 58,90 % ocupação. Estes valores são comparados ao presente estudo muito semelhantes, visto que foram mapeados 6,06 % de florestas plantadas e 40,88 % de nativas. A classe nativa pode parecer contrastar com os valores do IPARDES, de 8,62% de nativas, mas essa diferença pode ser explicada devido a classe chamada de Floresta Alterada naquele estudo, a qual pode compor grande parte da classe classificada FSEI e FSEMA no presente estudo, já que não foi considerada diferença entre florestas primárias e secundárias. Justifica-se a não utilização de classe de floresta primária devido a sua escassez, sendo considerada por muitos pesquisadores como inexistente nos dias atuais, como colocado por Sanquetta e Matei (2006).

Este mesmo relatório do IPARDES (2013a), baseando-se em dados da ABRAF (2012), também apresenta dados sobre as florestas plantadas, e destaca que na sub-

bacia do Alto Iguaçu existem a concentração de florestas plantadas (de Pinus e Eucalipto) entre 100.00 ha e 66.000 ha, valores próximos aos 62.229,64 ha encontrados no presente estudo.

Dados da FUPEF (2001) analisados por Sanquetta e Matei (2006) apresentam valores de cobertura da FOM equivalentes a 1.279.302, 1.441.213 e 152.073 ha de floresta, respectivamente para as classes de sucessão de floresta secundária inicial, média e avançada, nos percentuais de 11,04, 12,44 e 1,31%. Os valores, em percentual, deste trabalho são muito próximos aos 11,93% de FSEI encontrados neste estudo para o ano de 2013, porém os valores de FSEMA diferem bastante, apresentando-se neste estudo com mais de 28% para 2013, e cerca de 14% no estudo da FUPEF para 2001, podendo-se a partir destes então supor que houve um aumento da área florestada, ou que a concentração da FOM na sub-bacia Alto Iguaçu é alta quando comparada a outras regiões.

Da mesma forma, outro relatório do PROBIO (2007) utilizando imagens de satélite referentes a 1998 encontrou, relativo aos remanescentes de FOM no estado do Paraná, os valores de 1.164.425 ha para FSEI, 1.200.168 ha para floresta secundária (FS) em estágio médio, e 66.109 ha para FS avançada, estes valores perfazem em percentuais, respectivamente, 14,04, 14,47 e 0,8%. Mapeou-se também naquele estudo 503.756 ha de reflorestamentos, ou 6,07% da área original da FOM. Estes valores corroboram com os encontrados atualmente para as classes FSEI e reflorestamentos, já os valores de FS médio e avançado (neste trabalho considerados numa classe só) diferem, sendo superiores no presente estudo.

É importante ressaltar que neste trabalho as áreas aluviais foram consideradas como FSEMA devido as espécies arbóreas nessas áreas serem de formação média ou avançada. Segundo Scheer e Blum (2011), as florestas aluviais no Paraná apresentarem dossel entre 10 e 20 metros de altura, e diferentes graus de desenvolvimento. Quanto as espécies características, segundo os mesmos autores, *Sebastiania commersoniana* é a mais relevante em áreas homogêneas com solos com alta hidromorfia, e em áreas mais desenvolvidas são comuns em associações as espécies *Vitex megapotamica*, *Schinus terebinthifolius*, *Allophylus edulis*, *Luehea divaricata*, *Symplocos uniflora*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Myrciaria tenella* e *Daphnopsis racemosa*.

Em muito estudos as florestas aluviais são consideradas como FSEI devido às suas características de menor porte, que são consequência da inundações dessas

áreas em parte do ano. Este padrão é observado por Silva *et al.* (2012), que destacam também nas áreas inundáveis maiores adensamentos. Dessa forma, as diferenças de área da classe médio/avançada neste estudo em relação a outros pode também ser um reflexo da inclusão destas áreas, que são bastante numerosas na sub-bacia. A sobreposição entre as áreas florestais mapeadas e a hidrografia da sub-bacia, com base em arquivos obtidos pela Agência de Águas do Paraná (2013), pode ser visualizada no Apêndice 1.

Doubrawa *et al.* (2014) encontraram para a bacia hidrográfica Iguaçu referente ao ano de 2010, os valores de ocupação, relativa à área da bacia, de 3,97, 32,60 e 3,57%, para as classes FSEI, FSEMA e reflorestamento, respectivamente. Esses valores são semelhantes aos encontrados atualmente. Nesse estudo encontrou-se uma proporção maior de reflorestamentos assim como de estágio inicial, já o estágio médio/avançado no estudo de Doubrawa *et al.* (2014) foi superior. As diferenças podem ser explicadas devido a área de estudo maior no estudo de Doubrawa *et al.* (2014), o que acarreta concentrações distintas de áreas florestais.

Além de analisar a presença ou não das classes florestais na sub-bacia, é importante avaliar algumas características dos fragmentos, os quais permitem inferir sobre a conservação desses remanescentes da floresta original. A área dos fragmentos é uma das principais características para avaliar seu grau de conservação, e em geral, o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies (PIROVANI *et al.*, 2014).

Na Tabela 7 são apresentadas algumas características dos fragmentos das áreas florestais consideradas, em relação à área e número de fragmentos destas.

TABELA 7 - CARACTERÍSTICAS DE ÁREA E NÚMERO DE FRAGMENTOS DAS CLASSES DE ÁREAS FLORESTAIS MAPEADAS

Classes	Nº	Área total (ha)	Área (ha)			Desvio padrão
			Média	Máximo	Mínimo	
FSEI	18.450	122.428,32	6,63	613,01	1,01	13,46
FSEMA	11.994	297.099,51	24,77	8.275,79	1,01	148,75
Reflorestamentos	4.414	62.229,24	14,09	936,15	1,01	34,11
TOTAL	34.858	481.757,07	13,82	8.275,79	1,01	89,02

FONTE: A autora (2015)

Pode-se verificar que a classe FSEI apresenta o maior número de fragmentos. Porém estes são os que apresentam menor média de área, assim como menor valor de área máxima e de desvio padrão. Ou seja, os fragmentos desta classe apresentam-se todos com valores de área com menor variação, atingindo no máximo 613 hectares. Estas áreas podem ser explicadas como áreas que até pouco tempo atrás eram antropizadas porém que por algum motivo foram abandonadas e iniciou-se a regeneração.

Os reflorestamentos, conforme esperado, apresentam o menor número de fragmentos, visto que em geral, quando são realizados plantios estes se dão em áreas relativamente concentradas.

A classe com o maior valor médio dos fragmentos é a classe FSEMA, provavelmente porque nesta classe encontram-se as áreas protegidas, que de uma maneira geral são áreas grandes. Estima-se que a sub-bacia do Alto Iguaçu tenha aproximadamente 13% de seu território protegida por UCs (Unidades de Conservação), tanto por UCs de proteção integral como de uso sustentável (IPARDES, 2013a).

A localização das áreas protegidas encontradas na região está na Figura 18, em que é possível observar que há realmente uma densidade maior de APA's na região leste da bacia, que correspondem aos polígonos de FSEMA encontrados na sub-bacia. É importante destacar que as áreas protegidas encontradas são todas na metade leste da sub-bacia, e no restante oeste não foram encontradas áreas protegidas, e portanto são áreas que carecem de iniciativas públicas ou privadas de proteção.

Na área de Curitiba por outro lado, existem diversos Parques e Bosques, que apesar de pequenos, são importantes como testemunhos da flora arbórea da região e também como potencial educativo (SANTIN, 1999; CIELO FILHO e SANTIN, 2002). Ainda segundo Santin (199), essas áreas apresentam acentuado isolamento devido à urbanização do entorno e alvos de medidas de manejo inadequadas, como a introdução de espécies exóticas e nativas de outras regiões, portanto não são adequadas como fontes da biodiversidade original na maioria dos casos. Por outro lado podem atuar minimizando problemas como a poluição do ar, impermeabilidade do solo, aquecimento do clima e outros fatores (DISLICH e PIVELLO, 2002).

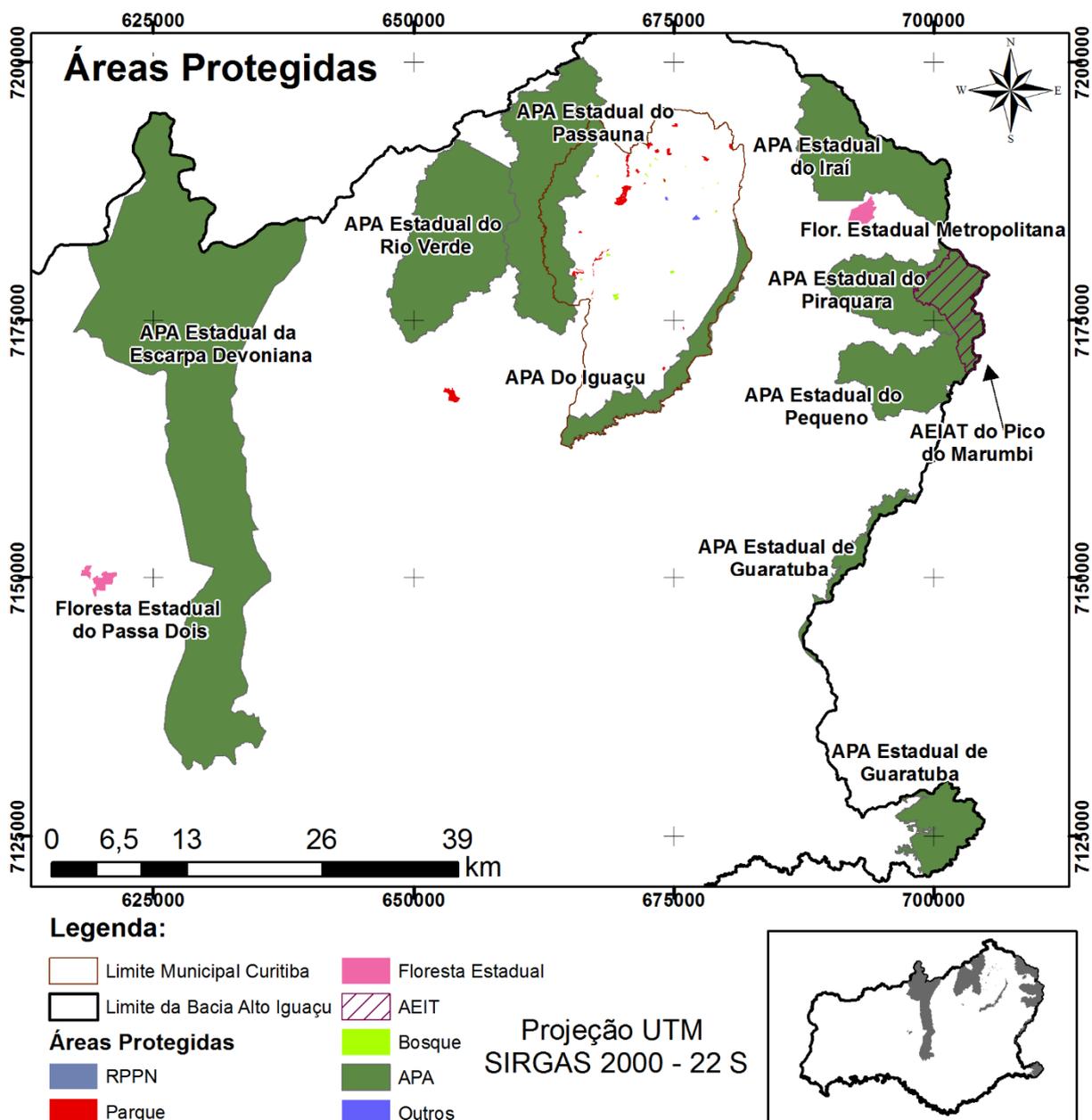


FIGURA 18 - ÁREAS PROTEGIDAS NA ÁREA DA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU  
FONTE: A autora (2015)

Na área da sub-bacia Alto Iguaçu encontram-se 27 municípios, total ou parcialmente dentro da sub-bacia, nos quais foi calculada a proporção de áreas florestais (nativa e plantada), em relação a sua área dentro da sub-bacia. Os dados estão na Tabela 8.

TABELA 8 - TOTAL DE ÁREA E PERCENTUAIS DE ÁREAS FLORESTAIS NOS MUNICÍPIOS INTEGRANTES DA SUB-BACIA

Município	% sub-bacia	Áreas Florestais Nativas			Reflorestamento		
		(ha)	% área	% sub-bacia	ha/hab.	(ha)	% área
Lapa	100	89.680,6	42,75	8,74	2,00	15072,3	7,19
São João do Triunfo	95,6	35.229,7	51,26	3,43	2,69	5448,6	7,93
Rio Negro	100	29.343,4	48,50	2,86	0,94	10542,7	17,42
São Mateus do Sul	53,9	28.361,3	39,25	2,76	1,28	3203,9	4,43
São José dos Pinhais	71,7	27.185,9	40,03	2,65	0,14	418,3	0,62
Antônio Olinto	100	21.477,9	45,86	2,09	2,92	4316,4	9,22
Tijucas do Sul	65,3	20.505,4	46,79	2,00	2,16	4788,0	10,93
Mandirituba	100	18.191,9	48,02	1,77	0,82	3883,5	10,25
Quitandinha	100	18.005,3	40,31	1,76	1,05	2795,9	6,26
Araucária	100	16.859,4	35,92	1,64	0,14	304,9	0,65
Piên	100	12.644,2	49,28	1,23	1,13	1024,5	3,99
Campo do Tenente	100	12.420,8	40,79	1,21	1,74	4659,4	15,30
Piraquara	91,9	11.233,0	54,35	1,10	0,13	145,6	0,70
Campo Largo	20,9	10.505,9	40,54	1,02	0,45	311,1	1,20
Contenda	100	10.247,7	34,65	1,00	0,65	267,3	0,90
Balsa Nova	98,9	9.722,2	28,21	0,95	0,87	1115,9	3,24
Palmeira	16,2	9.324,5	39,26	0,91	1,80	1046,7	4,41
Almirante Tamandaré	71,5	6.933,7	49,96	0,68	0,09	315,8	2,28
Agudos do Sul	100	6.387,4	33,09	0,62	0,77	1472,7	7,63
Curitiba	100	6.193,5	14,24	0,60	0,00	12,2	0,03
Porto Amazonas	88	4.719,6	28,73	0,46	1,19	502,1	3,06
Colombo	61,5	4.434,7	36,57	0,43	0,03	233,0	1,92
Fazenda Rio Grande	100	3.313,9	28,38	0,32	0,04	123,9	1,06
Campo Magro	26,2	2.942,8	40,88	0,29	0,45	101,8	1,42
Quatro Barras	22,2	2.162,9	53,93	0,21	0,49	17,7	0,44
Campina Grande do Sul	3,9	849,1	39,92	0,08	0,56	70,6	3,32
Pinhais	100	649,8	10,68	0,06	0,01	33,5	0,55
Total da Sub-bacia	-	419.527,8	40,88	40,88	0,149	62.229,0	6,06

FONTE: A autora (2015)

O município com maior proporção de áreas nativas (em relação a sua área dentro da sub-bacia) foi Piraquara seguido de Quatro Barras, os dois com 54,35 e 53,93% de área com florestas nativas. Por outro lado o município que corresponde ao maior valor de área em relação à sub-bacia é Lapa, com cerca de 9% da área as sub-bacia. Já quanto a área de reflorestamentos, o município com maior proporção foi Rio Negro, seguido de Campo do Tenente, com 17,42 e 15,30% de reflorestamentos respectivamente.

Esses valores de florestas podem ser explicados devido às características destes municípios, como a presença das APAs Estadual do Piraquara e do Iraí (Decretos Estaduais nº 1754/96 e nº 1.7543/96). Em Quatro Barras ainda encontra-se a Área de Especial Interesse Turístico do Pico do Marumbi (criado pelo Decreto Estadual 7.919/84), a qual apresenta parte de sua área coincidente com as APAs de Piraquara e do Iraí. Essas unidades podem ser observadas na Figura 18, exposta anteriormente.

Quanto às áreas de reflorestamento, os municípios de Rio Negro e Campo do Tenente apresentam, segundo os dados dos relatórios estatísticos municipais, grandes áreas de florestas plantadas, para o município de Rio Negro este valor é de 14.797 ha IPARDES (2013b). A área de florestas plantadas para Campo do Tenente publicada pelo IPARDES é de 6.335 ha. Estes valores também são coerentes com o mapeamento do PROBIO (CASTELA e BRITZ, 2004) o qual classificou como área de reflorestamentos, para Rio Negro e Campo do Tenente os valores de 9.399,6 e 3.704,5 ha, respectivamente.

Da mesma forma, ao se analisar as áreas florestais (considerando-se as áreas nativas) por habitante, observamos que todos os municípios da sub-bacia apresentam valores superiores ao mínimo considerado de área verde por habitante, de 12 m<sup>2</sup>. Esse valor de 12 m<sup>2</sup> normalmente é referenciado como sendo difundido pela OMS (Organização Mundial da Saúde), porém autores comentam que essa informação não é oficial (CAVALHEIRO e DEL PICCHIA, 1992). O município com menor relação de floresta por habitante é Curitiba, com aproximadamente 40m<sup>2</sup> por habitante. O município com maior área florestada é Antônio Olinto, com aproximadamente 29.210 m<sup>2</sup>/hab.

Dados da Secretaria Municipal de Meio Ambiente apontam que a área verde por habitante em Curitiba seja em torno de 64,5 m<sup>2</sup>/habitante (SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE, 2014). No entanto, este valor não refere-se só a florestas, mas engloba diversas formas de áreas verdes, de forma que estes valores corroboram com os encontrados no presente estudo.

### 3.5.2 Acurácia do Mapeamento

A matriz de confusão global elaborada a partir dos pontos aleatórios está na Tabela 9. Observa-se que as maiores confusões ocorreram entre as classes inicial e médio/avançado de floresta secundária.

TABELA 9 - CONFUSÃO GLOBAL ENTRE AS CLASSES FLORESTAIS CONSIDERADAS NO MAPEAMENTO DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, REFERENTE AO ANO DE 2013

Classificação	Conferência em campo			Total
	Inicial	Médio/Avançado	Reflorestamento	
FSEI	<b>13</b>	3	1	17
FSEMA	3	<b>31</b>	-	34
Reflorestamento	-	-	<b>9</b>	9
Total	16	34	10	60

FONTE: A autora (2015)

A classe de reflorestamentos apresentou somente um erro de classificação, pois estas são áreas com características de homogeneidade, e facilmente identificáveis na classificação. A existência de confusão entre reflorestamento e FSEI provavelmente deve-se a presença de um povoamento mal manejado e de pequeno porte, que portanto apresenta cor e texturas mais próximas aos valores padrões encontrados para FSEI. Apesar disso, no geral é normal ocorrerem erros de classificação dessa classe com as áreas de florestas avançadas, como observado por Luz *et al.* (2010).

A partir desta matriz calculou-se o valor da confusão global como sendo de 0,88 e o índice Kappa de 0,8. Este valor de Kappa, segundo a classificação elaborada por Landis e Koch (1977), permite considerar a classificação como muito boa.

A importância de avaliar a classificação pelo índice Kappa pode ser explicada porque leva em consideração toda a matriz de confusão no seu cálculo, inclusive os elementos de fora da diagonal principal, os quais representam as discordâncias na classificação, diferentemente da exatidão global, por exemplo, que utiliza somente os elementos diagonais (CONGALTON, 1991).

### 3.6 CONCLUSÕES

Após a realização de todas as etapas propostas foi possível concluir que na sub-bacia do Alto Iguaçu foram encontrados 481.757,07 ha de áreas florestais, cerca de 46.95% do total da sua área, num total de 34.858 fragmentos de floresta. Destas áreas, cerca de 12% foram classificadas como FSEI, 29% como FSEMA, e 6% como reflorestamentos.

Ao analisar espacialmente a distribuição dos fragmentos encontrados, percebe-se uma grande concentração de fragmentos em estágio médio/avançado no limite leste da sub-bacia. Essa concentração pode ser explicada pela presença de diversas Unidades de Conservação na região, pertencente à Serra do Mar e com características de relevo muito ondulado.

### 3.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, L. dos S; FURTADO, L. F. de A. Incorporação do conhecimento através da lógica fuzzy para a classificação de imagem óptica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 2013, Foz do Iguaçu. **Anais....** São José dos Campos, 2013. p. 8208-8215.

ABRAF - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF 2012** – ano base 2011. Brasília: ABRAF, 105 p. 2012.

ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado.** 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2013.

ALMEIDA, A.S. de; WERNECK, G.L; RESENDES, A.P da C. Classificação orientada a objeto de imagens de sensoriamento remoto em estudos epidemiológicos sobre leishmaniose visceral em área urbana. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 30, n. 8, p. 1639-1653, 2014

BRASIL. Decreto Nº 5.975 de 30 de novembro de 2006. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 30 nov. 2006.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução nº 2, de 18 de Março de 1994. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 mar. 1994.p. 170 – 172.

BRASIL. DNIT – Departamento Nacional de Trânsito. **Altas e Mapas**. Disponível em: <<http://www.dnit.gov.br/mapas-multimodais/shapefiles>>. Acesso em: 14/10/14.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente (MMA) **Download de dados geográficos**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 14/10/14.

BRASIL. SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE. Bacias Hidrográficas do Paraná: série histórica. 2013. Disponível em: <[http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/serie\\_historica\\_bacias\\_hidrograficas\\_2013.pdf](http://www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/File/corh/serie_historica_bacias_hidrograficas_2013.pdf)>. Acesso em: 14/10/2014.

CAMPOS, M. A. A. **Padrão e Dinâmica de Floresta Tropical, Através de Classificação Orientada à Objeto e da Análise da Paisagem com Imagens Landsat**. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CASTELA, P. R.; BRITZ, R. M. A. **floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente – MMA, Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná - FUPF, 2004.

CAVALHEIRO, F.; DEL PICCHIA, P. C. D. Áreas verdes: conceitos, objetivos e diretrizes para o planejamento. In: Encontro Nacional Sobre Arborização Urbana, 4. 1992, Vitória, ES. **Anais...** v. 1. Vitória, p. 29 - 38, 1992.

CIELO FILHO, R., SANTIN, D. A. **Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano – Bosque dos Alemães, Campinas, SP**. Revista Brasileira de Botânica, São Paulo, v. 25, n. 3. p. 291-301, 2002.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 49, n. 12, p. 1671-1678, 1991.

CROSTA, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas: IG/UNICAMP, 1992.

CURITIBA – Instituto de Planejamento Urbano de Curitiba - IPUC. **Mapas**. 2012. Disponível em: <<http://www.ippuc.org.br/default.php>>. Acesso em 04/03/2015.

DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. **A Fragmentação da Paisagem**. In: OLIVEIRA, A. A. de; DALY, D. C. As Florestas do Rio Negro. São Paulo, Companhia das Letras: UNIP, 2001. p. 285-301.

DISLICH, R.; PIVELLO, V. R. Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five-year interval. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 20, p. 1-12, 2002.

DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; HENTZ, Â. M. K. Remoção de CO<sub>2</sub> Associada à Dinâmica da Cobertura Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu no Período 2000-2010. **Interciencia**, Caracas, v. 39, n. 8, 2014.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: Relatório Técnico: Período 2011-2012**. São Paulo, 2013.

FUNDAÇÃO SOS Mata Atlântica: **A Nossa Causa**. 2014. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acesso em 07/09/2014.

LANDIS, J.R.; KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, Arlington, v. 33, p.159-174,1977.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, p. 434-451. 2009.

LUZ, N.B.; ANTUNES, A.F.B.; TAVARES JÚNIOR, J.B. Segmentação Multirresolução e Classificação Orientada a Objetos Aplicados a Imagens Spot-5 para o Mapeamento do Uso da Terra. **Floresta**, v. 40, n. 2, p. 429-446, 2010.

MADANI, A. Assessment and Evaluation of Band Ratios, Brovey and HSV Techniques for Lithologic Discrimination and Mapping Using Landsat ETM+ and SPOT-5 Data. **International Journal of Geosciences**, v. 5, p. 5-11, 2014.

PARANÁ – Instituto de Terras, Cartografia e Geociências (ITCG). Dados e informações geoespaciais temáticos. Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#>>. Acesso em: 08/10/2014.

PARANÁ. Decreto Estadual 1.753/96. Criação da Área de Proteção Ambiental Estadual do Iraí. **Diário oficial do Estado do Paraná**. 1996.

PARANÁ. Decreto Estadual 1.754/96. Criação da Área de Proteção Ambiental Estadual do Piraquara. **Diário oficial do Estado do Paraná**. 1996.

PARANÁ. Decreto Estadual 7.919/84. Criação da Área de Especial Interesse Turístico do Pico do Marumbi. **Diário oficial do Estado do Paraná**. 1984.

PARANÁ. Instituto Águas do Paraná. Mapas e Dados Espaciais. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=78>>. Acesso em: 14/10/14.

PARANÁ. IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. Curitiba, 2013a.

PARANÁ. IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Cadernos Estatísticos Municipais**. 2013b. Disponível em: <[http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg\\_conteudo=1&cod\\_conteudo=30](http://www.ipardes.gov.br/index.php?pg_conteudo=1&cod_conteudo=30)>. Acesso em: 14/10/14.

PARANÁ. Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). Resolução SEMA n. 20 de 03 de junho de 2008. **Diário Oficial do Estado do Paraná**. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao\\_ambiental/Legislacao\\_estadual/RE\\_SOLUCOES/RESOLUCAO\\_SEMA\\_20\\_2008.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RE_SOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_20_2008.pdf)>. Acesso em: 14/10/2014.

PARANÁ. Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Plano da Bacia do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira**. Relatório de Diagnóstico. Curitiba, 2007.

PARANÁ. Secretaria Municipal do Meio Ambiente. **Notícias da Prefeitura de Curitiba**. Disponível em: <<http://www.curitiba.pr.gov.br/noticias/indice-de-area-verde-passa-para-645-m2-por-habitante/25525>>. Acesso em 06/10/14.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise Espacial de Fragmentos Florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271 – 281, 2014.

PROBIO - Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. **Levantamento da Cobertura Vegetal Nativa do Bioma Mata Atlântica, Relatório Final**. Rio de Janeiro, Brasil. 2007.

REIS, C. S.; CONCEIÇÃO, G. M. Aspectos florísticos de um fragmento de vegetação, localizado no município de Caxias, Maranhão, Brasil. **Scientia Plena**, São Cristóvão, v.6, n.2, p.1-17, 2010.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. **The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot**. In: Frank E. Zachos; Jan Christian Habel. (Org.). *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas*. Berlin: Springer-Verlag, p. 405-434, 2011.

ROSENFELD, Y.A.Z & LOCH, C. O Uso de Imagens Multitemporais para o Planejamento Urbano e Caracterização de Áreas Irregulares. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 65, n. 6, p. 1153-1166, 2013.

SANQUETTA, C. R.; MATTEI, E. **Perspectivas de Recuperação e Manejo Sustentável das Florestas de Araucária**. Curitiba: Multi-Graphic, 2006.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação**. 467 f. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

SCHEER, M. B; BLUM, C. T. Arboreal Diversity of the Atlantic Forest of Southern Brazil: From the Beach Ridges to the Paraná River. In: GRILLO, O. (Ed.). **The Dynamical Processes of Biodiversity - Case Studies of Evolution and Spatial Distribution**. Intech, p. 109-134, 2011.

SILVA, A. C.; HIGUSHI, P.; BERG, E. V. D.; NUNES, M. H.; CARVALHO, D. A. de. **Florestas Inundáveis: ecologia, florística e adaptações das espécies**. Lavras: Ed. da UFLA, 2012.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciencia**, Caracas, v. 37, n. 2, pp. 88-92, 2012.

UNFCCC - United Nation Framework Convention on Climate Change. **Report of The Conference of The Parties on Its Seventh Session, Held At Marrakesh From 29 October To 10 November 2001.** Addendum, 2001. Part Two: Action Taken by The Conference of The Parties. 69 f. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a01.pdf#page=54>>. Acesso em: 14/10/14.

USGG. Earth Explorer. Disponível em: <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 14/10/14.

## 4 CAPÍTULO IV: ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA ALTO IGUAÇU, PARANÁ EM 2013

### 4.1 INTRODUÇÃO

De uma maneira geral, pode-se considerar fragmentação como sendo a divisão em partes de uma dada unidade do ambiente, partes estas que passam a ter condições ambientais diferentes em seu entorno (CERQUEIRA *et al.*, 2003). Já Viana (1990) define fragmentos florestais como qualquer área de vegetação natural contínua, interrompida por barreiras antrópicas ou naturais capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e/ou sementes.

O processo de fragmentação pode ocorrer naturalmente e de forma mais lenta devido a fatores próprios do ambiente. No entanto, ocorre em grande escala principalmente devido à pressão das atividades humanas. Segundo o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2006) ele é intimamente relacionado à expansão das atividades humanas, tais como: agricultura, pecuária, exploração florestal, mineração, urbanização e construção de barragens e estradas.

A fragmentação florestal é consequência direta e inevitável do desmatamento, que ocorre à medida que uma grande extensão de floresta é subdividida e diminui de tamanho (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009). Dentro deste contexto, Harrison (1988) aponta a redução das áreas de florestas e a conversão destas em monoculturas, assim como a diminuição e isolamento de manchas, como mudanças frequentes em todo mundo.

A fragmentação causa uma ruptura na unidade da paisagem, que inicialmente apresentava-se sob forma contínua, surgindo assim parcelas menores desconectadas do funcionamento biológico da paisagem original (METZGER, 2003a; DIAS *et al.*, 2000). Ou seja, formam-se “ilhas” com características próprias. A fragmentação então provoca alteração das características originais e a criação, em larga escala, de habitats desfavoráveis, ou negativos, para um grande número de espécies, os quais podem ser adequados para outras espécies (CERQUEIRA *et al.*, 2003). Pode-se concluir então que este processo muda os meso-habitats e micro-habitats disponíveis, bem como todas as espécies e, portanto, todas as comunidades são afetadas (CERQUEIRA *et al.*, 2003).

A fragmentação, segundo Geneletti (2004), de maneira geral caracteriza-se por três principais efeitos: aumento no isolamento dos fragmentos, diminuição em seus tamanhos e aumento da suscetibilidade a distúrbios. Além disso, conforme Kurasz *et al.* (2005), salienta-se a ocorrência de problemas na estrutura genética das populações arbóreas, como consequência do baixo fluxo gênico entre fragmentos, retardamento do processo sucessional pela ausência de fontes naturais de propágulos de espécies tardias e prejuízos nas interações planta-animal, com o desaparecimento de dispersores e polinizadores.

Apesar disso, estudos (PIOTTI, 2009; KRAMER *et al.*, 2008) apontam que as espécies arbóreas têm resistência maior à perda genética que ocorre devido à fragmentação em relação às outras plantas, devido às suas características de dispersão além do alto fluxo de genes destas e longos ciclos de vida.

No intuito de entender o quanto uma paisagem está fragmentada e quais os maiores impactos que os fragmentos sofrem, são aplicadas algumas métricas de paisagem, derivadas de teorias da ecologia da paisagem. Segundo Forman e Gordron (1986) as métricas da paisagem são métodos quantitativos aplicados na Ecologia da Paisagem, um ramo da ecologia que estuda a estrutura, a função e a mudança da paisagem em um ambiente heterogêneo e as suas consequências sobre microrganismos, populações e ou comunidades de um mesmo ecossistema.

Segundo Long *et al.*, 2010, os padrões de métricas florestais fornecem uma medida relativa de fragmentação da floresta, facilitando comparações entre diferentes áreas geográficas, bem como análises multi-temporais dentro da mesma área. Conforme Newton *et al.* (2009), se exploradas as potencialidades do sensoriamento remoto para ecologia de paisagem, é possível aplicá-lo às questões de interesse social em circulação, como os impactos no meio ambiente, na biodiversidade e serviços ecossistêmicos

Na Mata Atlântica a alta fragmentação é uma realidade observada por diversos autores e que ocorre há muitos séculos (TABARELLI *et al.*, 2010; LAURANCE, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009). Segundo dados atuais, restam apenas 8,5% de remanescentes florestais acima de 100 hectares do que existiam originalmente, e considerando-se os fragmentos de floresta nativa acima de três hectares, temos atualmente 12,5% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

Apesar disso, esse bioma é considerado atualmente o quarto *hotspot* de diversidade mais ameaçado do planeta (MYERS *et al.*, 2000), e um dos biomas

brasileiros de maior biodiversidade e de endemismos (RIBEIRO *et al.*, 2011), abrigando em menos de 2% da superfície terrestre mais de 60% de todas as espécies terrestres do planeta (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005). O fato de novas espécies estarem sendo descobertas, enfatiza mais ainda a necessidade de conservação desse refúgio da biodiversidade do planeta.

## 4.2 HIPÓTESES

As hipóteses a serem observada neste trabalho são:

- Acredita-se que a região de interesse encontra-se altamente fragmentada, visto que encontra-se num bioma extensamente devastado e sob forte pressão humana;
- Espera-se que exista um grande número de pequenos fragmentos, mas que estes correspondam a pequena área da sub-bacia;
- Acredita-se também que as maiores classes de tamanho apresentem uma alta proporção de áreas protegidas do efeito central, na forma de áreas núcleo.

## 4.3 OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho foi avaliar e descrever, a partir de métricas de ecologia da paisagem, o grau de fragmentação florestal na Sub-bacia Alto Iguaçu, estado do Paraná.

Objetivos específicos:

- Analisar as características dos fragmentos florestais por meio de métricas de paisagem;
- Organizar os fragmentos florestais por classe de tamanho e avaliar as métricas de acordo com estas classes;
- Identificar regiões ou fragmentos que estão em condições críticas, quanto aos parâmetros de paisagem.

## 4.4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.4.1 Área de Estudo

A área de abrangência deste estudo, corresponde a região da Sub-bacia Hidrográfica Alto Iguaçu, uma das três porções da bacia Iguaçu, e onde é concentrada maior população desta. A área do Alto Iguaçu compreende um total 1.026.094,61 ha e está representada na Figura 19.

A bacia do Rio Iguaçu é localizada em sua maior parte na porção sul do estado do Paraná, Brasil, mas também ao norte de Santa Catarina e na Argentina. Sua área cobre uma superfície de aproximadamente 70.800 km<sup>2</sup> (SEMA, 2013). Desta área, 55.024 km<sup>2</sup> (80,4%) está sobre o estado do Paraná, 16,5% sobre o estado de Santa Catarina e 3% sobre territórios Argentinos (SEMA, 2013).

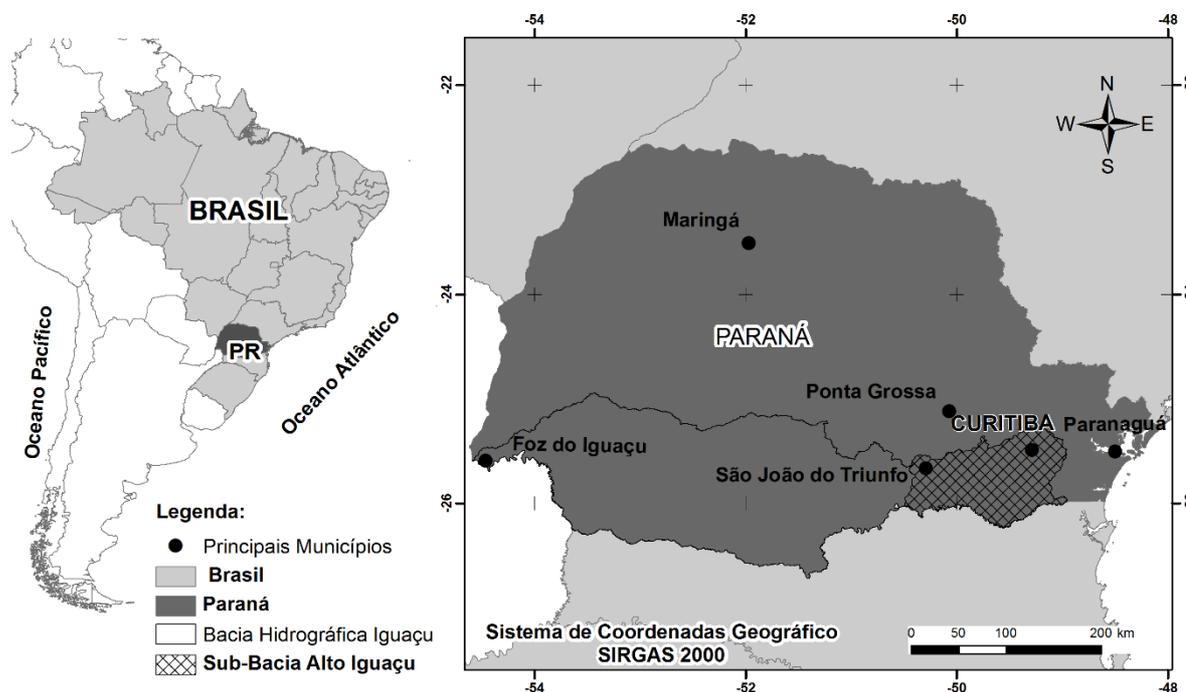


FIGURA 19 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO  
 FONTE: A autora (2015)

O clima da região é predominantemente Cfb, com pequenas áreas de transição entre Cfa e Cfb, sendo Cfb temperado sempre úmido, com temperatura média anual entre 17 e 18 °C (INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR, 2012) e Cfa - Subtropical Úmido Mesotérmico, o qual possui verões frescos com média de 20 a

22°C, e invernos com ocorrência de geadas severas e frequentes, com médias de temperatura inferiores a 18°C (MAACK, 2002).

Da mesma forma, o substrato encontrado na bacia do rio Iguaçu é composto por rochas gnáissico-migmatíticas do embasamento cristalino (Arqueano-Paleoproterozóico) e sedimentos cenozóicos da bacia sedimentar de Curitiba (PLAWIAK *et al.*, 2006). A bacia Iguaçu em sua extensão apresenta os três planaltos paranaenses, já no Alto Iguaçu encontram-se somente o primeiro e segundo planalto paranaense (ITCG, 2014).

A tipologia vegetal encontrada na bacia é a Floresta Ombrófila Mista (FOM) em quase que toda área da bacia, porém encontram-se áreas pequenas de Floresta Ombrófila Densa (FOD), além de áreas de Estepe Gramíneo Lenhosa (ITCG, 2014; IPARDES, 2013).

A FOD é encontrada nesta sub-bacia somente no seu extremo leste, próxima ao Oceano Atlântico, na região da Serra do Mar (SCHEER e BLUM, 2011), é influenciada diretamente pelas massas de ar quente e úmido do oceano Atlântico e apresenta chuvas relativamente intensas e bem distribuídas ao longo do ano (RODERJAN *et al.*, 2002).

A FOM é encontrada a oeste da Serra do Mar e apesar de não ter influência direta do oceano, também apresenta chuvas bem distribuídas ao longo do ano (RODERJAN *et al.*, 2002). Ainda segundo este autor, a FOM contempla a coexistência de representantes das floras tropical e temperada, onde domina a *Araucaria angustifolia*.

A área pertence ao bioma Mata Atlântica, importante *hotspot* de biodiversidade do planeta (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005). Estudos apontam que dos 1.315.460 km<sup>2</sup> da cobertura original da Mata Atlântica, hoje entontaram-se somente 12%, considerando-se fragmentos acima de 3 ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2014).

Da mesma forma, a área original da FOM está bastante degradada também, restando aproximadamente 32,62% da área original desta no estado (ACCIOLY, 2013), apesar de alguns estudos apontarem resultados mais drásticos, como 5% da cobertura original conforme MMA e SBF (2002) em toda sua extensão.

#### 4.4.2 Material

Para o desenvolvimento deste trabalho foram necessários os seguintes elementos:

- Arquivo vetorial dos fragmentos florestais da área de estudo – obtidos a partir de Classificação orientada ao Objeto de cenas do satélite Landsat 8;
- *Software* ArcGIS versão 9.3;
- Extensões para cálculo de métricas de paisagem compatíveis com ArcGIS: V-LATE 1.1 e *Patch Analyst* 4.2.13, ambos gratuitos.

#### 4.4.3 Processamento dos dados

Inicialmente os polígonos de vegetação foram agrupados em classe de tamanho, as quais estão apresentadas na Tabela 10. Além disto, foram excluídos os fragmentos menores que 1 ha, com base na definição de floresta da UNFCCC (2001). As classes de tamanho foram adaptadas de Ribeiro *et al.* (2009).

TABELA 10 - CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS CONSIDERADOS NO ESTUDO

CLASSE	TAMANHO	CLASSE	TAMANHO
1	1 ha –  50 ha	6	1.000 ha –  2.500 ha
2	50 ha –  100 ha	7	2.500 ha –  5.000 ha
3	100 ha –  250 ha	8	5.000 ha –  10.000 ha
4	250 ha –  500 ha	9	10.000 ha –  25.000 ha
5	500 ha –  1.000 ha	10	25.000 ha –  50.000 ha

Fonte: A autora (2015)

A análise da fragmentação florestal na sub-bacia hidrográfica do Alto Iguaçu foi feita com o uso de métricas de paisagem, aplicadas dentro de um SIG (ArcGIS), e tendo como base as áreas florestais classificadas no Capítulo 3 deste trabalho.

Foram calculadas métricas relativas a área, borda, forma, área central, densidade e proximidade (ou vizinhança). A descrição completa de todas as métricas está apresentada na Tabela 11.

TABELA 11 - MÉTRICAS DE PAISAGEM CALCULADAS PARA OS REMANESCENTES FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU EM 2013

Tipo	Métrica	Sigla	Unidade	Descrição
Área e Densidade	Área da Classe	CA	ha	Somatório da área de todos os fragmentos da classe
	Tamanho médio	MPS	ha	Soma das áreas de fragmentos pelo número de fragmentos
	Mediana da classe	MedPS	ha	O tamanho de fragmento encontrado na mediana
	Número de Fragmentos	NUMP	-	Somatório do número de fragmentos da classe
	Desvio padrão do tamanho	PSSD	ha	Razão da variância do tamanho das manchas
	Coeficiente de variação área	PSCov	%	Desvio padrão do tamanho da mancha, ponderado pelo tamanho médio da mancha, multiplicado por 100
Borda	Total de bordas	TE	m	Somatório de bordas dos fragmentos da classe
	Densidade de bordas	ED	m/ha	Total de bordas da classe ponderados pela área da paisagem
	Tamanho médio de bordas	MPE	m	Valor médio de borda de fragmentos por classe
Forma	Índice de forma médio	MSI	-	Soma de perímetro dividido pela raiz quadrada da área, e ajustada para o padrão circular, ponderado pelo nº de fragmentos da classe
	Índice de forma de área média ponderada.	AWMSI	-	Somatório do perímetro de cada fragmento, dividido pela raiz quadrada da área de manchas para cada classe e ajustados para o padrão circular
	Dimensão Fractal da Mancha Média	MPFD	-	Multiplicação de 2 vezes o logaritmo do perímetro e dividindo pelo logaritmo da área do fragmento
	Razão Perímetro-Área	MPAR	-	Soma de cada relação manchas perímetro-área dividido pelo número de manchas
	Área Média ponderada pela forma	AWMPFD	-	Soma de perímetro de cada mancha, dividido pela raiz quadrada da área do fragmento para cada classe.
Proximidade	Vizinho mais próximo	NN	m	Distância do vizinho mais próximo

Continua

				Continuação e Conclusão
Tipo	Métrica	Sigla	Unidade	Descrição
Área Central	Área Central Total	TCA	ha	Expressa o total de área central de todos os fragmentos da classe
	Número de Fragmentos com área central	NCA	-	Somatório de fragmentos que apresentam área central, em cada classe
	Área Central Média	MCA		TCA dividido pelo NCA da classe
	Desvio Padrão da área Central	CASD	ha	Raiz da variância média das áreas centrais
	Índice de Área Central Total	TCAI	%	Percentual de área central em relação à área total da classe

FONTE: A autora (2015)

As métricas de área e densidade, de borda, de forma e de área central foram calculadas com a extensão *Patch Analyst*. Já a análise de proximidade foi processada com a extensão V-LATE.

Da mesma forma, a análise de proximidade foi feita de forma um pouco diferente das demais, pois não foi calculada por classe de tamanho, e sim para todos os fragmentos e posteriormente excluindo-se as menores classes de tamanho, sempre excluindo uma classe a mais que no processamento anterior. Esta diferenciação foi necessária para poder compreender corretamente o isolamento dos fragmentos, que podem fazer trocas de fluxo entre qualquer classe de tamanho, e foi também abordada desta maneira por Ribeiro *et al.* (2009).

#### 4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os fragmentos de floresta nativa encontrados na área da sub-bacia Alto Iguaçu, relativo ao ano de 2013, perfazem um total de 419.527,83 ha, que correspondem a 40,88% da área total da sub-bacia. Os fragmentos apresentam valores de tamanho que variam de 1,007 até 35.559,87 hectares, portanto apresentam uma grande variação. Desta forma os mesmos foram separados por classes de tamanho, e podem ser analisados quanto a sua distribuição na Figura 20.

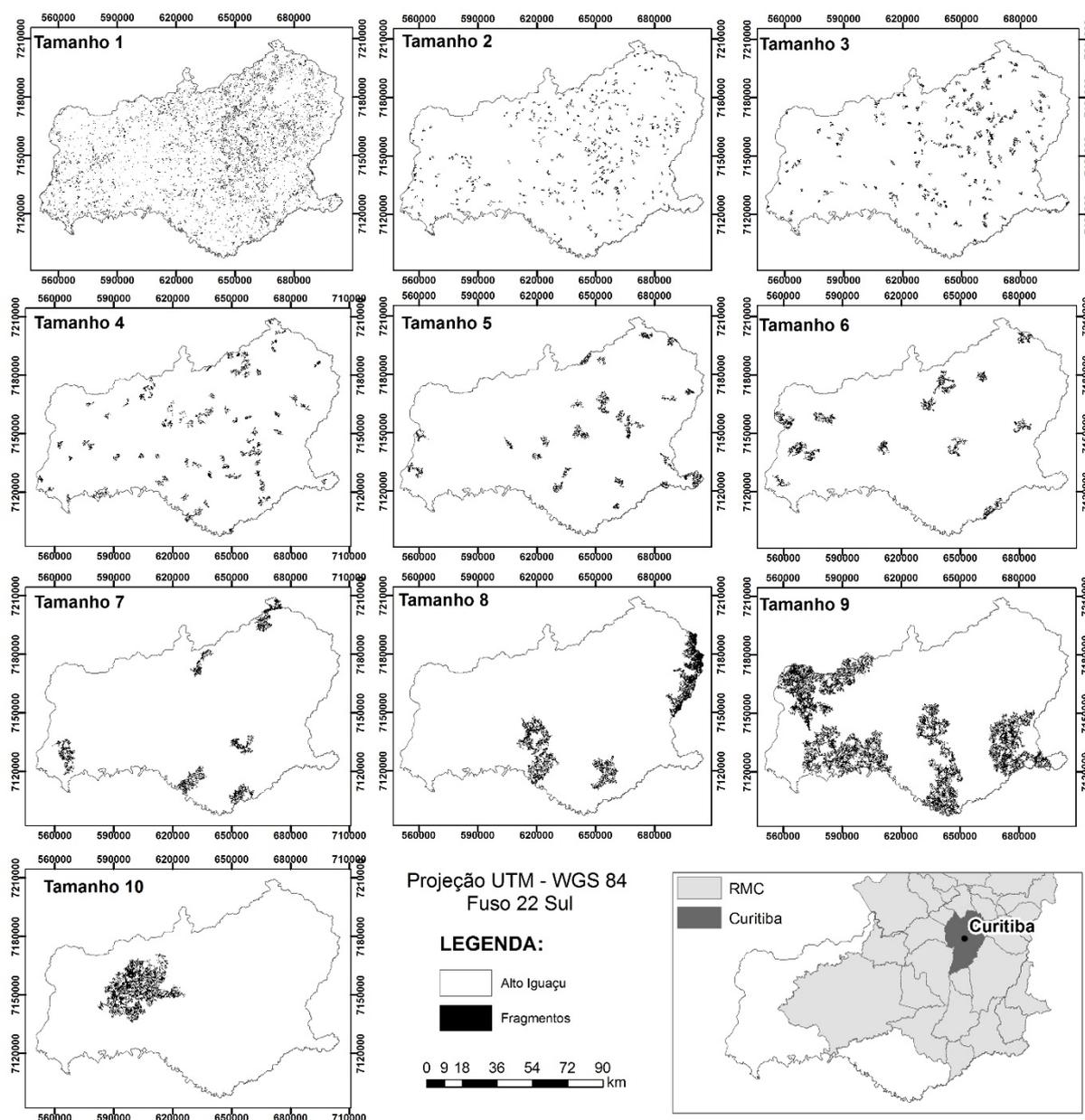


FIGURA 20 - REMANESCENTES DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU, REFERENTES AO ANO DE 2013, POR CLASSES DE TAMANHO  
FONTE: A autora (2015)

Na Figura 20 é perceptível que em algumas regiões a concentração de fragmentos maiores é bem pequena, como próximo à capital, Curitiba, na qual são encontrados remanescentes somente nas classes de tamanho menores.

Da mesma forma, é observado que na porção limite nordeste existe uma concentração de fragmentos em classes grandes (principalmente da classe 8), a qual é explicada pela presença de várias unidades de conservação (UCs). Algumas unidades que são encontradas nesta região são as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) do Piraquara, do Iraí, do Pequeno, e de Guaratuba, assim como a Área de

Especial Interesse Turístico (AEIAT) do Pico do Marumbi. Da mesma forma há concentração de fragmentos nestes tamanhos também em parte das regiões sudoeste e noroeste.

#### 4.5.1 Métricas de área e Densidade

As métricas de área e densidade calculadas para as 10 classes de tamanho estão na Tabela 12. Da mesma forma, na Figura 21 podemos visualizar graficamente a relação entre área e número de fragmentos para as classes de tamanho.

TABELA 12 - MÉTRICAS DE ÁREA E DENSIDADE PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013

CLASSE DE TAMANHO (ha)	Área		Densidade				
	CA	% sub-bacia	MPS	MedPS	NUMP	PSSD	PSCov
1(1 – 50)	67.730,6	6,6	7,1	3,7	9602	8,5	120,9
2 (50– 100)	23.466,7	2,3	69,8	67,8	336	14,2	20,3
3 (100– 250)	28.706,1	2,8	151,9	144,7	189	39,2	25,8
4 (250– 500)	27.070,1	2,6	334,2	311,8	81	68,0	20,3
5 (500– 1.000)	22.206,8	2,2	716,4	716,9	31	139,0	19,4
6 (1.000– 2.500)	23.435,8	2,3	1.562,4	1.523,3	15	324,6	20,8
7 (2.500– 5.000)	23.302,3	2,3	3.883,7	4.065,0	6	931,7	24,0
8 (5.000– 10.000)	42.097,9	4,1	8.419,6	8.772,8	5	1.411,3	16,8
9 (10.000– 25.000)	125.951,8	12,3	15.744,0	13.845,8	8	4.543,4	28,9
10 (25.000– 50.000)	35.559,9	3,5	35.559,9	35.559,9	1	-	-
TOTAL	419.527,8	40,9	40,8	4,0	10274	618,3	1.514,1

Em que: CA: Área de todas as manchas da classe, em hectare; MPS: Tamanho médio da mancha, em hectare; MedPS: Tamanho da mancha encontrada na mediana em hectare; NUMP: Número de manchas; PSCoV: Coeficiente de variação do tamanho da mancha, em porcentagem; PSSD: Desvio padrão do tamanho da mancha, em hectare.

FONTE: A autora (2015)

Observando os dados da Tabela 12 verifica-se que quase a totalidade dos fragmentos (mais de 93%) se encontram na menor classe de tamanho. As outras classes não apresentam, na maioria dos casos, nem 1% cada uma quanto ao número de fragmentos, com exceção das classes 3 e 4, que representam 3,2 e 1,8% dos fragmentos respectivamente. Resultado semelhante foi encontrado por Alarcon *et al.* (2011), em que dos 45.565 fragmentos de FOM encontrados na sub-bacia do rio Chapecó em Santa Catarina, 41.177 (90,36%) estavam na menor classe de tamanho, neste caso também menor que 50 ha.

A área total das classes mostra um comportamento praticamente oposto ao número de fragmentos, pois apresenta tendência de aumento da área conforme aumenta a classe de tamanho, e diminuição do número de fragmentos. É exceção à essa tendência a classe de tamanho 1, que apresenta um valor de área que corresponde à 16% da área total, assim como a classe 10 apresenta valor de área menor que a classe 9. A classe de tamanho 10, apesar de ter somente 1 fragmento representa cerca de 9% da área de florestas da sub-bacia.

Para a classe 1 pode-se explicar área maior devido ao desproporcional número de fragmentos desta, que corresponde à quase que totalidade dos fragmentos, enquanto que na classe 10, é exatamente o contrário, essa classe apresenta somente um fragmento. Portanto, a classe 9 mesmo composta por fragmentos com tamanhos menores, ao totalizar 8 fragmentos acabou ultrapassando a área total da classe 10. Da mesma forma que neste trabalho, Juvanhol *et al.* (2011) também observaram maior área na menor classe de tamanho em relação à seguinte. Nas classes intermediárias os valores de área são bastante próximos, porém se percebe a tendência de aumento de área nas classes 8 e 9, já a diminuição do número de polígonos é observada em todos os casos conforme aumenta a classe de tamanho.

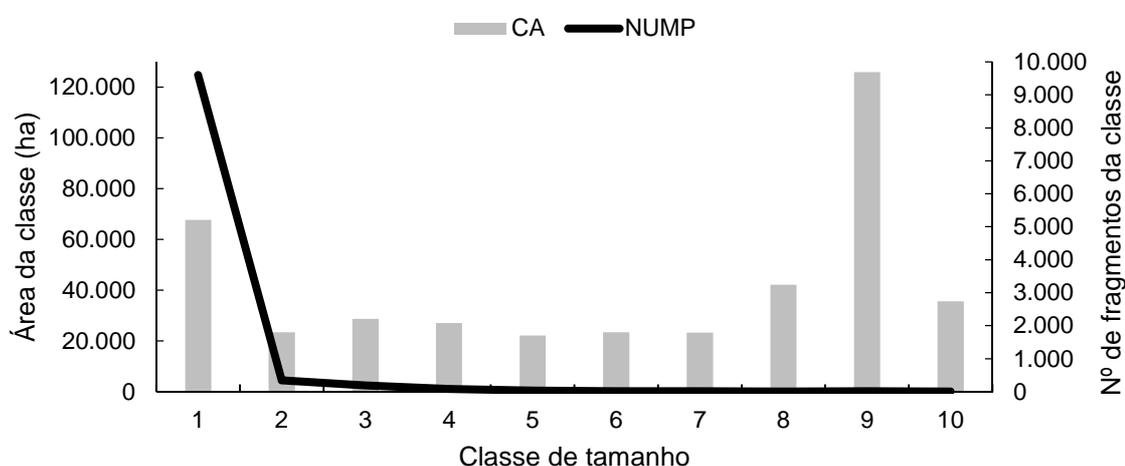


FIGURA 21 – RELAÇÃO ENTRE NÚMERO DE FRAGMENTOS E ÁREA POR CLASSE DE TAMANHO PARA OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013

Em que: CA: Área de todas as manchas da classe; NUMP: Número de manchas.

FONTE: A autora (2015)

A partir desse padrão entre área e número de fragmentos pode-se induzir que classes de tamanho maiores, apesar de apresentarem um menor número de fragmentos, podem ser mais representativas em termos de áreas, em comparação à classes com maior densidade de fragmentos. Esse padrão é o mesmo encontrado na maioria dos trabalhos sobre fragmentação florestal na Mata Atlântica, podendo-se

citar os trabalhos de Pirovani *et al.* (2014), Nascimento *et al.* (2006), e Juvanhol *et al.* (2011) no Espírito Santo, além de Almeida (2008) nos Campos Gerais do Paraná, Kauano *et al.* (2012) na região da Serra do Mar do Paraná, entre outros.

Da mesma forma, Ribeiro *et al.* (2009), considerando toda a região de Mata Atlântica, encontraram resultado bastante similar ao presente, com maior número de fragmentos na menor classe de tamanho, os quais foram diminuindo de quantidade até a maior classe, porém com a maior proporção de área na menor e maior classe de tamanho. Portanto, apresenta uma diminuição não tão marcada, assim como no presente caso.

Apesar da presença de maior área em grandes fragmentos, o elevado número de fragmentos na menor classe de tamanho é preocupante, no sentido de que a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (METZGER, 1999). Influência da área do fragmento foi encontrada para riqueza e diversidade de pássaros (UEZU; METZGER, 2011), dominância de espécies secundárias tardias (UZÊDA *et al.*, 2011), riqueza de roedores (MAGNUS; CACERES, 2012), abundância e riqueza de arbustos e arvoretas, além de riqueza de árvores (CARMO *et al.*, 2011).

Nesse contexto Laurance e Vasconcelos (2009) explicam que, em geral, fragmentos pequenos contêm não apenas uma menor riqueza de espécies como um todo, mas também muitas vezes uma menor densidade de espécies do que fragmentos maiores ou do que a floresta contínua, e isso ocorre principalmente porque nos fragmentos menores os efeitos do isolamento são mais intensos. Por outro lado, os fragmentos maiores estão melhor protegidos de impactos externos (LELE *et al.*, 2008), e mantem a maior parte da biodiversidade, sendo portanto áreas potenciais para práticas conservacionistas (PARDIN *et al.*, 2010).

Já os fragmentos pequenos, apesar dos inúmeros problemas citados, em certas situações, são um importante elemento da paisagem, promovendo conexões entre fragmentos maiores de habitat ou com áreas contínuas (METZGER, 1999), sendo também importantes para a conservação.

Outro dado interessante sobre a Mata Atlântica é que a proporção de fragmentos remanescentes é muito maior em área com altitudes elevadas, quando em comparação com os baixios. Isso ocorre porque às áreas planas, em geral, já foram ocupadas por práticas agrícolas, e as regiões declivosas foram deixadas com cobertura devido à maior dificuldade de aplicação dessas práticas. Esse padrão é

observado por Tabarelli *et al.* (2012), segundo os quais ainda restam 40% da cobertura original da floresta Atlântica em áreas com mais de 1.600 m de altitude, e menos de 10% das áreas de baixa altitude. Esse padrão pode ser bastante preocupante, no sentido que algumas espécies não são adaptadas às grandes altitudes, portanto são mais prejudicadas.

Quanto às métricas relativas à densidade, o tamanho médio e fragmento na mediana (MPS e MedPS) sempre aumentam conforme o aumento da classe, conforme seria esperado que acontecesse. Nesse caso é interessante destacar a menor classe de tamanho, na qual o tamanho médio é de apenas pouco mais de 7 hectares, enquanto que o fragmento na mediana é de 3,67 ha. Dessa forma percebe-se que apesar da classe abranger os fragmentos entre 1 e 50 hectares, pelos menos metade do total de fragmentos são inferiores a 4 hectares.

A grande quantidade de fragmentos com esse tamanho influência também o valor de mediana total, ou seja, dos 10.274 fragmentos encontrados no alto Iguaçu, pelo menos 5.137 são menores que 4 hectares. Nas outras classes os valores de MPS e MedPS também variam, porém são mais próximos ao que seria a média do intervalo de classe de tamanho (por exemplo, a média da classe 1 seria 25 ha, já que a amplitude é de 1 à 50 ha).

A variação entre os tamanhos de fragmentos da classe é melhor entendida pelas métricas PSSD e PSCov, as quais nos mostram o desvio padrão e o coeficiente de variação das classes. Pelo PSCov observa-se que a classe que mais apresenta variação é a classe 1, com mais de 100% de variação em relação à média. Esse alto coeficiente de variação pode ser explicado pela média ser baixa devido à presença de muitos fragmentos pequenos, aliado à existência de poucos fragmentos maiores que chegam próximos ao limite superior da classe. Já o desvio padrão da menor classe parece ser baixo, é o menor valor entre as classes, porém isso é devido à maioria dos fragmentos estarem próximos à média (que é baixa). Além disso, a amplitude de tamanho da menor classe é de 50 hectares, enquanto que de outras a amplitude chega à 25 mil hectares.

Padrão semelhante quanto às medidas de dispersão (PSSD e PSCov) foi observado por Juvanol *et al.* (2011) e Pirovani *et al.* (2014), os quais também encontraram altos valores de coeficiente de variação na menor classe de tamanho, ao mesmo tempo que esta apresentava menor valor de desvio padrão, apesar de que nos dois estudos o PSCov apresentou variações, e atingiu seu máximo na última

classe de tamanho. No presente estudo, por outro lado, a classe 10 apresenta coeficiente de variação e desvio padrão nulos devido à presença de somente um fragmento nessa classe, e observa-se o maior valor de PSCov na classe 9.

A importância de avaliar esses parâmetros está em identificar os padrões dentro das classes de tamanho, de forma a não mascarar os resultados, já que trabalhar os fragmentos sem separá-los em classes seria muito trabalhoso. Nesse sentido, o desvio padrão nos informa a similaridade de tamanhos na classe, e se for muito grande, é possível que haja grandes fragmentos, mesmo com um tamanho médio relativamente baixo (BEZERRA *et al.*, 2011) ou o contrário, como podem ocorrer nas classes de maior tamanho. Já coeficientes de variação altos, indicam alta heterogeneidade espacial da paisagem (CALEGARI *et al.*, 2010).

#### 4.5.2 Métricas de Forma

As métricas relativas à forma dos fragmentos estão apresentadas na Tabela 13. Os índices de forma realizam a comparação entre a razão perímetro/área com a forma padrão, indicando a regularidade da forma (PIROVANI, 2010). Conforme Lima e Rocha (2011), o índice de forma indica o quanto o fragmento está vulnerável a influência externa, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda.

TABELA 13 - MÉTRICAS DE FORMA PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013

CLASSE DE TAMANHO (ha)	Área % sub-bacia	Forma				
		MSI	AWMSI	MPFD	AWMPFD	MPAR
1(1 – 50)	6,6	2,2	2,7	1,4	1,4	378,9
2 (50 – 100)	2,3	4,4	4,5	1,4	1,4	189,1
3 (100 – 250)	2,8	5,8	5,9	1,4	1,4	167,8
4 (250 – 500)	2,6	8,3	8,4	1,5	1,5	162,6
5 (500 – 1.000)	2,2	11,0	11,3	1,5	1,5	145,4
6 (1.000 – 2.500)	2,3	16,8	17,0	1,5	1,5	151,8
7 (2.500 – 5.000)	2,3	23,7	24,5	1,5	1,5	135,5
8 (5.000 – 10.000)	4,1	30,0	29,1	1,5	1,5	119,2
9 (10.000 – 25.000)	12,3	47,7	48,8	1,5	1,5	137,0
10 (25.000 – 50.000)	3,5	65,1	65,1	1,6	1,6	122,4
TOTAL	40,9	2,5	27,6	1,4	1,5	365,6

Em que: MSI: Índice de forma médio, adimensional; AWMSI: Índice de forma de área média ponderada, adimensional; MPFD: Dimensão fractal da mancha média, adimensional; MPAR: Razão Perímetro-Área (m/ha); AWMPFD: Área Média ponderada pela forma para cada classe.

FONTE: A autora (2015).

Quando se trabalha com dados vetoriais, como neste caso, deve-se comparar o formato dos fragmentos à um círculo, pois esse formato minimiza a relação borda-área, cujo centro se encontra mais distante das bordas do que qualquer outra forma, especialmente as alongadas (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Nesse caso a proximidade ao formato de um círculo é dada pela métrica MSI, a qual foi alta em todas as classes de tamanho, e maior ainda quanto maior a classe. Esse resultado é bastante preocupante, pois mesmo a menor classe, que em geral é encontrada com um formato mais arredondado, apresenta um MSI distante de 1. Apesar dos valores na literatura apresentarem no geral a menor classe de tamanho com valores de MSI próximos à 1, a tendência de aumento desta métrica com o aumento da classe de tamanho é encontrada pela maioria dos autores, como Pirovani *et al.* (2014), Juvanhol *et al.*, (2011), Bezerra *et al.*, (2011), Almeida (2008), entre outros.

A diferença encontrada aqui para a menor classe pode ser explicada pela grande amplitude de tamanhos encontrada nela, sendo que em muitos estudos 50 hectares são considerados grandes fragmentos, mas que no presente estudo, por se tratar de uma área muito extensa, foi enquadrada numa classe pequena.

Da mesma forma, em estudo no Parque Estadual de Vila Velha no Paraná, Milan e Moro (2012) encontraram valor de forma média de 1,9 para uma paisagem como tamanho médio de 23 hectares, valores novamente mais baixos dos encontrados no presente estudo, que apresenta uma forma média total de 2,47 para um tamanho médio de 40 hectares.

É importante ainda observar que apesar dos índices de forma indicarem formatos mais irregulares para os fragmentos grandes e mais regulares para os fragmentos pequenos, o tamanho e a forma do fragmento estão intrinsecamente ligados à borda, pois quanto menor o fragmento ou mais alongado, mais intenso será o efeito de borda, diminuindo a razão interior-margem (PRIMACK e RODRIGUES, 2001).

Quando considerado o índice de forma ponderado pela área (AWMSI) percebemos que ele é bastante semelhante ao MSI, apesar de na maioria dos casos ser ligeiramente maior. Este mesmo padrão foi encontrado por Jesus (2013), em bacia hidrográfica no Sergipe. Quando os valores de AWMSI são superiores ao observado para o índice de forma médio (MSI), e pode-se dizer que os fragmentos de maior área têm formas mais irregulares que a média (JUVANHOL *et al.*, 2011).

Já a dimensão fractal da mancha (MPFD) é outra métrica que informa sobre o formato do fragmento, porém ao contrário do MSI, ela varia de 1 à 2 e não é calculado pela relação direta entre área e borda. Essa métrica fornece a medida de complexidade do fragmento, o qual em classes mais regulares como círculos e quadrados é próximo à 1, e áreas mais complexas tem valores próximos à 2 (METZGER, 2003b). Assim como o MSI, ela permitiu verificar que com o aumento da classe de tamanho maior era seu valor, ou seja, maior a irregularidade dos fragmentos das classes maiores.

Apesar do recorte das áreas normalmente ser negativo, Farina (1998) observou que existe relação entre a dimensão fractal e a abundância de aves, percebendo-se maior abundância destas em áreas mais complexas (maiores valores de dimensão fractal). Da mesma forma, a dimensão fractal é em geral pequena para áreas agrícolas, pois estas apresentam formas mais regulares, já em florestas é comum que os valores sejam maiores (O'NEILL *et al.*, 1988). Quando ponderada pela área, a dimensão fractal (AWMPFD) mostra a mesma tendência que o índice de forma quando ponderado, ou seja, não há muita diferença com a ponderação, portanto esta não influenciou muito os resultados.

Já pelos valores de perímetro/área médios (MPAR), observa-se que os valores são maiores nas menores classes de tamanho, ao contrário das outras métricas, ou seja, a soma de todas as razões entre perímetro e área são superiores nos menores tamanhos, mesmo quando ponderados pelo número de fragmentos, que é maior nestas classes. Essa métrica não é muito encontrada na literatura, porém existem estudos relacionando-a com riqueza de plantas vasculares e briófitas (MOSER *et al.*, 2002). Esse resultado é interessante no sentido que coloca que a menor classe de tamanho é a que tem maior média de razão perímetro-área, ou seja, maior perímetro por área. Essa tendência é observada também por Castro (2008), para o qual na medida em que os fragmentos se tornam menores e com forma mais irregular, também se tornam crescentemente dominados pelos habitats de borda.

Apesar de fragmentos com formas alongadas sofrerem diversos prejuízos devido à sua maior exposição às áreas exteriores, estes são importantes em políticas de planejamento como a formação dos corredores ecológicos, que garantem a conectividade entre os fragmentos de vegetação natural, permitindo o fluxo genético, de matéria e o deslocamento da fauna (SMANIOTTO, 2007).

#### 4.5.3 Métricas de Borda

Conforme destacado anteriormente, a forma de um fragmento reflete em parte sua exposição aos fatores externos, os quais estão em contato com o fragmento na área denominada de borda. Para quantificar a presença de bordas em uma paisagem são também aplicadas métricas, as quais permitem inferir quanto dos remanescentes estão em contato direto com a matriz circundante. As métricas de borda estão na Tabela 14.

TABELA 14 - MÉTRICAS DE BORDA PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013

CLASSE DE TAMANHO (ha)	Área % sub-bacia	TE (m)	Borda ED (m/ha)	MPE (m)
1(1 – 50)	6,6	19.069.440,6	45,5	1.986,0
2 (50– 100)	2,3	4.409.062,0	10,5	13.122,2
3 (100– 250)	2,8	4.777.651,8	11,4	25.278,6
4 (250– 500)	2,6	4.369.713,6	10,4	53.947,1
5 (500– 1.000)	2,2	3.254.660,3	7,8	104.989,0
6 (1.000– 2.500)	2,3	3.532.227,8	8,4	235.481,9
7 (2.500– 5.000)	2,3	3.174.997,1	7,6	529.166,2
8 (5.000– 10.000)	4,1	4.794.588,2	11,4	958.917,6
9 (10.000– 25.000)	12,3	17.002.311,5	40,5	2.125.288,9
10 (25.000– 50.000)	3,5	4.351.030,2	10,4	4.351.030,2
TOTAL	40,9	68.735.683,1	163,8	6.690,3

Em que: TE: Total de bordas, em metros; ED: Densidade de borda, em m/ha; MPE: borda média por fragmentos da classe, em metros

FONTE: A autora (2015)

Nesse caso observamos que pelo total de bordas, a classe de menor tamanho (1) é a que apresenta maior valor, seguida pela classe 9. Na classe de menor tamanho era esperada maior valor de bordas, pois há um número de fragmentos muito superior às outras, apesar de que em muitos estudos se encontra um maior valor de bordas na maior classe de tamanho (JUVANHOL *et al.*, 2011) ou em alguma intermediária (PIROVANI *et al.* 2014). Apesar disso, em todos os estudos citados a menor classe de tamanho apresentava valores elevados de total de bordas.

A classe 9 por outro lado é bastante preocupante, pois apresenta alto valor de total de bordas (TE) e também de densidade de bordas (ED), o que indica que suas áreas estão muito recortadas e portanto muito suscetíveis aos efeitos da matriz externa. Tanto a classe 9 como a classe 1 apresentam os dois maiores valores de densidade de borda novamente, ou seja, para cada hectare de floresta que estas

apresentam, encontra-se entre 40 e 45 metros de borda em contato com o exterior. Já a média de bordas (MPE) para os fragmentos da classe 1 é a menor, pois estes são muito numerosos e pequenos, e portanto tem pouca borda média. Já na classe 9, novamente se observa que os fragmentos são muito recortados, pois média de borda nessa classe é de mais de 2.000 km.

A densidade de bordas e o total de bordas apresentaram uma relação bem parecida, enquanto que a média de bordas teve um comportamento quase oposto, aumentando conforme aumentavam as classes de tamanho, como pode ser observado na Figura 22.

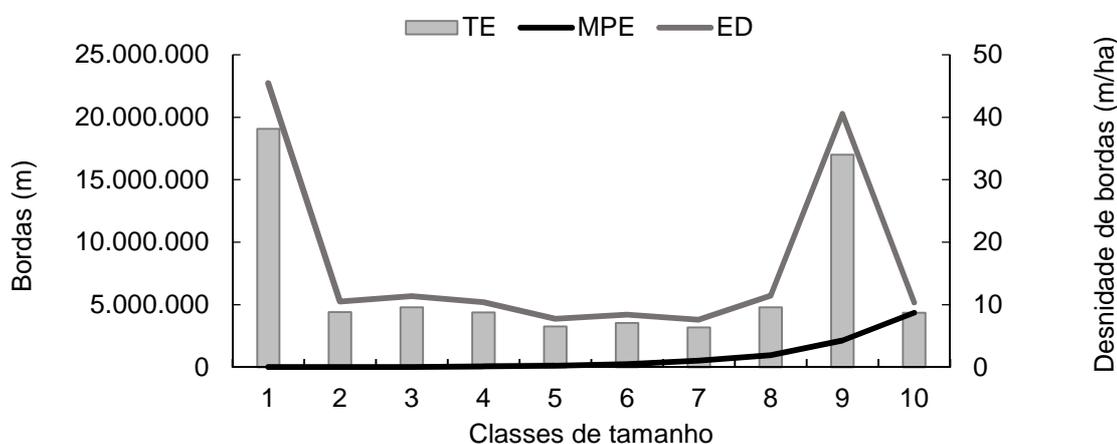


FIGURA 22 - RELAÇÃO ENTRE DIFERENTES MÉTRICAS DE BORDA POR CLASSE DE TAMANHO PARA OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013

Em que: TE: Total de bordas; ED: Densidade de borda, em m/ha; MPE: borda média por fragmentos da classe

FONTE: A autora (2015)

É interessante destacar que destas métricas a mais importante é a densidade de bordas, e nesse caso ela tende a diminuir nas classes maiores (com exceção da classe 9), o que é um indicativo de que realmente os fragmentos maiores estão mais protegidos da influência exterior, assim como observado por Juvanhol *et al.* (2011) e Pirovani *et al.* (2014).

A densidade de bordas total, de 163,84 m/ha é considerada coerente se comparada com outros valores na Mata Atlântica, como os 110,62 m/ha encontrados por Bezerra *et al.* (2011) e 215,48 m/ha por Pirovani *et al.* (2014) no Espírito Santo, assim como 202,30 m/ha e 241,76 m/ha encontrados por Albergoni (2011) e Chaves *et al.*, (2013) em área de FOM. Esses valores são também próximos ao encontrado para área na floresta amazônica entre 123 e 191 m/ha para Pinheiro *et al.* (2010).

Já com relação às outras formações ou biomas, são valores altos, encontrando-se valores de 19,7 m/ha em Floresta Estacional Semidecidual (CALEGARI *et al.*, 2010), e entre 6 e 7 m/ha para área de Savana (CABACINHA *et al.*, 2010). Portanto as áreas de Mata Atlântica estão sob forte efeito de borda, os quais são bastante diversos e incluem tanto alterações abióticas, como alterações na abundância das espécies e em processos ecológicos (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009).

Por outro lado, classe de máximo tamanho (10) apresenta valor de densidade e total de bordas pequeno em relação às outras classes de tamanho, o que é um ótimo indicativo, principalmente quanto à densidade de bordas. Já a média de bordas é, nessa classe, a mais alta, reflexo da existência de um único fragmento nessa classe. Como colocado anteriormente, a relação entre borda e área desse fragmento não é muito alta. Portanto ele não é tão recortado como outros fragmentos, como das classes 1 e 9.

A relação da densidade de bordas durante os anos é observada por alguns autores, os quais em geral observam que há aumento desse valor, assim como diminuição das áreas médias (CROPS *et al.*, 2010; CALEGARI *et al.*, 2010; CAMPOS, 2005).

#### 4.5.4 Métricas de Área Central

Como as áreas de borda influenciam diretamente fatores bióticos e abióticos dentro do fragmento, é importante calcular qual é a área dos fragmentos fora do efeito de borda, ou seja, as áreas centrais. Segundo McGarigal e Marks (1995) a área central de um fragmento de floresta é um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total, sendo afetada diretamente pela forma e borda dos fragmentos.

Nesse caso consideramos uma borda de 50 metros, pois é o valor encontrado como distância de influência por vários autores (MURCIA, 1995; RIES *et al.*, 2004; FONTOURA *et al.*, 2006). O valor de 50 metros porém é uma generalização, já que vários fatores afetam a distância da penetração do efeito de borda, como o tipo de matriz circundante (NASCIMENTO *et al.*, 2006), a idade da borda (MURCIA, 1995), a orientação geográfica (RIGUEIRA *et al.*, 2012), entre outros.

As métricas de área central estão apresentadas na Tabela 15, assim como na Figura 23 estão apresentadas as distribuições dos fragmentos nas classes de tamanho após descontada a área central.

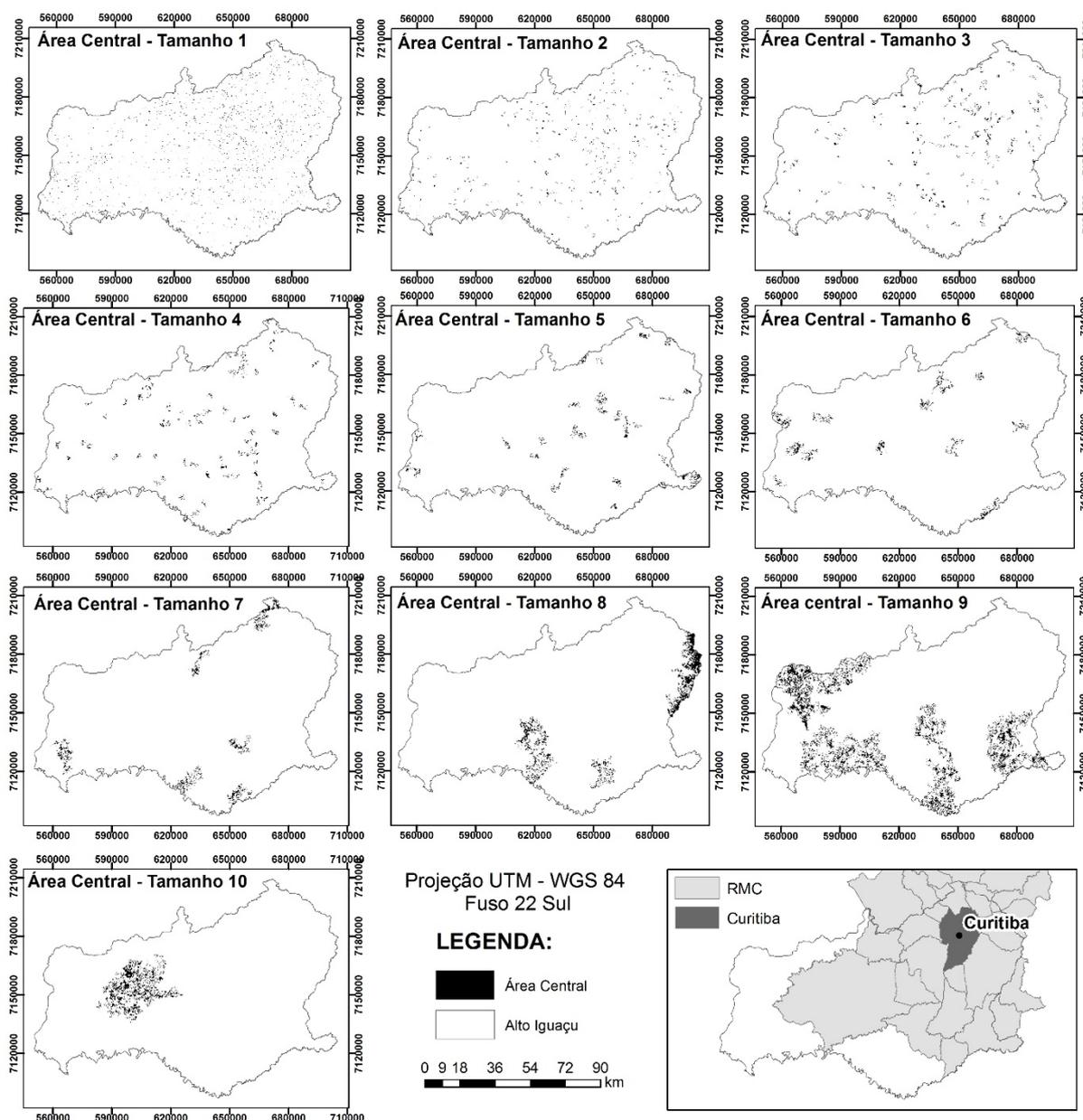


FIGURA 23 - ÁREA CENTRAL DOS REMANESCENTES FLORESTAIS NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU, ANO DE 2013, POR CLASSE DE TAMANHO DO FRAGMENTO TOTAL  
FONTE: A autora (2015)

Visualmente percebe-se que as primeiras classes de tamanho (1, 2 e 3) praticamente nem são visíveis mais devido à escala do gráfico, enquanto que as outras classes não apresentam redução tão significativa. Destaca-se aqui que as classes de tamanho foram mantidas as mesmas (ou seja, a classe de tamanho refere-se à área total do fragmento, e não à área central) para permitir comparações, porém os fragmentos têm um valor de área central diferente do seu correspondente à classe de tamanho.

TABELA 15 - MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU – PR – 2013

CLASSE DE TAMANHO (ha)	Área % sub-bacia	TCA	Área Central			
			NCA	MCA	CASD	TCAI
1(1 – 50)	6,6	12.655	6.239	2	4	18,6
2 (50– 100)	2,3	8.235	336	25	11	35,0
3 (100– 250)	2,8	11.676	189	62	26	40,6
4 (250– 500)	2,6	11.426	81	141	48	42,2
5 (500– 1.000)	2,2	10.290	31	332	76	46,3
6 (1.000– 2.500)	2,3	10.683	15	712	191	45,5
7 (2.500– 5.000)	2,3	11.661	6	1.943	484	50,0
8 (5.000– 10.000)	4,1	24.090	5	4.818	1.677	57,2
9 (10.000– 25.000)	12,3	63.824	8	7.978	2.933	50,6
10 (25.000– 50.000)	3,5	19.381	1	19.381	0	54,5
TOTAL	40,9	183.921,2	6.911	26,61	402,1	43,8

Em que: NCA: Número de áreas centrais; MCA: Área central média, em ha; TCA: Área central total, em ha; CASD: Raiz da variância média das áreas centrais, em ha; TCAI: Índice de área central total, em porcentagem

FONTE: A autora (2015)

Pelos dados da Tabela 15 podemos confirmar que as menores classes de tamanho são as que mais sofrem redução ao se excluir às áreas de borda, pois estas mantêm um percentual de área menor (TCAI), que no caso da classe 1 chega a ser somente 18% de área central em relação ao total da classe. Na maioria dos trabalhos encontra-se esse mesmo padrão, as classes de maior tamanho apresentam uma proporção maior de suas áreas em ambientes longe da borda, como observado por Juvanhol *et al.* (2011) e Pirovani *et al.* (2014).

Da mesma forma alguns autores observam diferentes larguras de borda e em geral concluem que, depois de um determinado ponto, a maioria (ou todos) dos fragmentos pequenos não apresentam mais área central. Quanto a isso pode-se destacar os trabalhos de Juvanhol *et al.* (2011) que observaram que a partir de 100 metros de borda somente três fragmentos menor tamanho (<5 ha) apresentavam área de borda, apesar desta classe ter mais de 2.000 polígonos, e de mesma forma Pirovani *et al.* (2014) encontraram os mesmos 100 metros como limite para existência de área central na maioria dos fragmentos pequenos. Esses dois autores ainda observaram que apesar de haver diminuição da área central, nos fragmentos de classes maiores, essa perda é bem menor.

Da mesma forma, Ribeiro *et al.* (2009) observaram que, considerando todo o domínio da Mata Atlântica, 46% dos remanescentes florestais estão em distância inferior a 100 m da borda, resultado semelhante ao encontrado neste estudo, porém

com uma distância de borda maior, o que nos leva a supor que as áreas desta sub-bacia estão sob maior efeito da borda que o bioma no geral, o que pode ocorrer por estas serem mais recortadas ou menores. Além do que, deve-se considerar que ao considerar o bioma todo incluem-se áreas de proteção extensas, as quais podem elevar a média de área central.

Outro dado interessante que se pode observar é o número de fragmentos. Como exemplo, na classe 1 haviam quase 10.000 fragmentos, e quando considerados somente os que apresentam área central esse número passa a ser de pouco mais de 6 mil. Ou seja, houve uma diminuição de cerca de 65% dos fragmentos dessa classe. Já nas outras classes de tamanho todos os fragmentos apresentaram área central, apesar de haverem perdas de área nestes.

A maior classe de tamanho (classe 10) teve a segunda menor redução de sua área, apesar disso o total da classe em área de borda é de 45,5% da área total considerada para essa classe. Já a classe que apresentou maior valor de seu total em área central foi a classe 8, que apresenta 57,22% de sua área total distante no mínimo 50 metros da borda. Isso se deve à essa classe ser formada principalmente por fragmentos de áreas de conservação (UCs), neste caso as APAs estaduais do Iraí, do Pequeno, de Piraquara e de Guaratuba, assim como a AEIT do Pico do Marumbi (MMA, 2014).

Padrão semelhante foi encontrado por Borges *et al.* (2010), que também encontraram áreas mais conservadas em unidades de conservação, e segundo o mesmo, apesar dessas áreas serem mais resistentes, elas representam as áreas de maior necessidade de preservação, já que apresentam condições de manter o ecossistema em equilíbrio, e zelar por sua manutenção. De maneira geral, segundo Calegari *et al.* (2010) é observado que fragmentos maiores apresentam maior área central. No entanto, quando ocorre alto índice de forma, fragmentos de mesmo tamanho total podem apresentar grande diferença de área nuclear.

As diferenças entre a área total e a área central das classes de tamanho podem ser vistas na Figura 24. Percebe-se que a classe 1, que para a métrica área total apresentava a segunda classe com maior área, quando considerada a área central é uma das menores. Além disso a área central tende a aumentar com o aumento da classe, com algumas exceções, como da classe 10, que tem menor área central que a classe 9, assim como havia sido observado para a área total.

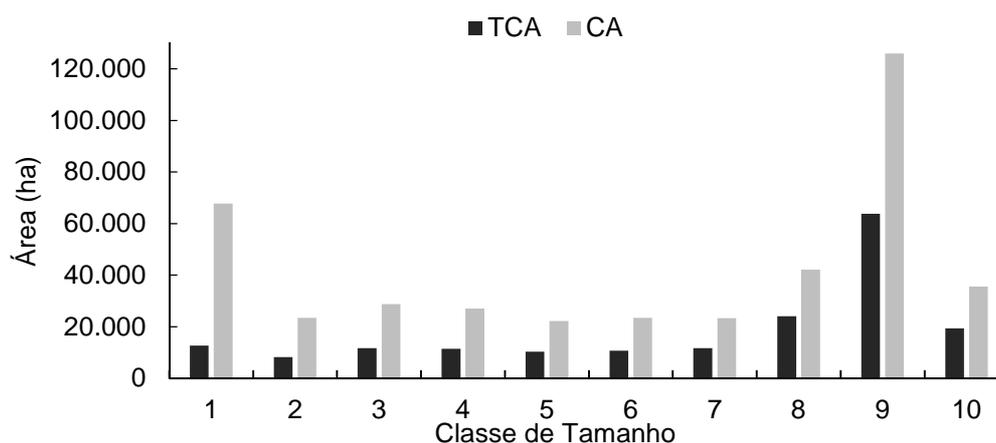


FIGURA 24 - RELAÇÃO ENTRE ÁREA TOTAL E ÁREA CENTRAL DOS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU, PR, 2013 POR CLASSE DE TAMANHO  
Em que: TCA: Área central total; CA: Área de todas as manchas da classe.  
FONTE: A autora (2015)

Considerando todas as classes de tamanho observamos que a área central corresponde à cerca de 43% de área total anteriormente calculada, ou seja, mais da metade das áreas de floresta nativa encontradas estão sob forte efeito de borda. Esse resultado é semelhante aos 46% encontrados por Bezerra *et al.* (2011). Porém é importante destacar que aqueles autores utilizaram uma distância de borda de 100 metros, o dobro aqui utilizado, e portanto, a área de estudo aqui presente é muito mais recortada do que o estudo de Bezerra *et al.* (2011). Da mesma forma, Bezerra *et al.* (2011) encontraram uma área central média de 12,8 ha, enquanto que no Alto Iguaçu esse valor é de 26,6 ha, o qual seria reduzido se considerada uma largura de borda maior.

Ao longo dos anos a área central tende a diminuir, assim como a área total (CABACINHA *et al.*, 2010). Já em alguns casos pode ser encontrado aumento das áreas centrais totais, como observado por Calegari *et al.*, (2010) em Minas Gerais, apesar de que o mesmo observou que a média de áreas centrais diminuiu ao longo dos anos e explica que o aumento das áreas centrais totais se deu devido ao maior número de fragmentos apresentar área total em relação aos anos mais antigos. Já a diminuição da área central média indica que os grandes fragmentos estão se deteriorando.

Os valores de área também dependem da paisagem analisada. Por exemplo, o trabalho de Vidolin *et al.* (2011) apresentou decréscimo entre 37 e 31% de área com a exclusão da distância de borda de 30 metros. Já em outros trabalhos observa-se manutenção de mais de metade das áreas mesmo considerando uma distância de

borda maior (Ribeiro *et al.*, 2009). Isso é reflexo dos tamanhos dos fragmentos, que para paisagens menores geralmente são de tamanhos inferiores, e portanto são mais afetados pelas áreas de borda em relação aos fragmentos maiores.

#### 4.5.5 Métricas de proximidade ou vizinhança

As métricas de vizinhança são muito importantes no sentido de entender o quão isolados os fragmentos estão na paisagem, e dessa forma, o quanto os elementos bióticos estão separados entre os fragmentos por barreiras que terão que ser transpostas para a diversificação genética das espécies.

Segundo MacGarigal e Marks (1995) a métrica de distância do vizinho mais próximo tem como limitação o fato de não considerar a heterogeneidade da vizinhança, visto que, ao nível de classe, só são computadas manchas da mesma classe. Levando em consideração esse problema, nesse estudo não foram consideradas as classes de tamanho da mesma forma que para as outras métricas, e sim, foi avaliada a exclusão de classes de forma gradual na quantificação do valor médio do vizinho mais próximo. Ou seja, primeiramente foi calculada a distância com todos os fragmentos, e após, calculou-se sem a menor classe de tamanho, e assim suscetivelmente até encontrar-se somente as 2 maiores classes (a última classe só tem um fragmento, portanto não poderia ser calculada de forma única).

Na Figura 25 pode ser observada a distância ao vizinho mais próximo dos fragmentos, quando consideradas todas as classes de tamanho.

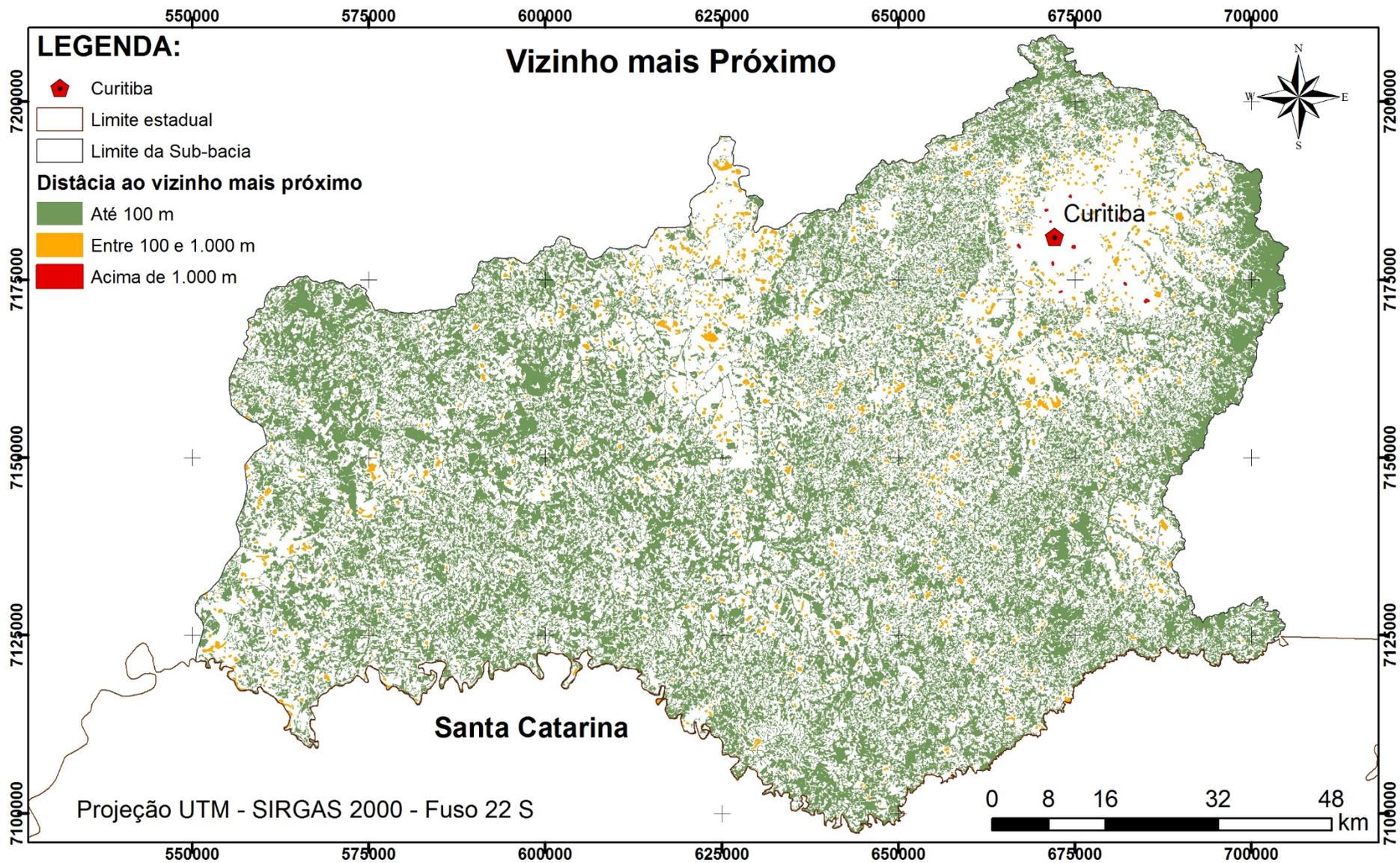


FIGURA 25 - DISTÂNCIA AO VIZINHO MAIS PRÓXIMO NA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU - PR – 2013.  
 FONTE: A autora (2015)

Pela Figura 25 pode-se perceber que a maioria dos fragmentos não encontram-se muito distante do seu vizinho mais próximo, no geral até 100 metros deste. Da mesma forma, observamos que há fragmentos, em menor proporção, com distâncias de até mais de 1.000 metros, e estes são de maneira geral, encontrados próximos à região metropolitana e na região centro-norte da sub-bacia, próximo aos municípios de Balsa Nova, Lapa e Porto Amazonas. Estas duas regiões também são as que apresentam menores densidades de fragmentos, o que explica esta distância maior entre fragmentos. Cabe ressaltar que a região de Balsa Nova, Lapa e Porto Amazonas está inserida na área de ocorrência de Estepes, portanto à baixa proporção de florestas é também uma característica desse tipo fitogeográfico.

Observando também as métricas anteriores, pode-se inferir que a vegetação da região metropolitana está bastante suscetível à distúrbios, pois além de apresentar baixa densidade de fragmentos florestais, dos quais a maioria é das menores classes de tamanho e poucos apresentam área central, ainda é prejudicada devido à distância entre os mesmos, que portanto apresentam muita dificuldade de fazer trocas genéticas entre eles. Ou seja, os fragmentos desta região provavelmente apresentam baixíssima diversidade, pois além de pequenos são muito isolados.

Ainda é importante destacar que, segundo Murcia (1995), o grau de isolamento da paisagem depende também de outros fatores, como características da vegetação, os tipos de uso do solo desenvolvidos em seu entorno, entre outros. Desta forma, mais uma vez acredita-se que o fluxo entre fragmentos na região metropolitana é muito pequeno, devido à presença de alta urbanização, que dificultará mais ainda a movimentação de espécies.

Na Tabela 16 observam-se os dados de distância média, na qual observa-se que, conforme vão sendo excluídos os menores fragmentos, aumenta a distância média.

TABELA 16 - MÉTRICAS DE PROXIMIDADE PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA NA SUB-BACIA DO ALTO IGUAÇU – PR – 2013

Fragmentos considerados	Classes de tamanho	Média de distância (m)	Desvio padrão (m)	Isolamento*
Todos	1 à 10	56,24	84,83	Baixo
Acima de 50 ha	2 à 10	101,72	309,13	Médio
Acima de 100 ha	3 à 10	187,62	530,55	Alto
Acima de 250	4 à 10	145,51	409,67	Alto
Acima de 500 ha	5 à 10	332,28	852,96	Muito alto
Acima de 1.000 ha	6 à 10	662,24	1.929,97	Muito alto
Acima de 2.500 ha	7 à 10	1.884,77	5.661,40	Muito Alto
Acima de 5.000 ha	8 à 10	18,64	42,87	Baixo
Acima de 10.000 ha	9 e 10	8,4	7,45	Baixo

\*Classificação do isolamento proposta por Almeida (2008)

FONTE: A autora (2015)

No caso da exclusão da menor classe de tamanho, a distância média praticamente dobra, já com a exclusão das classes seguintes há aumento da distância média, porém de forma mais gradual até a situação em que foram utilizados os fragmentos acima de 2.500 ha. O aumento da distância observada em quase todos os casos, e com forte intensidade quando excluídos os fragmentos da classe de tamanho 1, pode ser explicado pelo grande número de fragmentos na menor classe de tamanho, mas também devido à distribuição destes por toda a sub-bacia, proporcionando ligação entre os fragmentos.

Já a inversão dessa tendência de aumento da distância, a partir do ponto em que se consideram somente os fragmentos acima de 5.000 ha, é explicada pela distribuição das classes de tamanho restantes, que nestes casos são 8, 9 e 10. Estas classes, como pode ser observado na Figura 20 apresentada anteriormente, tem seus polígonos em regiões próximas, e em geral não há somente um polígono destas isolado.

Na maior parte dos estudos encontrados sobre fragmentação os dados de vizinhança são calculados por classes de tamanho, ou seja, a vizinhança só se dá entre fragmentos da mesma classe. Como na paisagem o fluxo não depende das classes de tamanho, neste estudo calculou-se a vizinhança de forma independente da classe de tamanho, e portanto os resultados são em muitos casos distintos do padrão encontrado na literatura.

Quando se trabalha somente com cada classe de tamanho, pode-se encontrar que os fragmentos menores apresentem menor distância média do vizinho mais próximo, enquanto que as classes maiores estejam mais isoladas, como observado por Jesus (2013), apesar deste não ser sempre o mesmo padrão.

Este resultado é novamente explicado pela alta densidade de fragmentos nas menores classes, como também foi observado neste estudo. Enquanto as classes de menor tamanho apresentam numerosos fragmentos e de forma bem distribuída, no geral, os grandes fragmentos são poucos e em muitos casos concentrados cada um em áreas de preservação, portanto, tem pouca ligação entre si. Porém acredita-se que os fragmentos grandes possam fazer trocas entre fragmentos menores, pois estes estarão mais facilmente disponíveis.

Uma classificação quanto ao isolamento foi proposta por Almeida (2008), segundo a qual o isolamento é baixo, médio, alto e muito alto para as distâncias de até 60, 120, 200 e > 200 metros, respectivamente. Dessa forma, no presente estudo o isolamento seria baixo se considerados todos os fragmentos, médio se considerados os fragmentos acima de 50 ha, e após seria sempre considerado de alto à muito alto, apesar de voltar a ser muito baixo novamente quando considerados somente os fragmentos acima de 5.000 ha.

Além disso, o resultado do trabalho de Almeida (2008) é bastante próximo ao presente estudo, cerca de 56 metros considerando todos os fragmentos, e esta autora comenta que no geral o isolamento dos fragmentos no Parque Nacional dos Campos Gerais/PR, é menor que 100 metros. Resultado semelhante ao atual foi também encontrado também por Cemin *et al.* (2009), que obtiveram distância média de 52,22 metros para remanescentes de FOM no Arroio Jacaré, Vale do Taquari/RS.

Quanto à exclusão de classes de tamanho no cálculo da vizinhança, este foi feito com o propósito de observar a importância dos menores fragmentos no isolamento da paisagem. Conforme são excluídas as menores classes percebe-se o maior isolamento, como já destacado, assim como aumenta o desvio padrão, ou seja, há uma alta heterogeneidade, pois alguns fragmentos estão muito próximos, enquanto que outros muito isolados. Já quanto observa-se todas as classes de tamanho, a distância média é menor e o desvio também, ou seja, o isolamento não é tão disperso em relação à média. Resultado semelhante foi encontrado por Ribeiro *et al.* (2009), que também ao excluir sucessivamente a classe de menor tamanho (também até 50

ha), observou aumento na distância média, de 1.441 para 3.532 metros, para toda área de Mata Atlântica.

Portanto apesar de todos os problemas inerentes ao seu tamanho, os menores fragmentos são muito importantes para a ligação entre os maiores, como observado também por Almeida (2008), que explica que estes podem atuar como “trampolins ecológicos” para algumas espécies.

#### 4.6 CONCLUSÕES

Assim como esperado, observou-se um alto número de fragmentos na menor classe de tamanho. A menor classe ainda apresenta os maiores valores de densidade de bordas e menores valores de área central, indicando que essa classe é altamente suscetível aos distúrbios externos, apesar destes apresentam uma forma menos recortada. Apesar de composta por pequenos fragmentos, essa classe apresenta o segundo maior valor de área total entre as classes.

De maneira geral, assim como esperado as maiores classes tem maior proporção de área central, apesar destes valores compoem cerca de metade da área total destas.

A partir do índice do vizinho mais próximo, foi possível concluir a importância dos menores fragmentos para a interligação da paisagem, pois quando estes são excluídos, a distância média aumenta.

Espacialmente, concluiu-se que a região metropolitana está em uma situação crítica quanto a manutenção da diversidade e estrutura dos fragmentos. Nesta região se encontram poucos fragmentos, os quais no geral são das menores classes de tamanho, com alta densidade de bordas, e ainda são os mais isolados.

#### 4.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACCIOLY, P. **Mapeamento dos remanescentes vegetais arbóreos do estado do Paraná e elaboração de um sistema de informações geográficas para fins de análise ambiental do estado.** 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2013.

ALARCON, G. G.; DA-RÉ, M. A.; FUKAHORI, S. T. I.; ZANELLA, L. R. Fragmentação da Floresta com Araucária e ecossistemas associados no Corredor Ecológico Chapecó, Santa Catarina. **Biotemas**, Florianópolis, v. 24, n. 3, p. 25-38, 2011.

ALBERGONI, L. **Caracterização do uso e cobertura da terra como subsídio para análise de paisagem e de vulnerabilidade de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista**. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

ALMEIDA C. G. de. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do parque nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa, 2008.

BEZERRA, C. G.; SANTOS, A. R. dos; PIROVANI, D. B.; PIMENTEL, L. B.; EUGENIO, F. C. Estudo da Fragmentação Florestal e Ecologia da Paisagem na Sub-Bacia Hidrográfica do Córrego Horizonte, Alegre, ES. **Espaço & Geografia**, Brasília, v. 14, n. 2, p. 257:277, 2011.

BORGES, J.; CARVALHO, G.; MOURA, A. C. M.; NASCIMENTO, J. Estudo da conformação da paisagem de Sabará-Mg para compreensão das métricas do fragstats em padrões de uso do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CARTOGRAFIA, XXIV, 2010. **Anais...** Aracaju, 2010. p.1473-1481

BRASIL – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Probio: dez anos de atuação**. Brasília, 2006, 156 p.

CABACINHA, C. D; CASTRO, S. S; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, Curitiba, v.40, n. 4, p. 675-690, 2010.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CAMPOS, M. A. A. **Padrão e Dinâmica de Floresta Tropical, Através de Classificação Orientada à Objeto e da Análise da Paisagem com Imagens Landsat**. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CARMO, A. B.; VASCONCELOS, H. L.; ARAÚJO, G. M. de. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de cerrado: relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n.1, p.31-38, 2011.

CASTRO, D. M. **Efeito de borda em ecossistemas tropicais**: síntese bibliográfica e estudo de caso em fragmentos de Cerrado, na região Nordeste do Estado de São Paulo. 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

CEMIN, G.; PERICO, E. REMPEL, C. Composição e Configuração da Paisagem da Sub-Bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, Com Ênfase nas Áreas de Florestas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n .4, p. 705-711, 2009.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M.T.; PARDINI, R. 2003. Fragmentação: alguns conceitos. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Biodiversidade 6. Brasília/DF. 2003, p. 20-24.

CHAVES, T. A.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Análise do Uso e Cobertura da Terra e da Fragmentação da Paisagem no Município de Missal-PR. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 31, n. 2, p. 69-83, 2013.

CROPS, N. C.; GILLANDERSA, S. N.; WULDERB, M. A.; GERGELC, S. E.; NELSOND, T.; GOODWINE, N. R. Assessing changes in forest fragmentation following infestation using time series Landsat imagery. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 2355–2365, 2010.

CUNHA, H. F.; FERREIRA, A. A.; BRANDAO, D. Composição e fragmentação do Cerrado em Goiás usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Boletim Goiano de Geografia**. v. 27, n. 2, p. 139-152, 2007.

DIAS, A.; LATRUBESSE, E. M.; GALINKIN, M. Projeto corredor ecológico Bananal Araguaia, Brasília, 120 p. 2000.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**. Cambridge, Chapman & Hall LTDA. 1998.

FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n.1, p. 79-91, 2006.

FORMAN, R. T. T.; GORDRON, M. **Landscape Ecology**. John Wiley & Sons, New York, 1986.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA: **A Nossa Causa**. 2014. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br/nossa-causa/a-mata-atlantica/>>. Acesso em 07/09/2014.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, 2005. p. 3-11.

GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.5, p.1-15, 2004.

HARRISON, S., MURPHY, D. D. & EHRLICH, P. R. Distribution of the Bay Checkerspot Butterfly *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. **American Naturalist**, Chicago, v. 132, p. 360-382, 1988.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. 2012. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 11/03/2012.

JESUS, E. N. de. **Avaliação dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim (Sergipe-Brasil) para fins de restauração ecológica**. 99 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2013.

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R. dos; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. de O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul. Estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

KAUANO, E. E.; TOREZAN, J. M. D.; CARDOSO, F. C. G.; MARQUES, M. C. M. Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a Hotspot for the Brazilian Atlantic Forest conservation. **Revista Árvore**, v.36, n.5, p.961-970, 2012.

KRAMER, A. T.; ISON, J. L.; ASHLEY, M. V.; HOWE, H. F. The paradox of forest fragmentation genetics. **Conservation Biology**, v. 22, p. 878-885, 2008.

KURASZ, G.; OLIVEIRA, Y. M. M. de; ROSOT, N. C.; ROSOT, M. A. D. Diagnóstico da Situação do Entorno da Reserva Florestal Embrapa/Epagri de Caçador usando imagem de alta resolução Ikonos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XII, 2005, Goiânia. **Anais ...** Goiânia, 2005. p. 1585-1592,

LAURANCE, W .F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1137. 2009.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**. v. 1, p. 434-451, 2009.

LELE, N.; JOSHI, P. K.; AGRAWAL, S. P. Assessing forest fragmentation in northeastern region (NER) of India using landscape matrices. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 657-663, 2008.

LIMA, R. N. S.; ROCHA, C. H. B. Técnicas de sensoriamento remoto e métricas de ecologia da paisagem aplicadas na análise da fragmentação florestal no município de Juiz de Fora – MG em 1987 e 2008. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, XV, 2011, Curitiba. **Anais....** São José dos Campos, 2011. p. 2067-2074.

LONG, J. A.; NELSON, T. A.; WULDER, M. A. Characterizing forest fragmentation: Distinguishing change in composition from configuration. **Applied Geography**, v. 30, p. 426–435, 2010.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 3ª edição. Curitiba, Imprensa Oficial, 2002.

MAGNUS, L. Z.; CÁCERES, N. C. Efeito do Tamanho de Área Sobre a Riqueza e Composição de Pequenos Mamíferos da Floresta Atlântica. **Mastozoología Neotropical**, Mendoza, v. 19, n. 2, p. 243-258, 2012.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. Forest Science Department, Oregon State University. Corvallis Oregon, 59 p. 1995.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais. Academia Brasileira de Ciências**, v.71, n.3-I, p.445-463, 1999.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Ed. UFPR, p.423-538. 2003a.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. JÚNIOR, L. C.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Org.). Curitiba, p. 423-453, 2003b.

MILAN, E.; MORO, R. S. Padrões de fragmentação florestal natural no parque estadual de Vila Velha, Ponta Grossa (PR). **Ambiência**, Guarapuava, v. 8, Ed. Especial 1, p. 685-697. 2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA); SECRETARIA DE BIODIVERSIDADE E FLORESTAS (SBF). **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, 2002.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Download de dados geográficos**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 14/10/14.

MOSER, D.; ZECHMEISTER, H. G.; PLUTZAR, C.; SAUBERER, N.; WRBKA, T.; GRABHERR, G. Landscape patch shape complexity as an effective measure for plant species richness in rural landscapes. **Landscape Ecology**, v. 17, p. 657-669, 2002.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trees Reviews**. v. 10, p. 58-62, 1995.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NASCIMENTO, M. C. do; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite Ikonos II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n.3, p. 389-398, 2006.

NEWTON, A. C.; HILL, R. A.; ECHEVERRÍA, C; GOLICHER, D.; BEBAYAS, J. M. R.; HINSLEY, S. A. Remote sensing and the future of landscape ecology. **Progress in Physical Geography**, v. 33, n. 4, p. 528–546, 2009.

O'NEILL, R. V.; KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. V.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D. L.; MILNE, B. T.; TURNER, M.G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V. H.; GRAHAM, R. L. Indices of landscape Pattern. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 3, p. 153-162, 1998.

PARANÁ – Instituto de Terras, Cartografia e Geociências (ITCG). **Dados e informações geoespaciais temáticos**. 2014. Disponível em: <<http://www.itcg.pr.gov.br/modules/faq/category.php?categoryid=9#>>. Acesso em: 16/11/14.

PARANÁ – Secretaria Do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). **Bacias Hidrográficas do Paraná, uma Série Histórica**. 2013 Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/BACIAS/iguacu.pdf>>. Acesso em: 12/06/2014.

PARANÁ. IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Indicadores de desenvolvimento sustentável por bacias hidrográficas do Estado do Paraná**. Curitiba, 2013.

PARDIN, R.; BUENO, A. A. B.; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, 2010.

PINHEIRO, E. da S.; MARTINOT, J. F.; CAVALCANTE, D. G.; MACEDO, M. A. de; NASCIMENTO, A. Z. A.; MARQUES, J. P. C. Paisagem, estrutura e composição florística de um parque urbano em Manaus, Amazonas, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 3, p. 531-549, 2010.

PIOTTI, A. The genetic consequences of habitat fragmentation: the case of forests. **Journal of Biogeosciences and Forestry**, v. 2, p. 75-76, 2009.

PIROVANI, D. B., **Fragmentação florestal e dinâmica da ecologia da paisagem na bacia hidrográfica do rio Itapemirim**. 121 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2010.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G. da; SANTOS, A. R. dos; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise Espacial de Fragmentos Florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271 – 281, 2014.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Ed. Rodrigues. 328 p. 2001.

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

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. In: Frank E. Zachos; Jan Christian Habel. (Org.). **Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas**. Berlin: Springer-Verlag, 2011. p. 405-434.

RIES, L.; FLETCHER JR., R. J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 491-522, 2004.

RIGUEIRA, D. M. G.; MOLINARI, A. L. M.; MARIANO, D. L. S.; REIS, R. M.; PORTUGAL, A. B.; SANTANA, N. de S.; SANTOS, R. A. dos. Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 1, 2012.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, n. 24, p. 75-92, 2002.

SMANIOTTO, M. **Análise ambiental de Bacias Hidrográficas com base na fragmentação da paisagem: município de Getúlio Vargas (RS)**. 131 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. São Paulo, 2007.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A conversão da floresta atlântica em paisagens antrópicas: lições para a conservação da diversidade biológica das florestas tropicais. **Interciência**, Caracas, v. 37, n. 2, pp. 88-92, 2012.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2328-2340, 2010.

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

UNFCCC - United Nation Framework Convention on Climate Change. **Report of The Conference of The Parties on Its Seventh Session, Held At Marrakesh From 29 October To 10 November 2001**. Addendum, 2001. Part Two: Action Taken by The Conference of The Parties. 69 f. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/cop7/13a01.pdf#page=54>>. Acesso em: 14/10/14.

UZÊDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; IGUATEMY, M. de A.; ALVES, R. C.; ROUWS, J. R. C. Explorando as relações entre estrutura da paisagem e atributos de qualidade de fragmentos em região de Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. Embrapa Solos. **Boletim de Desenvolvimento e Pesquisa**, n. 190, 31 f. 2011.

VIANA, V. M. Biologia de manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, 1990, Campos do Jordão. **Anais...** Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, 1990. p.113-118.

VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da Estrutura da Paisagem de um Remanescente de Floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 515 – 525, 2011.

## 5 CAPÍTULO V: EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE ARBÓREA: ESTUDO DE CASO EM UM FRAGMENTO DE FLORESTA OMBRÓFILA MISTA, SÃO JOÃO DO TRIUNFO - PR

### 5.1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é considerada um dos 25 *hotspots* de biodiversidade e também um dos mais devastados do planeta (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005). Diversos estudos apontam para a pequena quantidade de remanescentes desse bioma. Além disso, estima-se que a maioria dos fragmentos da Mata Atlântica têm menos que 50 hectares (RIBEIRO *et al.*, 2009). Dessa forma, esses remanescentes estão muito sujeitos aos efeitos negativos da fragmentação florestal.

Dentre os principais efeitos negativos da fragmentação de florestas, destaca-se o efeito de borda. Esse efeito, decorrente do isolamento e das alterações microclimáticas, é a principal ameaça à conservação dos fragmentos florestais (NASCIMENTO *et al.*, 2010). Segundo a definição de Metzger (1999), bordas são áreas onde a intensidade dos fluxos biológicos entre as unidades de paisagem se modifica de forma abrupta, devido à mudança abiótica repentina das matrizes para os fragmentos e vice-versa. Com a fragmentação florestal, as bordas aumentam drasticamente, ao passo que numa floresta original estas são encontradas em pequena escala (LAURANCE e VASCONCELOS, 2009).

Na área de borda os efeitos bióticos e abióticos são mais pronunciados, porque existe um maior contato com o ambiente circundante, geralmente de forma abrupta, não existindo uma zona de transição gradual na mudança da comunidade que opere como 'tampão' (LAURENCE *et al.*, 1998a).

Dentre as alterações abióticas pode-se citar: redução da umidade relativa, aumento da temperatura, maior luminosidade e maior incidência de ventos (MURCIA, 1995; LAURANCE *et al.*, 1998b). Além disso, devido ao contato direto com o ambiente externo, também é observada ocorrência de incêndios devido a contato com áreas agropecuárias comumente queimadas, os quais são favorecidos devido às condições já relatadas de temperatura e umidade (MOREIRA, 2009; LAURANCE, 2008). Devido

à decomposição mais acelerada da biomassa, observa-se também, o aumento da liberação de carbono na atmosfera (LAURANCE *et al.*, 1998a).

Ao nível biótico os efeitos podem ser diretos ou indiretos. Esses efeitos são: aumento da mortalidade e recrutamento, maior densidade de indivíduos, favorecimento de espécies pioneiras, adensamento de cipós, facilidade de propagação de espécies invasoras, transmissão de doenças, variação nos estoques de biomassa e carbono, e diminuição na densidade de plântulas de espécies tardias (SILVA, 2010; LAURANCE e VASCONCELOS, 2009; BENITEZ-MALVIDO, 1998; LAURANCE *et al.*, 2001; WATLING e ORROCK, 2010; VIEIRA *et al.*, 2014; PAULA *et al.*, 2011; MOREIRA, 2009). Observa-se também que a fragmentação, principalmente nas áreas de alta densidade de bordas, afeta os sistemas de polinização, favorecendo polinizadores generalistas diurnos e árvores hermafroditas (LOPES *et al.*, 2009).

Além disso, próximo à borda dos fragmentos as árvores são menores (em função da alta taxa de regeneração como resposta à mortalidade e luminosidade) e existe alteração na camada de serapilheira, fatores que aparentemente causam mudanças na composição de espécies de formigas e possivelmente de outros invertebrados da floresta (MOREIRA, 2009). O interior passa a ser bombardeado por uma chuva de sementes de plantas ruderais e há um aumento significativo nas taxas de queda de árvores e de mortalidade, alterando a composição e estrutura do remanescente, muitas vezes direcionando os fragmentos para estágios iniciais de sucessão (TABARELLI *et al.*, 2008).

De acordo com essa gama de alterações nas comunidades decorrentes do efeito de borda, demonstra-se a importância de entendê-lo, tanto em sua extensão como magnitude, a fim de desenvolver estratégias de conservação que visem reduzir seus efeitos negativos (MURCIA, 1995; SAUNDERS *et al.*, 1991; NASCIMENTO *et al.*, 2010). Nas regiões de Mata Atlântica são citados vários valores de distância para suscetibilidade ao efeito de borda, sendo o mais comumente apontado de 50 metros, baseado no trabalho de Murcia (1995) e observado também por Fontoura *et al.* (2006) em área de Floresta Ombrófila Mista. Já para a Floresta Ombrófila Densa Rigueira *et al.* (2012) apontam o valor de 30 metros.

Não existe um consenso na literatura sobre esses valores, e deve-se considerar ainda que o efeito de borda é variável para as diferentes características avaliadas, como colocado por Laurance (2002), que demonstra que alguns efeitos perduram até 500 metros adentro das florestas, enquanto outros são observados só muito próximos

da borda em si. Da mesma forma, Laurance (2002) destaca que a maioria dos eventos relativos ao efeito de borda são mais acentuados nos primeiros anos após a fragmentação.

## 5.2 HIPÓTESES

As hipóteses levantadas nesta parte do trabalho, e que nortearam a execução do mesmo, foram as seguintes:

- A área de borda afeta a existência e/ou permanência de determinadas espécies, assim como os parâmetros fitossociológicos de riqueza e abundância como um geral;
- A presença de borda favorece o estabelecimento de espécies dos grupos pioneiro e secundário inicial, e desfavorece as espécies clímax e secundárias tardias;
- Ainda, testou-se a hipótese de que a presença de borda promove a existência de uma floresta com uma distribuição diamétrica distinta de áreas do interior.

## 5.3 OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a influência do efeito de borda na distribuição de espécies e abundância de indivíduos em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista.

Como objetivos específicos tem-se:

- Avaliar os efeitos de borda sobre a riqueza e abundância de espécies vivas, ingressantes e mortas no período de 1995 a 2013;
- Delimitar, a partir de análise de agrupamento, até quantos metros o efeito de borda interfere na composição e abundância de espécies;
- Avaliar o efeito de borda sobre a distribuição diamétrica da floresta.

## 5.4 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.4.1 Área de Estudo

Neste trabalho foram utilizadas duas parcelas permanentes localizadas em uma Fazenda Experimental no município de São João do Triunfo, PR, região centro sul do estado, e distante de Curitiba em cerca de 125 km, conforme Figura 26.

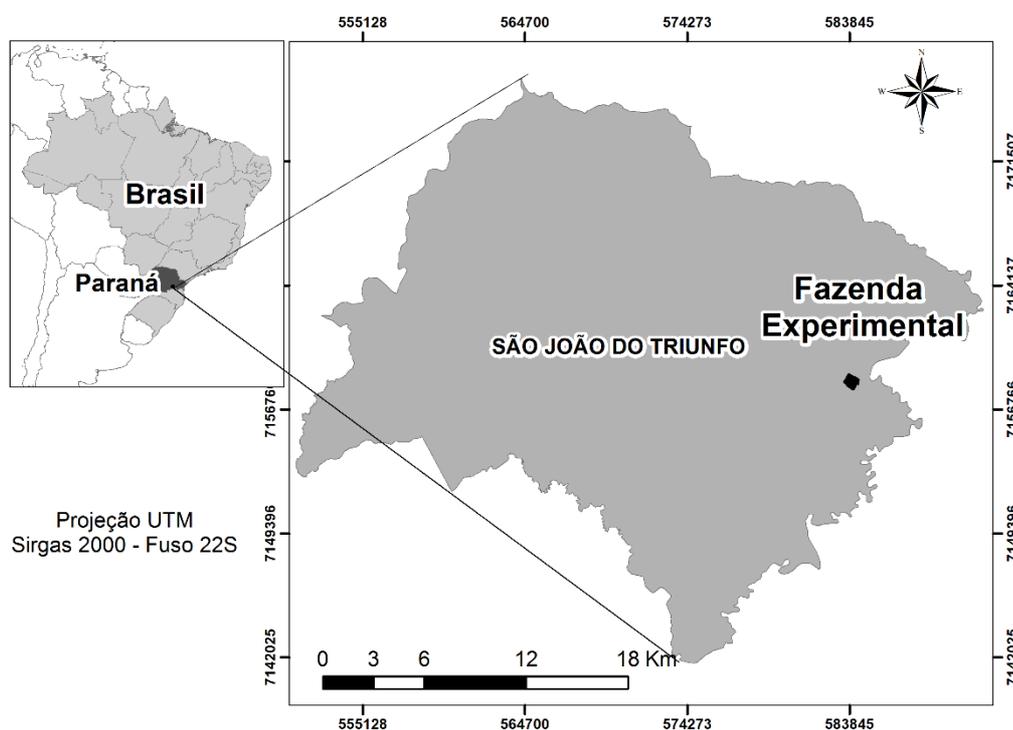


FIGURA 26 - LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO  
 FONTE: A autora (2015)

A fazenda tem como coordenadas geográficas  $25^{\circ} 34' 18''$  de latitude Sul e  $50^{\circ} 05' 56''$  de longitude Oeste. Sua altitude é de aproximadamente 780 m, e encontra-se dentro do domínio da Floresta Ombrófila Mista (FOM), também chamada Floresta com Araucária (PIZATTO, 1999).

O clima da região, conforme a classificação de Köppen, é do tipo Cfb temperado sempre úmido, com temperatura média anual entre 17 e 18°C (INSTITUTO AGRÔNOMICO DO PARANÁ - IAPAR, 2012). Segundo Dalla Lana (2013), a precipitação anual média, de acordo com as séries contínuas de dados diários entre 1972 a 1998, varia de 1400 a 1600 mm, enquanto que umidade relativa anual varia de 75 a 85%, e a evapotranspiração média anual é de 800 a 900 mm.

Quanto aos solos, ocorrem associações de Argissolos Vermelho-Amarelo, Cambissolos Háplicos Tb e Latossolos Vermelhos, ambos Distróficos, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 2006). Esses solos são todos álicos no horizonte subsuperficial (B), ou seja, possuem baixa fertilidade natural, segundo Durigan (1999).

A fazenda é denominada atualmente de Estação Experimental Rudi Arno Seitz da Universidade Federal do Paraná, mais conhecida pelo seu antigo nome, Estação Experimental de São João do Triunfo. A fazenda possui área total de aproximadamente 33 ha, que está dividida em 30 parcelas, sendo que dessas, quatro são medidas anualmente desde 1995 pelo Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (PELD) Sítio 9.

Segundo Longhi (1980), a fazenda foi obtida de colonos em 1969, os quais comentam que a região havia passado por exploração seletiva, e por esse motivo na divisão das 30 parcelas originais buscou-se selecionar as condições naturais da floresta de forma mais representativa possível. Segundo Schaaf (2001), pode-se considerar a área como sendo uma formação primária bastante alterada, ou uma formação secundária desenvolvida, porém como a mesma apresenta amadurecimento, não pode ser considerada como muito avançada. Nesse sentido, considera-se a mesma como floresta secundária.

As duas parcelas utilizadas neste estudo são denominadas de Fogo e Imbuia, as quais apresentam forma quadrada, de 100 metros de lado, compondo 1 hectare cada, e ambas apresentam um dos lados em contato com a borda exterior. A parcela Imbuia tem confrontação com área agrícola, e a parcela Fogo faz divisa com uma estrada seguida de povoamento arbóreo homogêneo do gênero *Pinus*.

A localização das parcelas dentro da área experimental pode ser observada na Figura 27, que ressalta a grade de parcelas na fazenda, sobrepostas à composição colorida de bandas do satélite Pleiades.

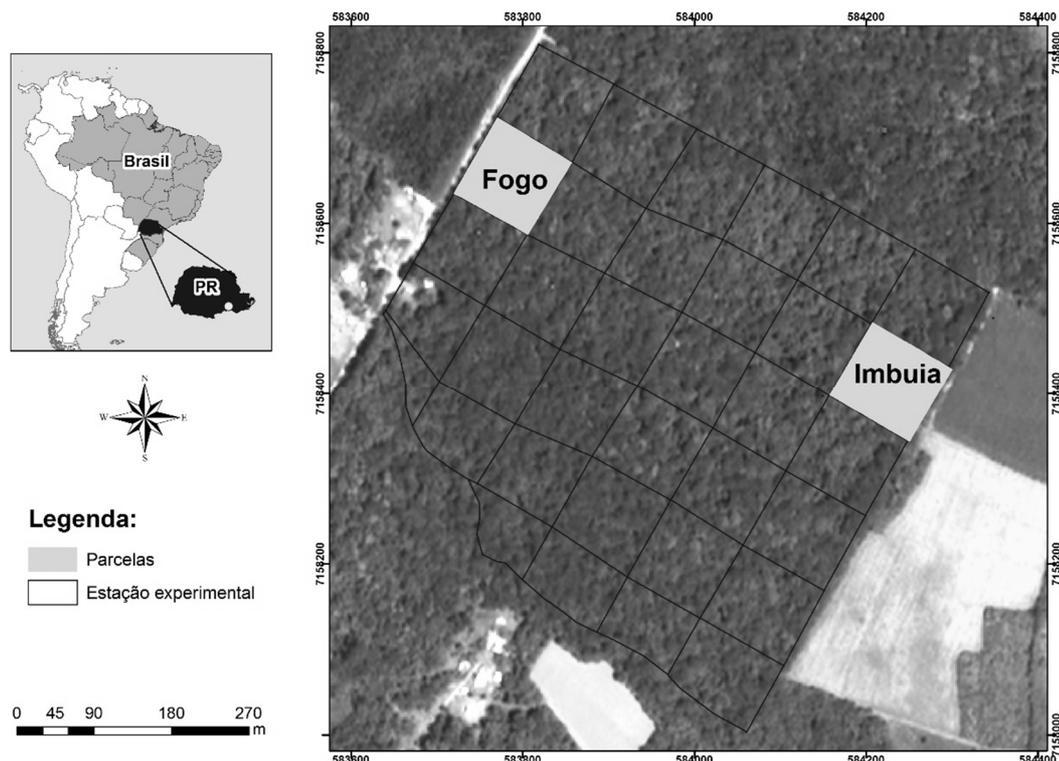


FIGURA 27 - LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS FOGO E IMBUIA DENTRO DA FAZENDA EXPERIMENTAL, SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR  
 FONTE: A autora (2015)

Pizzato (1999) descreve que as referidas parcelas foram escolhidas para o monitoramento da dinâmica em função de uma aparente diferença em termos de estágio sucessional, englobando todos os tipos florestais da área, das condições de sítio e topografia, conforme a descrição a seguir.

**Parcela Fogo:** é dominada por *Araucaria angustifolia*, mas existem informações de que no passado esta área foi atingida por um incêndio florestal.

**Parcela Imbuia:** dominada por espécies folhosas de grande porte, principalmente *Ocotea porosa*. Esta área possivelmente sofreu exploração seletiva no passado, restando atualmente indivíduos com diâmetros elevados.

Genericamente, Dalla Lana (2013) menciona que Corte e Sanquetta (1996), com base em fotografias aéreas de pequeno formato (35 mm), classificaram a vegetação do local com base na constituição do dossel, nas seguintes classes: a) área com predominância de folhosas no dossel (referente à parcela Imbuia); b) área mista com *Araucaria angustifolia* e espécies folhosas no dossel (referente à parcela Fogo).

Devido à localização das duas parcelas dentro do fragmento de floresta, as duas bordas tem orientações opostas, no caso da Fogo é noroeste e da Imbuia é sudeste.

#### 5.4.2 Material

Para realização deste trabalho foram necessários os seguintes programas computacionais e dados.

a) Programas computacionais:

- Microsoft Office Excel;
- ArcGIS 9.3;
- Statgraphics Plus 5.1;
- Table Curve v.3.03.

b) Dados:

- Resultado de inventários realizados na área de estudo nos anos de 2013 à 1995, em formato de planilhas eletrônicas. Estes dados compõem-se da identificação de indivíduos que atingiram o DAP mínimo de 10 cm. Esses indivíduos são mensurados quanto ao seu valor de CAP (circunferência à altura do peito) em cada ano sempre no mês de julho. Além disso são identificados os indivíduos ingressantes e mortos a cada ano;
- Planilhas com as coordenadas geográficas dos indivíduos arbóreos levantados nos inventários, os quais são identificados pelo número de sua placa colocada em campo. Com os dados das coordenadas foram gerados vetores do tipo ponto em formato *shapefile*, os quais correspondem a localização de cada árvore na parcela;
- Limites das parcelas coletado com GPS e transformados do formato *dwg* para *shapefile*.

#### 5.4.3 Processamento dos dados

A primeira etapa deste trabalho foi subdividir a área das duas parcelas em sub parcelas de acordo com a distância de borda, segundo o esquema da Figura 28. Cada sub parcela tem as dimensões 10 x 100 metros, apresentando portanto uma área de 1.000 m<sup>2</sup>.

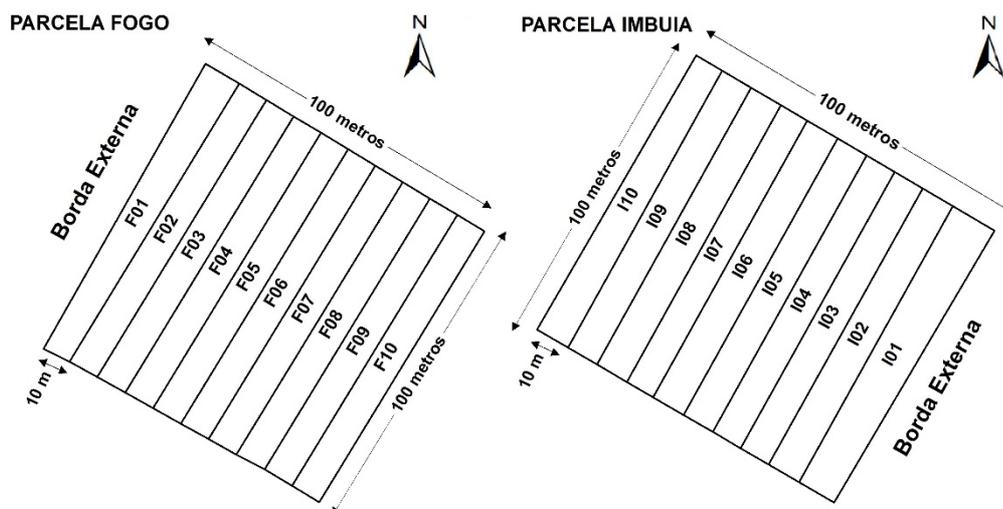


FIGURA 28 - ESQUEMATIZAÇÃO DAS SUB PARCELAS POR GRADIENTE ANALISADO  
 FONTE: A autora (2015)

Os códigos das sub parcelas referem-se a parcela a qual ela faz parte, de acordo com as letras F (parcela Fogo) ou I (parcela Imbuia), enquanto que o número é dado pela sequência dela em relação à sua distância da borda, sendo assim, as distâncias estão definidas pela Tabela 17.

TABELA 17 - CÓDIGOS RELATIVOS AS SUB PARCELAS E SUAS DISTÂNCIAS EM RELAÇÃO À BORDA DA PARCELA

Código da Sub parcela (Imbuia)	Código da Sub parcela (Fogo)	Distância da Borda (m)
I01	F01	0 – 10
I02	F02	10 – 20
I03	F03	20 – 30
I04	F04	30 – 40
I05	F05	40 – 50
I06	F06	50 – 60
I07	F07	60 – 70
I08	F08	70 – 80
I09	F09	80 – 90
I10	F10	90 – 100

FONTE: A autora (2015)

Após esta etapa, todos os indivíduos incluídos nos inventários anuais foram plotados, sendo então possível identificar os indivíduos de acordo com a sub parcela a qual ele pertencia. Desta forma, foram geradas planilhas com as espécies para cada sub parcela, ou seja, foram identificados os indivíduos encontrados em cada estrato relativo à distância de borda.

Além disso, como observou-se que entre o período de 1995 e 2013 ocorreram muitos ingressos, bem como grande mortalidade de espécies, optou-se por dividir os dados em três categorias distintas:

- Indivíduos vivos: foram considerados nesse caso todos os indivíduos mensurados em 2013;
- Indivíduos ingressantes: nesse caso foram considerados como ingressos todos os indivíduos que não foram contabilizados no inventário de 1995, porém que em algum outro ano subsequente atingiram o diâmetro mínimo de inclusão de  $\geq 10$  cm. Foi observada também que alguns indivíduos que ingressaram em um ano em algum posterior foram encontrados mortos, porém estes foram mantidos na categoria de ingressos, e na de mortos também, no sentido que a finalidade desta categoria é observar quais espécies estão regenerando. Da mesma forma, os indivíduos vivos se sobrepõem em parte aos indivíduos ingressantes, as duas categorias se diferem em relação aos indivíduos já presentes no inventário de 1995 e em relação aos ingressos que morreram;
- Indivíduos mortos: todos os indivíduos que foram mensurados em algum ano de estudo, porém que em 2013, ou ano anterior foram encontrados mortos. Esse grupo sobrepõem-se em parte com os ingressos, conforme já destacado.

#### 5.4.4 Abundância e Diversidade

Todos os cálculos relativos a riqueza foram feitos comparando-se as sub parcelas, a fim de identificar até que ponto a borda estava afetando a distribuição das espécies, de acordo com sua presença/ausência. Além disso considerando as categorias citadas anteriormente (vivos, ingressos e mortos).

A riqueza deu-se pela soma de espécies presentes em cada sub parcela, e como nas duas parcelas houveram indivíduos não identificados, os mesmos foram sempre contabilizados como uma única espécie, sendo contabilizados no cálculo da riqueza desta forma. Este padrão foi mantido para vivas, ingressos e mortas. A abundância por sua vez deu-se pela soma de indivíduos encontrados nas sub parcelas.

A diversidade foi ainda medida pelo índice de Shannon, dado pela Equação 3, a seguir:

$$H' = \sum p_i * \ln p_i \quad (3)$$

Em que:

$p_i$  = abundância relativa (proporção) da espécie  $i$  na amostra.

#### 5.4.5 Análise de agrupamento

Após a identificação dos indivíduos em cada sub parcela, e os cálculos de riqueza e abundância, organizou-se os mesmos dados de riqueza e abundância em matrizes, para aplicá-los na análise de agrupamento. Para a riqueza, a matriz deu-se pela presença ou ausência de cada espécie nas respectivas sub parcelas, em que a presença foi contabilizada como um (1), e a ausência como zero (0). Já para os dados de abundância, fez-se uma matriz desta mesma forma, porém a presença não apresentou somente o valor 1, e sim o número de indivíduos daquela espécie na sub parcela considerada.

Esses dados então foram submetidos à análise de agrupamento, a fim de identificar grupos homogêneos quanto às sub parcelas. É conhecida como análise de agrupamento (ou *Clustering*) a técnica que busca associar dados observados através de medidas de proximidade, semelhança, similaridade ou correlação (RODRIGUES *et al.*, 2012).

A análise de agrupamento foi feita utilizando-se a riqueza e também a abundância, de forma separada. Utilizou-se o método *Ward* (Variância Mínima) e a distância euclidiana ao quadrado. Para analisar quantos grupos foram formados, cortou-se o dendrograma na metade da distância.

O método de *Ward* é geralmente utilizado em análises deste gênero, podendo-se citar os trabalhos de Moreira (2009) e Alves *et al.* (2006). Da mesma forma, geralmente analisa-se o dendrograma na metade da distância, apesar de que possa ser feito segundo um critério subjetivo (SCHEEREN *et al.*, 2000).

#### 5.4.6 Análise da Similaridade

Da mesma forma, também foi observado o Índice de Similaridade de Sorensen, pelo qual é possível fazer a avaliação da similaridade florística entre as sub parcelas com variadas posições em relação à borda. Segundo Silvestre (2009) este índice

baseia-se na presença ou ausência das espécies. As espécies comuns entre duas amostras, quando comparadas, recebem um peso maior do que aquelas espécies que são exclusivas a uma ou outra amostra.

O índice varia de 0 (nenhuma similaridade) à 1 (total similaridade). O valor do Índice de Sorensen ( $I_s$ ) é dado pela Equação 4, a seguir:

$$I_s = \frac{2a}{b + c} \quad (4)$$

Em que:

$I_s$  = Índice de Sorensen;

$a$  = Número de espécies comuns das duas comunidades;

$b$  = número de espécies na comunidade A;

$c$  = número de espécies na comunidade B.

O índice foi calculado tanto para os indivíduos vivos como para os ingressantes, a fim de avaliar tanto a floresta já estabelecida, como os indivíduos que estão regenerando.

#### 5.4.7 Grupos ecológicos

Assim como foram analisados a presença e ausência de espécies nas sub parcelas, também contabilizou-se a presença das mesmas de acordo com seu grupo ecológico, com base na referência de Leitão Filho (1993), e adaptada por Santos *et al.* (2004), segundo os quais, os grupos se caracterizam por:

- Pioneiras – espécies que se desenvolvem em clareiras, nas bordas da floresta ou em locais abertos, sendo claramente dependentes de condições de maior luminosidade, não ocorrendo, em geral, no sub-bosque;
- Secundárias iniciais – espécies que se desenvolvem em clareiras pequenas ou mais, raramente, no sub-bosque, em sombreamento, podendo também ocorrer em áreas de antigas clareiras, próximas às espécies pioneiras;
- Secundárias tardias/clímax – espécies que se desenvolvem em sub-bosque permanentemente sombreado e, nesse caso, pequenas árvores ou espécies arbóreas de grande porte, que se desenvolvem lentamente em ambientes sombreados, podendo alcançar o dossel ou ser emergentes.

O grupo de clímax não é mencionado por Leitão Filho (1993), portanto neste caso foi utilizada juntamente com a classe secundária tardia.

As espécies encontradas nas duas parcelas, Fogo e Imbuia, assim como o grupo ecológico destas, pode ser encontrado no Apêndice 2.

#### 5.4.8 Presença de Espécies

A fim de observar quais as espécies com ocorrência mais acentuada nos ambientes de borda e interior, foi feita uma análise simplificada de algumas espécies. Optou-se por avaliar a distribuição da espécie mais comum na região de borda, assim como a mais comum no interior, em cada parcela e cada uma das categorias (vivas, ingressos e mortas).

A distância de borda considerada foi baseada no que observou-se pelos parâmetros anteriormente citados, de riqueza, abundância, análise de agrupamento, e similaridade.

#### 5.4.9 Distribuição de Diâmetros

Da mesma forma que o efeito de borda influencia a presença/ausência de espécies, é provável que haja também influência no diâmetro das árvores devido às diferentes condições na borda em relação ao interior, como maior incidência de luz, menor competição, entre outros, conforme observado por Alencar (2010).

Dessa forma, neste estudo também foram analisadas as distribuições diamétricas em cada sub parcela, a fim de identificar se existem diferenças. Esta distribuição foi feita com base na frequência de indivíduos em cada classe de diâmetro com 10 cm de amplitude (partindo dos 10 cm mínimos).

As distribuições foram ajustadas para a função Weibull 3P, conforme Equação 5, e então obtiveram-se os parâmetros do ajuste e as curvas de frequências estimadas para cada sub parcela.

$$f(x) = \frac{\gamma}{\beta} \left( \frac{x - \alpha}{\beta} \right)^{\gamma-1} \exp \left[ - \left( \frac{x - \alpha}{\beta} \right)^\gamma \right] \quad (5)$$

Em que:

$f(x)$ : função de densidade probabilística da variável  $x$ ;

$x$ : variável aleatória;

$\alpha, \beta, \gamma$ : parâmetros a serem estimados, respectivamente, de locação, escala e forma.

A escolha da distribuição Weibull 3P deve-se a sua utilização com muito sucesso na área florestal (BINOTI *et al.*, 2013), além da adaptação de sua forma de acordo com seus parâmetros, podendo representar desde distribuições decrescentes de florestas nativas até distribuições unimodais de povoamentos florestais, com diferentes graus de assimetria (FIGURA, 2010).

A distribuição diamétrica somente foi ajustada para os indivíduos vivos, já que os ingressantes estão provavelmente todos com um DAP próximo de 10 cm (critério de inclusão) além destes estarem incluídos na categoria dos vivos.

Quanto ao ajuste dos parâmetros, este foi feito conforme foi descrito por Bailey e Dell (1973), segundo os quais o parâmetro de locação ( $\alpha$ ) corresponde ao menor DAP encontrado, portanto neste caso 10 cm, e os demais parâmetros são ajustados com base neste.

O valor de  $\alpha$  é encontrado também com outros valores em alguns trabalhos, pois o menor valor amostrado nem sempre é o menor DAP existente na floresta. Então é interessante colocar  $\alpha$  entre zero e o DAP mínimo, como destacado por Figura (2010). Neste caso porém, como os inventários somente contabilizam os indivíduos acima de 10 cm, e essa é a população que será modelada, o parâmetro  $\alpha$  foi mantido em 10 para todos os casos.

## 5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.5.1 Riqueza e Abundância

Considerando-se os indivíduos mensurados no inventário de 2013, encontrou-se para as parcelas Imbuia e Fogo os valores de riqueza e abundância da Tabela 18.

Na parcela Fogo observa-se um maior número de indivíduos, enquanto que um menor número de espécies, em relação a parcela Imbuia. Os valores entre as duas

parcelas são muito semelhantes principalmente para a riqueza. Comparando-se esses valores com a literatura pode-se observar que a riqueza é alta.

TABELA 18 - RIQUEZA DE ESPÉCIES E TOTAL DE INDIVÍDUOS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO E IMBUIA, RELATIVO AOS INDIVÍDUOS VIVOS, COM DAP  $\geq$ 10 cm, EM 1.000 m<sup>2</sup>

Distancia da borda (m)	Código	Riqueza		Abundância		Shannon	
		Fogo	Imbuia	Fogo	Imbuia	Fogo	Imbuia
0 - 10	01	20	39	87	172	2,50	3,22
10 - 20	02	20	23	89	70	2,50	2,62
20 - 30	03	24	20	82	54	2,66	2,47
30 - 40	04	19	21	72	50	2,23	2,65
40 - 50	05	18	21	72	48	2,47	2,69
50 - 60	06	21	20	72	41	2,43	2,68
60 - 70	07	21	17	77	42	2,41	2,46
70 - 80	08	19	19	74	48	2,28	2,35
80 - 90	09	21	20	83	41	2,30	2,56
90 - 100	10	17	21	60	55	2,16	2,66
Área total (1 ha)	-	50	53	768	621	2,97	3,37

FONTE: A autora (2015)

Estes valores podem ser considerados altos quando colocados em comparação com trabalhos como por exemplo de Guerra *et al.* (2013), que encontraram valores de riqueza variando entre 46 e 39, para DAP $\geq$ 4,77 cm, também para Mata Atlântica em área de 0,01 ha. Klauberg *et al.* (2010), para Floresta Ombrófila Mista, encontraram 46 espécies no total (em 0,64 ha), valor semelhante ao do presente estudo, porém considerando indivíduos acima de 5 cm de DAP. Já Silva (2010), considerando DAP $\geq$  4,77 cm, encontrou valores de riqueza entre 219 e 128, para borda e interior (em 2.000 e 1.000 ha), respectivamente, em floresta atlântica no nordeste brasileiro.

Difere deste padrão os valores encontrados por Moreira (2009), que encontrou um número de espécies de 167 para borda e 314 para interior, considerando-se DAP $\geq$ 5 cm em área de Floresta Estacional Semidecidual do bioma Mata Atlântica. Este trabalho porém utiliza uma área amostrada superior, de 0,81 ha para borda e 2,4 para interior, o que pode ser uma das causas do maior número de espécies, além também do fato de utilizar várias parcelas espaçadas e em uma área de interior bem conservada. Estes valores são coerentes com os encontrados por Silva (2010), demonstrando que em algumas regiões encontra-se maior riqueza de indivíduos.

Da mesma forma, podem ser visualizados os gráficos de riqueza e abundância de espécies (Figura 29), ao longo das sub parcelas. Pelos gráficos é possível observar

as tendências em relação ao eixo de proximidade à borda. Observa-se que a riqueza na parcela Imbuia é muito superior na borda (sub parcela 0-10 m), quando comparado ao interior da parcela. Na parcela Fogo a riqueza mostra pouca variação, apresentando um leve aumento somente na sub parcela entre 20-30 metros da borda, enquanto que todas as outras sub parcelas apresentam valores de riqueza próximos a 20 espécies.

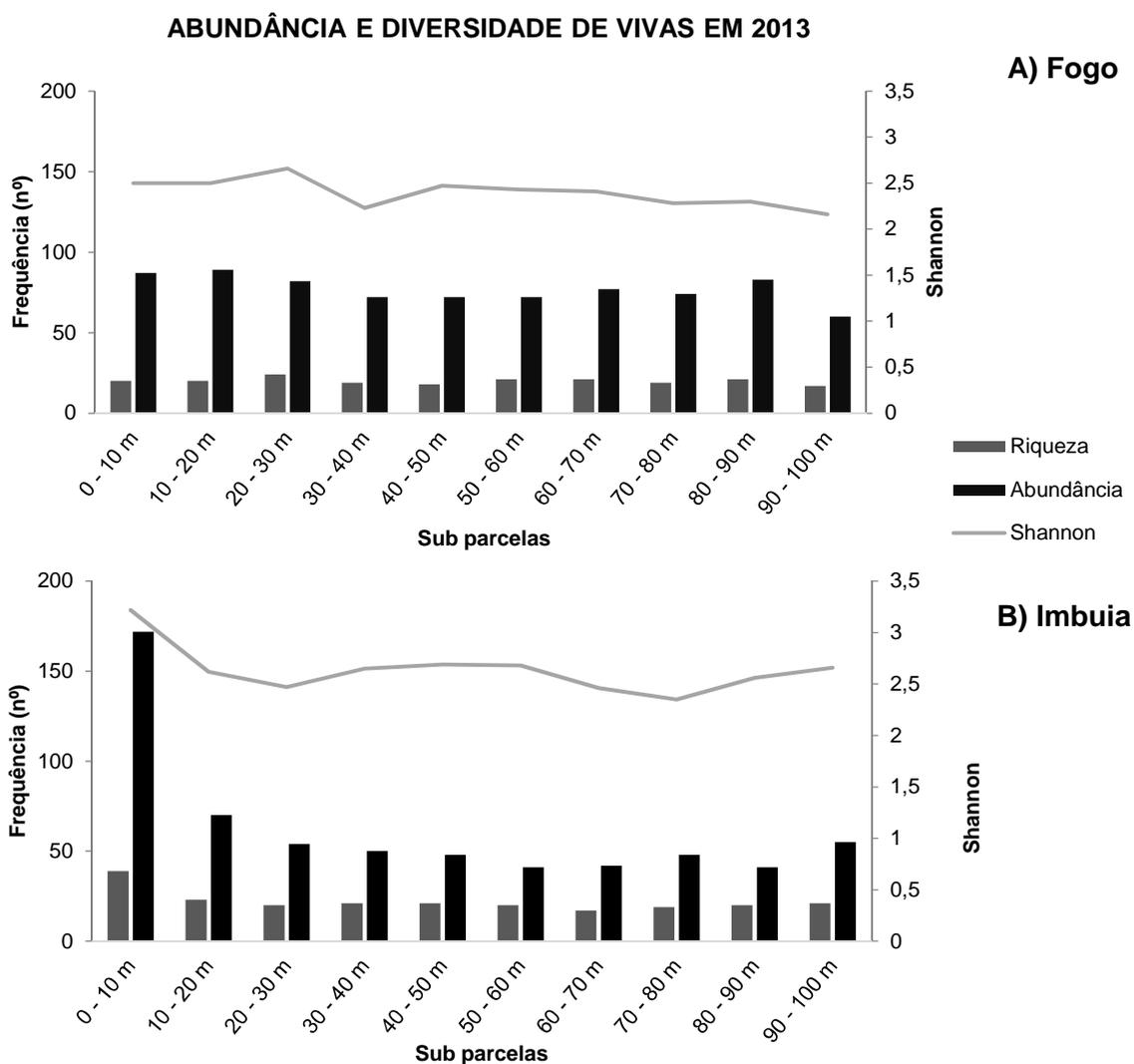


FIGURA 29 - ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE INDIVÍDUOS VIVOS DENTRO DAS SUB PARCELAS, PARA AS PARCELAS FOGO (A) E IMBUIA (B)  
 FONTE: A autora (2015)

O índice de Shannon apresenta a mesma tendência que a riqueza, no caso da Fogo ele varia pouco, e no caso da Imbuia ele é um pouco superior na borda. Da mesma forma, assim como a riqueza, a diversidade de Shannon na parcela Imbuia é superior a fogo.

Para a abundância observa-se que a parcela Imbuia tem os valores mais elevados. Ainda, na parcela Imbuia, a sub parcela mais próxima à borda (0-10 m) apresenta um número de indivíduos muito superior ao da mesma posição na parcela Fogo (172 em relação a 87). Na segunda sub parcela (10-20 m) da parcela Imbuia também observa-se um valor superior à média. No restante das sub parcelas (>20 m) os valores de abundância ficam em torno de 80 para Fogo, e 50 para Imbuia.

Pode-se dizer que os resultados encontrados na parcela Imbuia, de maior riqueza próximo à borda, são coerentes com uma tendência observada também por outros autores como Harper *et al.* (2005), Alencar (2010), Bernacci *et al.* (2006) entre outros. Quanto a isso, Fontoura *et al.* (2006), ao analisar distintos gradientes de distância de borda, observaram que a borda propriamente dita (0 metros) é distinta do restante da floresta, muito semelhante ao que acontece neste caso com a parcela Imbuia, a qual apresenta valores de riqueza e abundância muito superiores na borda (0-10 m) em relação ao restante da mesma.

O fato da parcela Fogo não apresentar esta mesma tendência pode ser resultado de vários fatores, como a matriz externa (no caso composta por estrada e reflorestamento a seguir), a presença de espécies antes da fragmentação, a idade da borda, intensidade da insolação, entre outros.

Convém destacar, que existem em ambas as parcelas alguns indivíduos não identificados, no total de 4 vivos, 7 ingressos e 8 mortos para a parcela Fogo, e 26 vivos, 20 ingressos e 15 mortos para a parcela Imbuia. Dessa forma, existe a possibilidade que os resultados de riqueza, se identificados os indivíduos faltantes, fossem ligeiramente distintos. Apesar disso, acredita-se que a tendência não seria alterada, pois os indivíduos não identificados em ambas as parcelas são bem distribuídos dentro da mesma, portanto não concentram-se em nenhuma sub parcela.

Assim como calculado para os indivíduos vivos em 2013, para os indivíduos ingressantes também analisou-se a riqueza e abundância por sub parcela, conforme Tabela 19. Destaca-se que foi considerado ingressante todo o indivíduo que não foi contabilizado no inventário de 1995, porém, em algum ano subsequente atingiu o diâmetro mínimo (10 cm) e foi mensurado.

TABELA 19 - RIQUEZA DE ESPÉCIES E TOTAL DE INDIVÍDUOS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO E IMBUÍIA, RELATIVO AOS INDIVÍDUOS INGRESSOS, COM DAP  $\geq 10$  cm, EM 1.000 m<sup>2</sup>

Distância da borda (m)	Código	Riqueza		Abundância		Shannon	
		Fogo	Imbuia	Fogo	Imbuia	Fogo	Imbuia
0 - 10	01	19	27	74	66	2,48	2,96
10 - 20	02	23	7	73	13	2,61	1,51
20 - 30	03	16	10	55	19	2,17	1,92
30 - 40	04	12	7	41	10	1,81	1,52
40 - 50	05	13	10	22	13	2,16	2,01
50 - 60	06	11	12	17	20	1,95	2,17
60 - 70	07	11	8	21	18	1,94	1,59
70 - 80	08	11	7	18	13	2,02	1,43
80 - 90	09	11	8	17	17	1,95	1,59
90 - 100	10	4	9	9	17	1,15	1,67
Área total (1ha)	-	43	40	347	206	3,01	3,03

FONTE: A autora (2015)

É interessante fazer uma comparação entre o número de ingressos e o total de indivíduos que estavam vivos em 2013. Na parcela Fogo, a sub parcela contínua a borda (F01) apresentou os 87 indivíduos vivos, dos quais 74 (85%) ingressaram nos últimos 18 anos (1995-2013). Já na parcela Fogo inteira, dos 768 indivíduos vivos, 347 (45%) ingressaram no período, ou seja, quase metade do total. No caso da parcela Imbuia esses valores são menos expressivos. Dos 622 indivíduos vivos em 2013, somente 206 (33%) ingressaram nos últimos 18 anos para a parcela toda. Já na sub parcela da borda (I01), dos 172 indivíduos vivos, 66 (38%) ingressaram no período.

Destaca-se aqui que nesse estudo os ingressos foram considerados no total, sem descontar os indivíduos que morreram até 2013. Dessa forma não necessariamente todos os indivíduos que ingressaram no período ainda estão vivos. Os ingressos que morreram foram considerados a fim de permitir analisar quais as espécies estão conseguindo regenerar e chegar à idade adulta.

Na Figura 30 é perceptível que a riqueza de espécies que ingressou nas duas parcelas é maior nas sub parcelas mais próximas à borda. O índice de diversidade de Shannon novamente é muito semelhante ao padrão da riqueza, e também tende a ser maior próximo à borda.

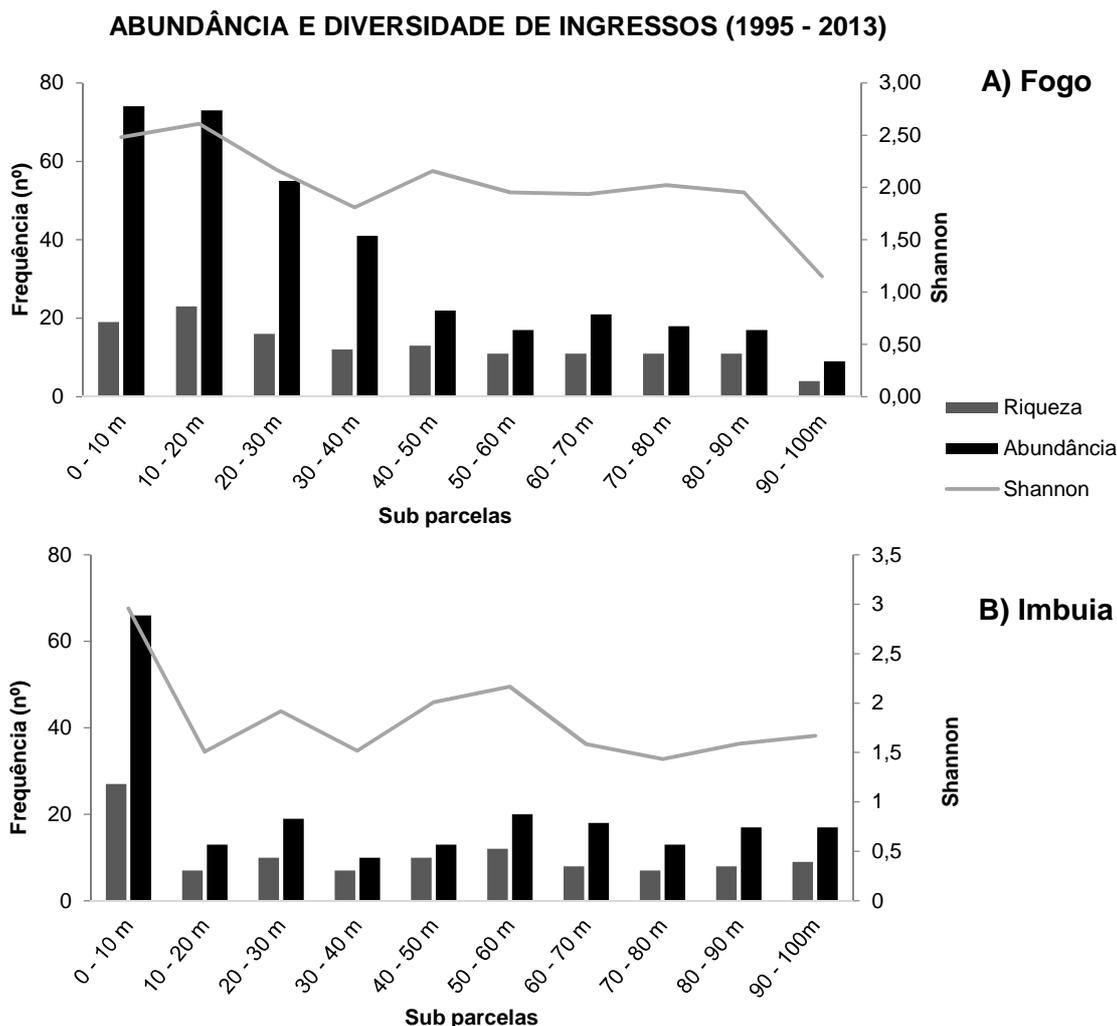


FIGURA 30 - ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE INDIVÍDUOS QUE INGRESSARAM DENTRO DAS SUB PARCELAS, PARA AS PARCELAS FOGO (A) E IMBUIA (B)  
 FONTE: A autora (2015)

No caso da Imbuia, a primeira sub parcela destaca-se por apresentar praticamente o dobro de espécies em comparação com suas outras sub parcelas. No caso da Fogo, a sub parcela F02 tem a maior riqueza, porém, o número de espécies decaiu de forma gradual entre as sub parcelas, sendo menor quanto mais distante da borda.

Para a abundância de indivíduos, novamente a sub parcela I01 demonstra um número muito superior ao restante das sub parcelas da Imbuia, ou seja, a maior densidade de ingressos ocorreu somente na borda dessa parcela. No caso da parcela Fogo, observa-se uma diminuição gradual do número de indivíduos que ingressaram, mas diferentemente da riqueza. Neste caso a sub F01 apresentou mais indivíduos que a F02. Desta forma, pode-se inferir que na sub parcela F01 ingressou um grande número de indivíduos, porém relativos a um número menor de espécies.

Esses resultados comprovam que a maior riqueza na borda não é resultado de um processo pré-existente, visto que há maior abundância de indivíduos regenerando nestas regiões. Harper *et al.* (2005) destacam que normalmente a maior riqueza e abundância na borda apresenta-se depois de certo tempo de estabilização da borda, em que a regeneração é mais abundante, como resultado da alta mortalidade ocorrida anteriormente e dos fatores abióticos distintos da borda. Mesmo padrão foi encontrado para Silva (2010), tanto para dossel como para sub bosque, assim como para Fontoura *et al.* (2006), tanto para riqueza como abundância em área da FOM.

Esse resultado porém é diferente para alguns autores, como Guerra *et al.* (2013), Medeiros *et al.* (2013), Ribeiro e Felfili (2009), assim como Alencar (2010) que encontraram maior diversidade no sub bosque de interior em relação à borda, assim como maior número de indivíduos. Também, segundo Alencar (2010), em seu estudo esse padrão pode ser resultado da maior densidade de indivíduos no interior devido à queda de uma árvore. Ainda é importante destacar que o sub bosque em geral apresenta um número grande de indivíduos que nem sempre chegam a ingressar no dossel, e que, no presente estudo, consideram-se ingressos os indivíduos que atingem DAP de 10 cm, diferente da maioria dos outros trabalhos.

A regeneração acelerada nas bordas tem uma importância grande no sentido que diminui o contraste de borda ao longo do tempo, devido a renovação da floresta. Desta forma, com o avanço dos anos, as áreas de borda deixam de ser tão distintas do interior (HARPER *et al.*, 2005), como pode ser visto na Figura 31.

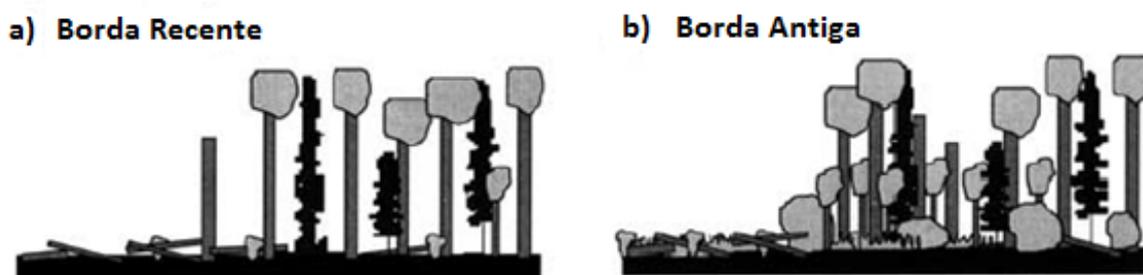


FIGURA 31 - EVOLUÇÃO DA REGENERAÇÃO NAS BORDAS AO LONGO DO TEMPO  
 FONTE: Harper *et al.* (2005)

Uma hipótese que pode ser apresentada para explicar o aumento tão elevado de ingressos no extremo da borda da parcela Imbuia é a sua localização. Esta parcela se encontra com orientação sudeste, onde há menor incidência solar. Porém como a área além da borda da parcela é composta por agricultura, ou seja, vegetação rasteira,

permite uma incidência solar alta nesta parcela, mesmo que durante o período matinal, que é quando a orientação sudeste tem incidência direta.

Já a parcela Fogo tem sua borda com inclinação para o noroeste, considerada uma das orientações de maior incidência solar, porém, após o limite da parcela encontra-se uma estrada rural e depois dessa uma área de plantio florestal. Em alguns períodos anteriores foi observado o corte raso do plantio de *Pinus* e um novo plantio, portanto os períodos em que não houve essa proteção arbórea foram poucos.

Acredita-se que a orientação da parcela Fogo permite uma incidência maior de luz no seu interior, enquanto que na parcela Imbuia, como a incidência solar é mais fraca, somente no limite da parcela há uma incidência solar forte que, não chega a penetrar no interior com mesma intensidade. Aliado a isso, como no caso da parcela Fogo há um reflorestamento após a borda, essas árvores podem provocar sombreamento parcial na parcela, principalmente nos horários do dia em que há grande inclinação dos raios solares, assim como as árvores podem estar atuando como quebra-ventos, diminuindo assim os efeitos de luminosidade e ventos. Esta hipótese é corroborada por Paglia (2006), segundo o qual a orientação da borda (relacionada com a exposição solar) e a fisionomia (modulando a quantidade de luz que atravessa a borda) determinam a intensidade do efeito abiótico ao longo do gradiente.

Além disso, a matriz que cerca os fragmentos também pode afetar a sua capacidade de regenerar, como destacado por Gascon *et al.* (2000), segundo os quais, em áreas com baixa dureza da matriz, a maioria dos efeitos de borda ou permanecerá estável ao longo do tempo ou irá diminuir devido à regeneração. Dessa forma, o processo de sucessão normal que ocorre na borda pode, pelo menos, atingir um equilíbrio entre a exposição e a regeneração, onde o interior do fragmento é tamponado e retém a maior parte do seu caráter de floresta primária (GASCON e Lovejoy, 1998<sup>5</sup> *apud* GASCON *et al.*, 2000).

A riqueza e a abundância de indivíduos que morreram durante o período de 1995 a 2013 estão apresentadas na Tabela 20. Na Figura 32 observa-se a distribuição da riqueza e da abundância nessas parcelas.

---

<sup>5</sup> GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. **Zoology, Analysis of Complex Systems**, v. 101, p. 273—280, 1980.

TABELA 20 - RIQUEZA DE ESPÉCIES E TOTAL DE INDIVÍDUOS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO E IMBUIA, RELATIVO AOS INDIVÍDUOS MORTOS, COM DAP  $\geq 10$  cm, EM 1.000 m<sup>2</sup>

Distância da borda (m)	Código	Riqueza		Abundância		Shannon	
		Fogo	Imbuia	Fogo	Imbuia	Fogo	Imbuia
0 - 10	01	8	21	20	39	1,39	2,60
10 - 20	02	8	8	17	15	1,55	1,70
20 - 30	03	8	10	15	15	1,67	1,94
30 - 40	04	8	13	27	20	1,25	2,29
40 - 50	05	14	13	23	20	2,23	2,01
50 - 60	06	12	8	15	18	2,25	1,64
60 - 70	07	11	10	21	21	2,15	2,02
70 - 80	08	11	10	17	13	2,10	2,05
80 - 90	09	11	7	18	12	2,11	1,54
90 - 100	10	8	9	12	14	1,94	2,07
Total	-	28	37	185	187	2,79	3,03

FONTE: A autora (2015)

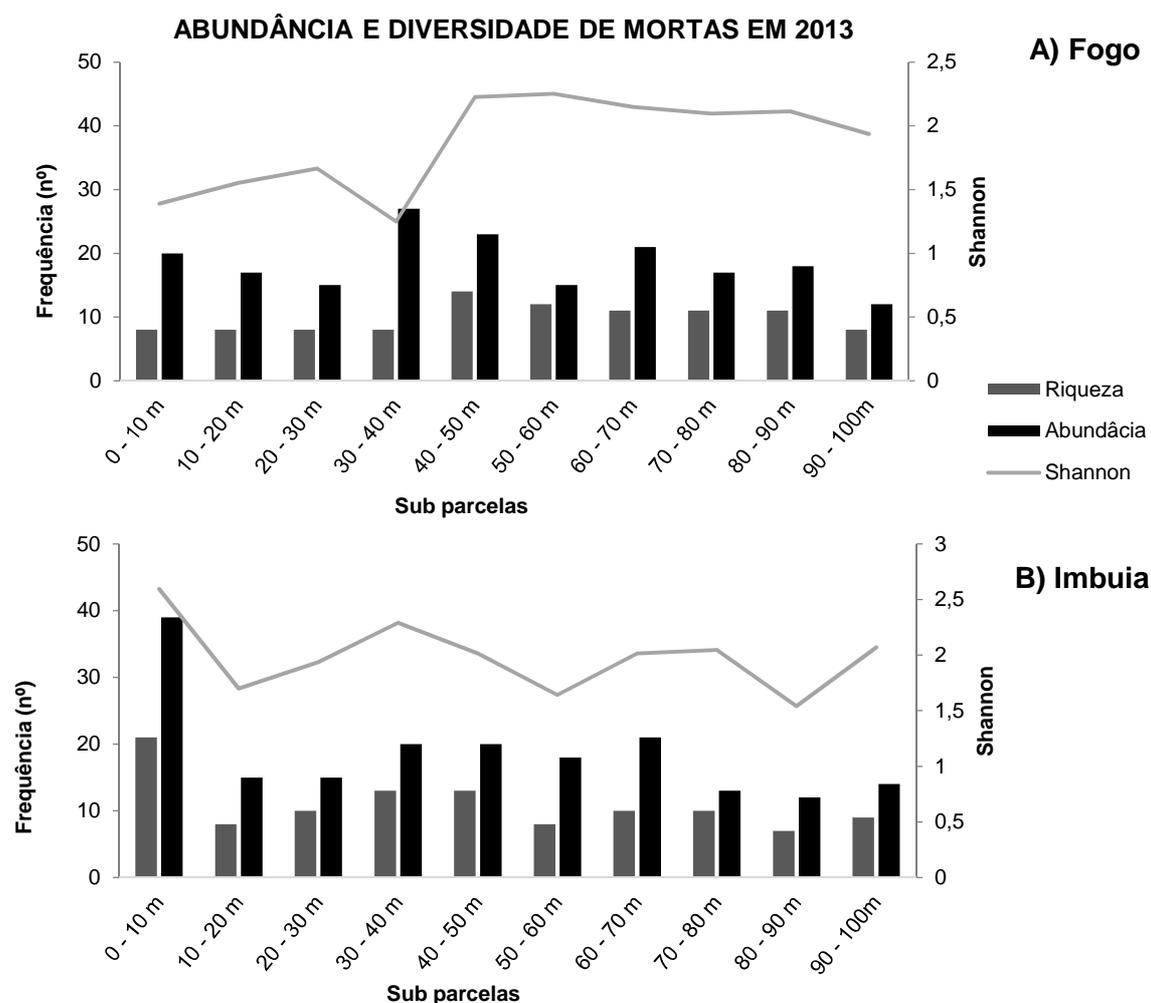


FIGURA 32 - ABUNDÂNCIA E DIVERSIDADE DE INDIVÍDUOS QUE MORRERAM (1995 – 2013) DENTRO DAS SUB PARCELAS FOGO (A) E IMBUIA (B)

FONTE: A autora (2015)

Na parcela Fogo a mortalidade não apresenta um padrão muito evidente, tanto para a riqueza de espécies que morreram, quanto para o número de indivíduos. O que pode-se observar porém, é que nas 4 primeiras sub parcelas a riqueza de mortas, assim como o índice de Shannon, é menor que nas demais. Já o número de indivíduos não difere muito das outras sub parcelas. No caso da parcela Imbuia por outro lado, há uma acentuada mortalidade na sub parcela de 0-10 m da borda, assim como uma maior riqueza de espécies que morreram.

A distinção de comportamento entre as duas parcelas pode estar relacionada com a idade de formação da borda. Conforme observado por Harper *et al.* (2005), a magnitude e as distâncias ativas de efeitos de borda são mais pronunciadas em bordas recém-criadas.

Ainda sobre a idade da borda, Matlack (1994) define 3 estágios: 1º formação: onde pode haver uma forte resposta da vegetação à criação do limite abrupto exibindo, inclusive, alta mortalidade; 2º reorganização dos gradientes físicos: onde pode ser desenvolvida uma camada de biomassa lateral que reduz a ação direta do vento e da insolação; e 3º expansão da área da borda: onde há efetivamente o estabelecimento de uma zona tampão biótica ou expansão da comunidade que passa a ter novos limites.

Pode-se sugerir então que na parcela Fogo os efeitos mais imediatos da fragmentação já foram superados com o passar dos anos, visto que os valores de mortalidade são baixos nestas áreas e ao mesmo tempo, a regeneração foi bastante alta, provavelmente então para suprir a mortalidade elevada anteriormente. Ou ainda, a parcela Fogo, devido a presença de vegetação arbórea à poucos metros, pode não ter sofrido com um efeito de borda muito intenso, no sentido que as árvores reduzem a alta incidência solar e de ventos.

Na parcela Imbuia, por outro lado, os efeitos de borda parecem ainda estar dominando, pois observa-se tanto elevada mortalidade, como recrutamento, e de forma extremamente marcada na sub parcela mais exterior (I01). A idade exata das bordas não foi possível de determinar, porém observou-se com base em imagens da série Landsat que, em 1986 já haviam tanto a estrada que faz limite com a parcela Fogo, como a área agrícola que se avizinha à parcela Imbuia. Desta forma, estas bordas apresentam, no mínimo, 25 anos.

A alta mortalidade na região da borda é identificada por vários autores como Harper *et al.* (2005), Pütz *et al.* (2011), Silva (2010), e Medeiros *et al.* (2013), e em

distintas distâncias, podendo-se citar 100 metros para Laurance *et al.* (1998b) em área de floresta amazônica, e até 300 metros para árvores grandes na floresta amazônica por Laurance *et al.* (2000). Laurence *et al.* (1998b) comentam que causa imediata mais importante da elevada mortalidade de árvores, assim como danos e regeneração em fragmentos recentemente criados, provavelmente seja o efeito de borda, particularmente devido às alterações no microclima da floresta e em virtude da maior turbulência dos ventos perto de bordas.

Ou seja, em relação a riqueza e abundância de indivíduos, pode-se supor que a parcela Imbuia está numa fase inicial de resposta aos efeitos de borda, enquanto que a parcela Fogo já está mais adaptada, considerando-se as características dos estágios descritos por Matlack (1994).

### 5.5.2 Similaridade

A similaridade entre as parcelas foi avaliada pela comparação entre todas as sub parcelas. Para tanto foi utilizado o Índice de Sorensen, para o qual segundo Santos e Jardim (2006), valores acima de 0,5 indicam alta semelhança entre as parcelas comparadas. Os valores encontrados poder ser visualizados na Tabela 21 para os indivíduos vivos da parcela Fogo.

TABELA 21 – MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS VIVOS DA PARCELA FOGO

	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10
F01	1									
F02	0,75*	1								
F03	0,59*	0,63*	1							
F04	0,51*	0,51*	0,65*	1						
F05	0,42	0,42	0,67*	0,70*	1					
F06	0,44	0,44	0,44	0,40	0,51*	1				
F07	0,54*	0,54*	0,62*	0,60*	0,67*	0,62*	1			
F08	0,56*	0,36	0,51*	0,48	0,59*	0,45	0,60*	1		
F09	0,58*	0,54*	0,62*	0,50	0,56*	0,52*	0,61*	0,65*	1	
F10	0,54*	0,54*	0,58*	0,61*	0,67*	0,58*	0,63*	0,61*	0,63*	1

Em que: valores seguidos de \* significam alta similaridade

FONTE: A autora (2015)

A partir destes valores pode-se determinar que são semelhantes à parcela F01 as sub parcelas F02, F03 e F04, destacando-se ainda que o valor de similaridade diminui até a parcela entre 50-60 m da borda (F06) e depois volta a aumentar,

encontrando-se valores de alta similaridade com a borda nas parcelas F07 até F10. No restante da parcela, de maneira geral, apresenta-se uma alta similaridade, e algumas sub parcelas, como a F10 por exemplo, são similares à todas as outras, considerando-se o critério de acima de 0,5.

Estudos apontam que a luminosidade e a temperatura máxima do ar diminuem quase linearmente até cerca de 50 m da borda, depois se estabilizam, ao passo que a umidade relativa do ar mínima aumenta até os 50 m e depois é estabilizada (SAMPAIO, 2011). Dessa forma, a luminosidade pode ser uma das explicações para a parcela Fogo, na qual a similaridade é alta até pouco antes dos 50 metros.

A matriz de similaridade para a parcela Imbuia, considerando-se os indivíduos vivos está na Tabela 22. Na parcela Imbuia todos os valores foram acima de 0,5, alta similaridade, quando comparados com a sub parcela da borda, com exceção da parcela mais distante (I10).

TABELA 22 - MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS VIVOS DA PARCELA IMBUIA

	I01	I02	I03	I04	I05	I06	I07	I08	I09	I10
I01	1									
I02	0,65*	1								
I03	0,51*	0,60*	1							
I04	0,63*	0,64*	0,68*	1						
I05	0,63*	0,64*	0,63*	0,67*	1					
I06	0,64*	0,60*	0,60*	0,63*	0,63*	1				
I07	0,57*	0,70*	0,59*	0,53*	0,68*	0,65*	1			
I08	0,55*	0,52*	0,56*	0,55*	0,65*	0,62*	0,67*	1		
I09	0,54*	0,42	0,45	0,54*	0,54*	0,45	0,43	0,46	1	
I10	0,47	0,50*	0,63*	0,52*	0,62*	0,44	0,53*	0,40	0,39	1

Em que: valores seguidos de \* significam alta similaridade

FONTE: A autora (2015)

Na parcela Imbuia, assim como na Fogo, a maioria das sub parcelas alcançou alta similaridade com as demais, podendo-se apontar como pouco similar somente algumas sub parcelas, como a I09. A sub parcela no extremo interior da Imbuia (I10) também não mostrou-se similar à muitas sub parcelas, enquanto que na parcela Fogo, a sub parcela mais interior (F10) foi considerada similar à todas as demais.

Ainda, se fosse considerado como semelhantes somente as parcelas que tivessem similaridade acima de 60%, um limiar mais rigoroso, seriam agrupadas somente as sub parcelas de borda (0-10 m) com as sub parcelas de 10-20 metros da

borda, além das I05 e I06 no caso da parcela Imbuia. Ou seja, apesar de existirem semelhanças em parcelas um pouco mais distantes da borda, as mais semelhantes são as próximas, até 20 metros.

Essa similaridade alta em toda a parcela no caso da Imbuia pode ser reflexo de uma situação anterior à fragmentação, ou seja, a morte de indivíduos e a inclusão de novos podem não ter conseguido ainda afetar significativamente as comunidades, pelo menos até agora. Para poder testar essa hipótese foram então calculados os valores para os indivíduos ingressantes, conforme Tabela 23 para Fogo.

TABELA 23 - MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS INGRESSOS DA PARCELA FOGO

	F01	F02	F03	F04	F05	F06	F07	F08	F09	F10
F01	1									
F02	0,76*	1								
F03	0,57*	0,62*	1							
F04	0,45	0,51*	0,57*	1						
F05	0,38	0,39	0,62*	0,48	1					
F06	0,33	0,35	0,37	0,26	0,42	1				
F07	0,27	0,41	0,37	0,35	0,42	0,36	1			
F08	0,40	0,35	0,44	0,43	0,58*	0,27	0,45	1		
F09	0,47	0,71*	0,44	0,43	0,42	0,27	0,45	0,45	1	
F10	0,26	0,22	0,20	0,25	0,47	0,40	0,40	0,40	0,40	1

Em que: valores seguidos de \* significam alta similaridade

FONTE: A autora (2015)

Desta forma, pelo índice de Sorensen observa-se que para a parcela Fogo podem ser agrupadas as sub parcelas F01, F02 e F03. Da mesma forma, a sub parcela F04 é similar à F02 e F03, e F03 é similar à F04 e F05. No restante da parcela praticamente nenhuma sub parcela é similar às demais, com exceção das sub parcelas F05 e F08, assim como F09 e F02.

No caso da Imbuia, a matriz pode ser observada na Tabela 24. Somente a sub parcela I06 se assemelha à sub parcela I01, porém essa semelhança não pode ser atribuída ao efeito de borda, pois as duas sub parcelas são espacialmente separadas. Este é um indicativo de que a fragmentação está afetando de forma bastante presente o ingresso de espécies, pois a borda é muito distinta do restante da floresta.

TABELA 24 - MATRIZ DE SIMILARIDADE DE SORENSEN PARA INDIVÍDUOS INGRESSOS DA PARCELA IMBUÍA

	I01	I02	I03	I04	I05	I06	I07	I08	I09	I10
I01	1									
I02	0,29	1								
I03	0,32	0,47	1							
I04	0,24	0,43	0,35	1						
I05	0,38	0,47	0,50	0,35	1					
I06	0,56*	0,32	0,55*	0,21	0,36	1				
I07	0,46	0,53	0,56	0,27	0,56*	0,70*	1			
I08	0,29	0,43	0,35	0,29	0,47	0,42	0,67*	1		
I09	0,34	0,27	0,33	0,27	0,33	0,40	0,38	0,40	1	
I10	0,39	0,25	0,53	0,38	0,63*	0,38	0,47	0,38	0,35	1

Em que: valores seguidos de \* significam alta similaridade

FONTE: A autora (2015)

Observa-se também a importância de avaliar os ingressos, no sentido que se considerados somente os indivíduos vivos, não seria tão perceptível o efeito de borda, já que a presença que muitos indivíduos e espécies encontrados podem ser anteriores à formação destas bordas.

No interior da parcela Imbuia, ao contrário do observado para os vivos, há pouca similaridade entre as sub parcelas, destacando-se a sub parcela I06, que obteve índice acima de 0,5 pela relação desta com a I01 e I03, assim como a I07 é semelhante à I05, I06 e I08. Já a sub parcela I10 é semelhante à I05.

Outros estudos observam similaridade entre borda e interior, quando considerado o índice de Sorensen, como no caso de Ribeiro e Felfili (2009), segundo os quais para plântulas que obteve-se 0,53 de similaridade, considerada alta, o que pode ser reflexo do alto número de indivíduos que estão regenerando, como também devido a características locais. Ainda, no estudo de Ribeiro e Felfili (2009) observou-se que, para plântulas, a similaridade entre borda e interior foi baixa (0,47), demonstrando que há diferença na regeneração entre esses dois ambientes.

Da mesma forma Malchow *et al.* (2006) observaram alta similaridade entre ambientes em diferentes distâncias de borda, porém com tendência de diminuir a similaridade da parcela aos 5 metros da borda em relação às outras conforme a distância aumenta, da mesma forma que observado neste estudo.

Silva (2010) encontrou resultado semelhante ao presente estudo, ao comparar três situações relativas ao efeito de borda: borda próxima, intermediário, e interior, e encontrou valores de similaridade maiores nas espécies do dossel, e menores no sub

bosque, demonstrando que as espécies que estão ingressando sofrem maior influência do efeito de borda.

Em outros trabalhos são encontrados diversos padrões, como alta similaridade entre interior e borda (REYS *et al.*, 2013), alta diferenciação entre os ambientes (MOREIRA, 2009), entre outros padrões. O que deve-se destacar é que a existência ou não de similaridade pode ser reflexo da borda assim como de outros fatores.

### 5.5.3 Análise de Agrupamento

Objetivando agrupar as sub parcelas de acordo com suas características comuns de forma a observar até qual distância o efeito de borda perdura, foram elaborados dendrogramas de agrupamento, considerando-se novamente os valores de riqueza e abundância observados em cada sub parcela, para Fogo e Imbuia, assim como para os indivíduos vivos, ingressantes e mortos.

Para os indivíduos vivos, os dendrogramas estão nas figuras 33 e 34, para as parcelas Fogo e Imbuia respectivamente.

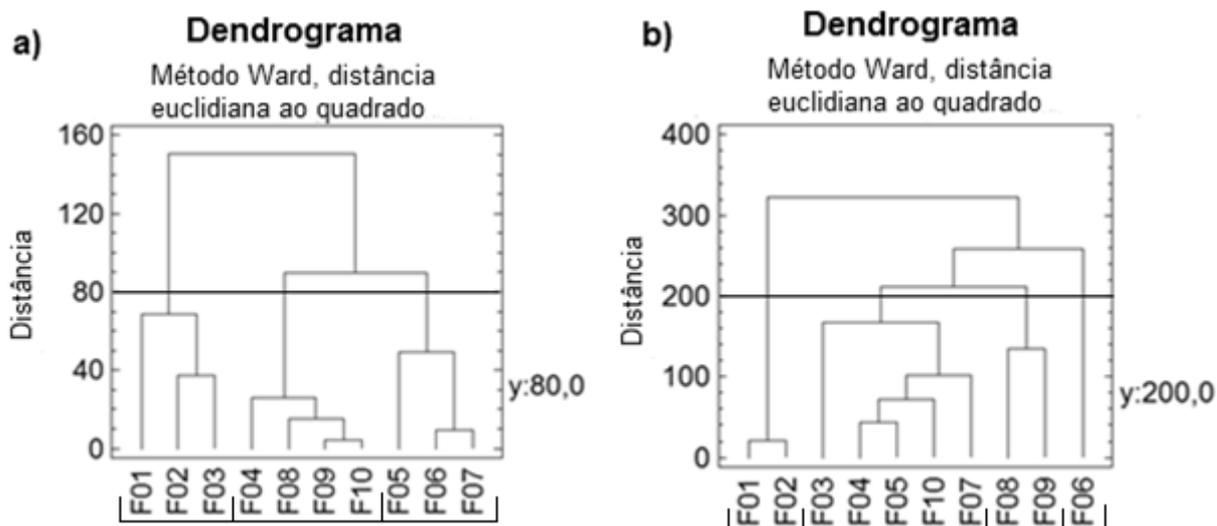


FIGURA 33 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES VIVAS, PARCELA FOGO  
FONTE: A autora (2015)

Na parcela Fogo, para a variável abundância, formaram-se três grupos, um com as sub parcelas mais da borda (F01, F02 e F03), um segundo grupo formado pelas F04, F08, F09 e F10, assim como em terceiro grupo com F05, F06 e F07. Neste caso, as sub parcelas mais para o interior não agruparam-se com as vizinhas contínuas.

Dessa forma, por este critério poder-se-ia determinar que a área dominada pelo efeito de borda compreende as 3 primeiras sub parcelas, ou seja, de 0 até 30 metros adentrando a parcela.

Quanto a riqueza, formaram-se quatro grupos: grupo 1, formado por F01 e F02; grupo 2, formado por F03, F04, F05, F07 e F10; grupo 3, formado por F08 e F09; e a parcela F06 demonstrou ser distinta em relação às outras todas.

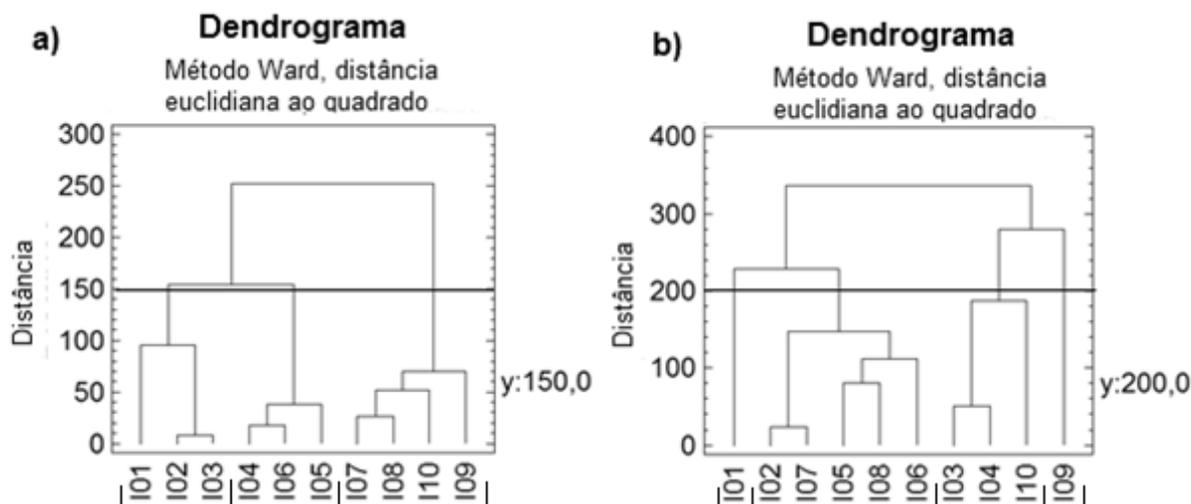


FIGURA 34 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES VIVAS, PARCELA IMBUIA  
 FONTE: A autora (2015)

Para a parcela Imbuia, o resultado foi semelhante à parcela Fogo. Pela abundância de indivíduos observam-se 3 grupos de sub parcelas: grupo 1, formado por I01, I02 e I03; grupo 2, formado por I04, I06 e I05; e grupo 3, formado por I07, I08, I09 e I10. Para a riqueza, observa-se que foram delimitados 4 grupos: grupo 1 formado unicamente pela sub parcela I01; grupo 2, formado pelas parcelas I02, I07, I05, I08 e I06; grupo 3, formado pelas sub parcelas I03, I04 e I10; e grupo 4 formado unicamente pela sub parcela I09.

Esse resultado mostra-se coerente com as análises de riqueza e abundância realizadas isoladamente. Conforme observado anteriormente, a sub parcela I01 é muito distinta das demais, sendo agrupada com I02 e I03 somente para a abundância de indivíduos, e ainda assim, neste grupo, ela é a mais distinta. No caso da parcela Fogo, o dendrograma resultou em um agrupamento bastante semelhante aos valores de similaridade (que consideraram similares à sub parcela F01 as sub F02, F03 e F04), portanto diferindo somente pela F04. A partir destes resultados pode-se delimitar

que o efeito de borda parece permanecer até a terceira sub parcela, ou seja, até 30 metros da borda.

Em estudo na FOM, Fontoura *et al.* (2006) também analisaram os valores de abundância de espécies em diferentes faixas de distância de borda. Ao observar o dendrograma elaborado com seus dados, percebe-se que se cortado na metade da distância, para as espécies arbóreas, se formariam três grupos, um exclusivamente formado pela borda, outro pela comunidade até 25 metros, e outro adiante de 25 metros. Para as plântulas, Fontoura *et al.* (2006) encontraram de forma agrupada as parcelas além da borda (até 10 metros antes dela) com os 25 metros após a borda. Ou seja, este resultado é semelhante ao presente estudo quanto ao parâmetro abundância. Outro resultado semelhante foi encontrado por Rigueira *et al.* (2012), que observaram efeito de borda até 30 metros desta sob a abundância de espécies pioneiras.

De forma semelhante, Kapos (1989) encontrou níveis elevados de disponibilidade de luz até 40 m em estudo de fragmentos recém formados na Amazônia, enquanto que alguns autores apontam que para bordas mais velhas a luminosidade maior fica restrita aos 10 metros iniciais (MATLACK, 1993<sup>6</sup> *apud* RIGUEIRA *et al.*, 2012). Esse dado permite inferir que possivelmente as duas parcelas estejam em estágios diferente de resposta à fragmentação.

Similarmente foi feita uma análise de agrupamento com os dados de ingressos, demonstrada nas Figuras 35 e 36. Na parcela Fogo, considerando-se a abundância, formaram-se 3 grupos, o primeiro formado pelas três primeiras sub parcelas (até 30 m, assim como para as espécies vivas), o segundo pelas sub parcelas F04, F09, F08, F06, F05 e F07, e o último grupo somente pela F10.

---

<sup>6</sup> MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, v. 66, p. 185-194, 1993.

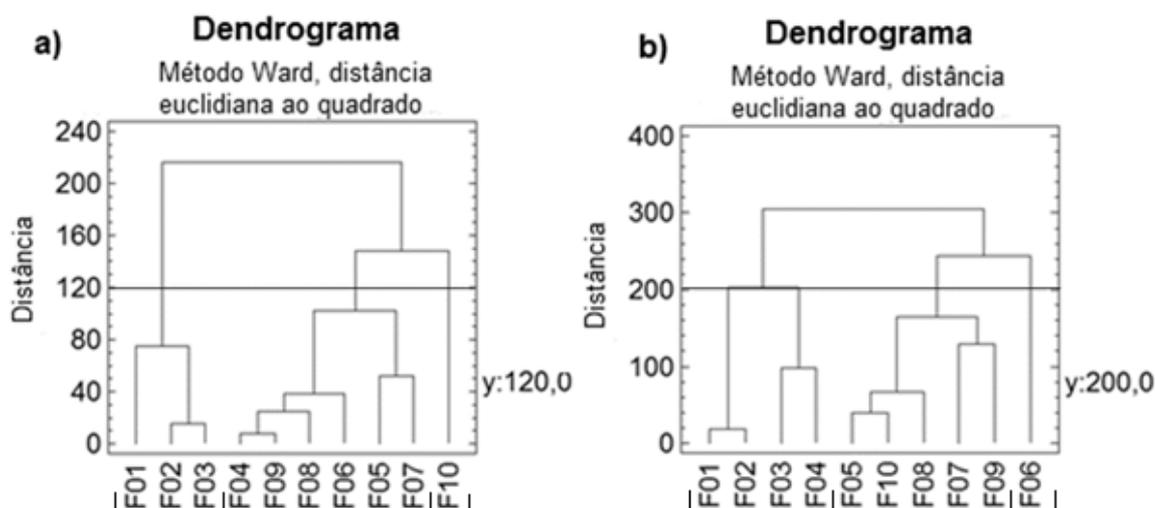


FIGURA 35 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES INGRESSANTES, PARCELA FOGO  
 FONTE: A autora (2015)

Para a riqueza, a parcela Fogo apresentou três grupos também, formados por: grupo 1 (F01, F02, F03 e F04), grupo 2 (F05, F10, F08, F07 e F09), e um último grupo formado somente pela sub F06.

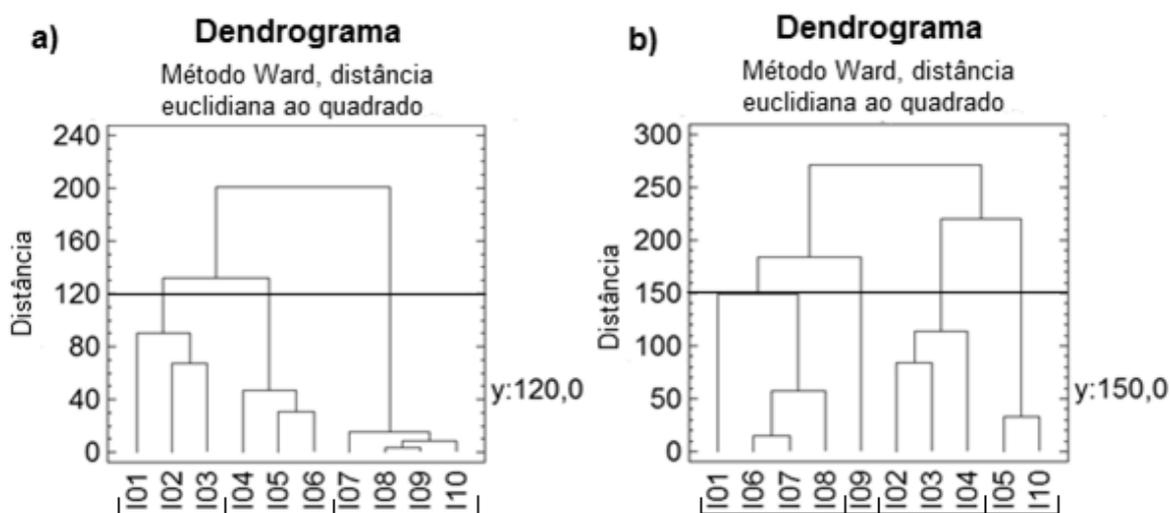


FIGURA 36 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE ESPÉCIES INGRESSANTES, PARCELA IMBUIA  
 FONTE: A autora (2015)

No caso da parcela Imbuia os ingressos apresentam, para a abundância, três grupos bem definidos, novamente o primeiro formado pelas três primeiras sub parcelas (I01, I02 e I03). Depois agrupam-se I04, I05 e I06, assim como I07, I08, I09 e I10. Ao avaliar a riqueza desses ingressos, observam-se 4 grupos: grupo 1 formado por I01, I06, I07 e I08; grupo 2 por I09 unicamente; grupo 3 por I02, I03 e I04; e último grupo pelas sub parcelas I05 e I10.

Novamente então o efeito de borda parece permanecer até 30 metros para as duas parcelas, podendo ser até 40 m no caso da Fogo ao considerar a riqueza, e para Imbuia novamente observa-se uma distinção grande da parcela mais de borda. Dessa forma os resultados são semelhantes ao padrão de agrupamento dos indivíduos vivos.

O agrupamento dos indivíduos mortos está nas Figuras 37 e 38, respectivamente para Fogo e Imbuia. Quando considerada a abundância de indivíduos mortos, para a parcela Fogo, formaram-se três grupos, o primeiro formado pelas sub parcelas F01, F10 e F06, outro grupo pelas sub F07, F09 e F08, e por fim um grupo com as sub parcelas F02, F04, F05 e F03. Quando feito agrupamento pela riqueza, formaram-se 4 grupos: grupo 1, formado por F01, F09 e F10; grupo 2, formado por F05, F06, F07 e F08; grupo 3, formado por apenas a sub parcela F02; e grupo 4, formado por F03 e F04.

Como os grupos formaram-se com sub parcelas não contínuas espacialmente, nessa parcela o agrupamento das mortas não pode ser explicado devido à proximidade com a borda, ou seja, é um evento que ocorre em função de outros fatores, da mesma forma como havia sido observada pela similaridade.

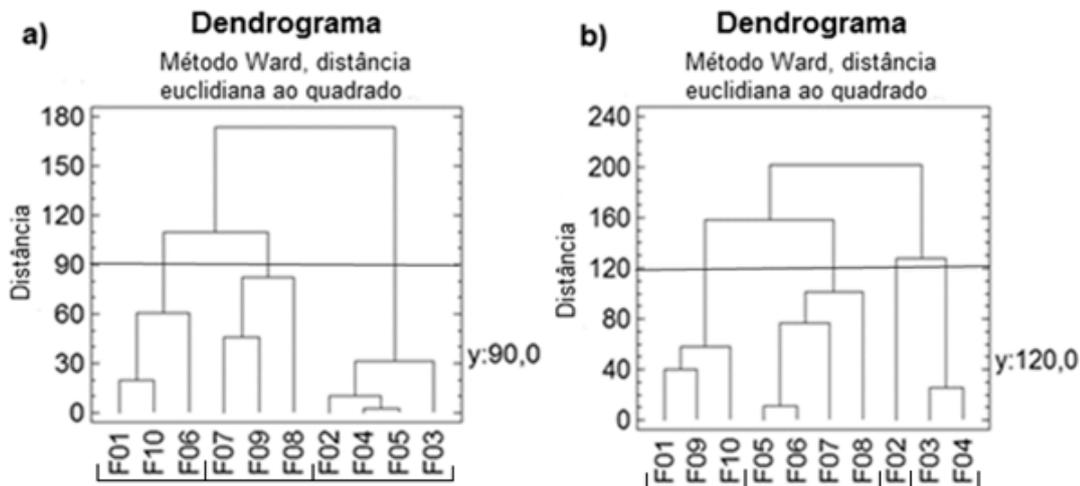


FIGURA 37 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE INDIVÍDUOS MORTOS, PARCELA FOGO  
FONTE: A autora (2015)

Na análise de agrupamento para a parcela Imbuia formaram-se três grupos quando considerada a abundância de espécies. O primeiro grupo é formado pelas sub parcelas I01, I02, I06, I07, I03 e I08, o segundo grupo é formado por I04, I05 e I09, e finalmente a sub parcela I10 forma um grupo único. Para a riqueza, formaram-se 4

grupos, sendo eles: grupo 1 formado por I01 e I04; grupo 2 formado por I02, I03, I06 e I08; grupo 3 formado por I05 e I10; e o último grupo formado por I07 e I09.

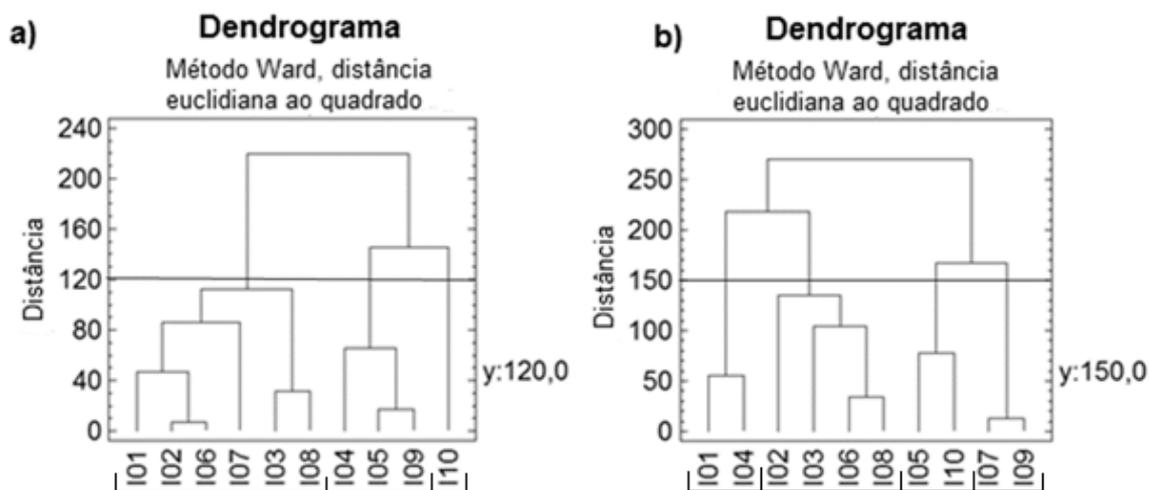


FIGURA 38 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO PARA ABUNDÂNCIA (A) E RIQUEZA (B) DE INDIVÍDUOS MORTOS, PARCELA IMBUÍDA  
FONTE: A autora (2015)

Esse padrão é semelhante ao encontrado no Índice de Sorensen, que demonstra que a sub parcela I04 é muito semelhante à sub mais próxima à borda (I01). Novamente a análise de agrupamento não agrupou as sub parcelas de forma contínua (especialmente). Portanto, não pode-se definir se o efeito de borda está influenciando a mortalidade de indivíduos.

A mortalidade normalmente é maior na borda em relação ao interior, conforme Laurance *et al.* (2007) e Alencar (2010) e também observado neste estudo para a parcela Imbuia. Porém as taxas podem ser afetadas pela matriz circundante, conforme destacado por Laurance *et al.* (2008) que observam para a Amazônia menores taxas de mortalidade quando a floresta estava cercada por floresta em regeneração quando comparado com pastagens, verificado no trabalho de Mesquita *et al.* (1999).

Outra questão interessante de avaliar é que a mortalidade alta é um evento que ocorre, de maneira geral, logo após a formação da borda, devido às mudanças abruptas, mas que depois de uma certa estabilização não é relacionado com a borda. Esse padrão é observado por Laurance *et al.* (1998b), apesar de ser uma hipótese também rejeitada por outros autores como Oliveira-Filho *et al.* (2007).

Também é possível que nas parcelas estudadas os 100 metros de distância de borda ainda não estejam livres da influência da borda para a mortalidade, com base nos dados encontrados por Laurance (1998b), que observou mortalidade

significativamente maior que áreas sem borda até 100 metros da borda. Além disso, destaca-se que apesar da resistência dos efeitos de borda diminui à medida que adentra-se na floresta, muitos fenômenos podem variar marcadamente mesmo dentro de um mesmo fragmento habitat ou paisagem (LAURANCE *et al.*, 2007).

#### 5.5.4 Grupos ecológicos

As espécies vivas foram ainda diferenciadas pelo grupo ecológico ao qual elas pertencem e separadas em 2 grupos: exigentes de luz (pioneiras e secundárias iniciais) e tolerantes à sombra (clímax e secundárias tardias). Desta forma, a abundância de indivíduos para esses grupos dentro das sub parcelas estão apresentados na Figura 39 para os indivíduos vivos.

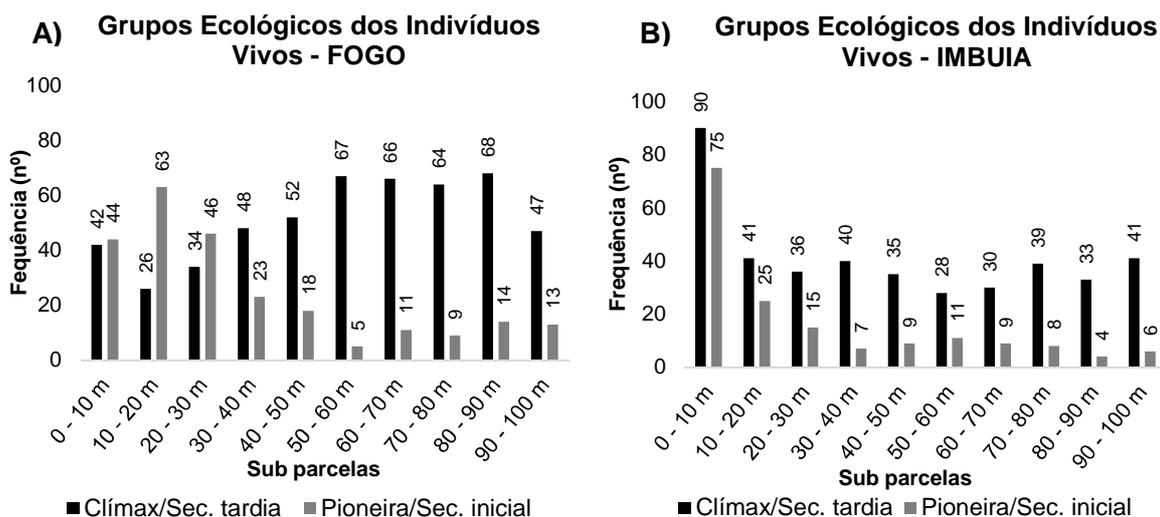


FIGURA 39 - DISTRIBUIÇÃO DE NÚMERO DE INDIVÍDUOS VIVOS POR GRUPO ECOLÓGICO DISTRIBUIDAS NAS SUB PARCELAS, PARA FOGO (A) E IMBUIA (B)  
FONTE: A autora (2015)

Observa-se que, de maneira geral, nas sub parcelas mais próximas a borda existe alta abundância de indivíduos dos grupos pioneiro e secundário inicial, para ambas parcelas. Na parcela Fogo também percebe-se que as espécies clímax ocupam de forma predominante os ambientes mais internos, devido a menor disponibilidade de luz proporcionada pela presença de copas bem fechadas, diferente do observado na parcela Imbuia. Observa-se que, na parcela Fogo, até a sub parcela F03 o grupo mais abundante é das espécies heliófilas, e após esta, as espécies com tolerância à sombra são mais numerosas.

Na parcela Imbuia existe uma alta densidade dos dois grupos na borda, o que pode ser reflexo da elevada abundância de indivíduos que existiam nessa região anteriormente. As espécies pioneiras e secundárias iniciais localizam-se com preferência na borda, devido à luminosidade, já as espécies clímax e secundárias tardias distribuíram-se em toda parcela com uma ocorrência um pouco superior na borda.

Essa presença de espécies clímax e secundárias tardias nas bordas não seria esperada, porém pode ser explicada devido ao fato dessas parcelas já encontrarem-se num estágio de regeneração médio/avançado. Desta forma, como já existem espécies pioneiras no dossel, é possível que as secundárias e clímax se desenvolvam devido ao sombreamento causado pelas pioneiras e secundárias. Da mesma forma, muitos desses indivíduos já poderiam estar estabelecidos nesta região antes da formação da borda. Além disso, em outros trabalhos, também é observada a presença de espécies tolerantes à sombra, podendo-se citar Bernacci *et al.* (2006), que observaram em área sob alto efeito de borda a presença de 21% dos indivíduos como sendo secundários tardios e 14% umbrófilos.

Da mesma forma Fontoura *et al.* (2006) também observaram espécies tolerantes à sombra em áreas de borda, porém em menores proporções que no interior, e ainda observaram que essa proporção era maior em árvores de pequeno porte do que grande porte. Outro resultado similar foi encontrado por Moreira (2009), que observou em área de borda 30% das espécies como secundárias tardias e 1% como clímax, o que sustenta que é possível a sobrevivência de indivíduos com características umbrófilas nestas áreas, apesar das características locais favorecerem a permanência e principalmente a regeneração de espécies heliófilas.

Pela Figura 40 estão os grupos ecológicos para os indivíduos ingressantes. Observa-se que na parcela Fogo, quanto mais próxima à borda maior número de indivíduos dos grupos pioneiro e secundário inicial, provavelmente devido a maior disponibilidade de luz nesta região. Porém as espécies secundárias tardias e clímax também ingressaram nas áreas de borda.

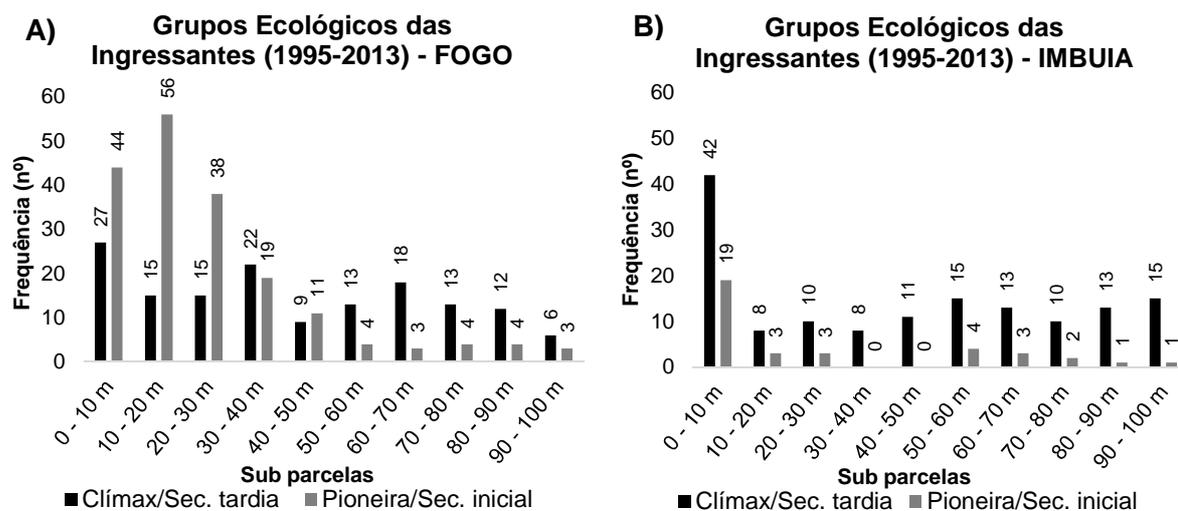


FIGURA 40 - DISTRIBUIÇÃO DE INDIVÍDUOS INGRESSANTES POR GRUPO ECOLÓGICO, POR SUB PARCELA DENTRO DAS PARCELA FOGO (A) E IMBUIA (B)  
 FONTE: A autora (2015)

Novamente observa-se que na parcela Fogo os grupos praticamente se estabilizam na região entre 30 e 40 metros, e, a partir de então, prevalecem as espécies tolerantes a sombra. Resultado semelhante foi encontrado por Rigueira *et al.* (2012), que observaram maior proporção de pioneiras até 30 metros da borda.

Já para a parcela Imbuia, a sub parcela mais próxima à borda (0-10 m) apresentou alta densidade dos dois grupos considerados. Já no restante da parcela observa-se o aumento das espécies clímax e secundária tardia mais para o interior da parcela, assim como diminuição as secundárias iniciais e pioneiras.

Dessa forma, tanto o resultado para vivas quanto para ingressos, tem praticamente o mesmo padrão, proporção maior de indivíduos exigentes à luz na borda, e no interior maior número de tolerantes à sombra, com exceção da sub parcela mais de borda na Imbuia. Segundo Laurance e Vasconcelos (2009) esse padrão é explicado pelo aumento na taxa de mortalidade de árvores próximo à borda dos fragmentos. Essa mortalidade, ainda segundo os mesmos autores, provoca aumento na quantidade de clareiras e isto favorece as espécies de plantas pioneiras (que demandam muita luz para se estabelecer) em detrimento das espécies de árvores não-pioneiras, que são as espécies típicas de áreas não perturbadas.

Esse padrão nem sempre é evidente, como observado por Fontoura *et al.* (2006), que relatam que a tendência de distribuição de espécies exigentes de luz ou de sombra, entre borda e interior é bastante semelhante, apesar de identificada uma proporção maior de demandantes de luz na borda, assim como de espécies de sombra

no interior. Deve-se destacar também que os efeitos de borda na taxa de mortalidade e recrutamento são eventos temporários (LAURANCE *et al.*, 2007). Portanto, a idade da borda pode ter influenciado os resultados encontrados nesta pesquisa.

A presença de maior número de espécies pioneiras e secundárias iniciais em áreas de borda, ou muito fragmentadas, é apontada por muitos autores, como Bernacci *et al.* (2006), Laurance *et al.* (2007), Rigueira *et al.* (2012), assim como para a regeneração, conforme Laurance *et al.* (1998a).

Já a presença de indivíduos climácicos ou secundários tardios na borda, como no caso de ingressos para a parcela Imbuia, pode ser reflexo de um processo anterior. Como os ingressos são dependentes da presença de plântulas e as sementes no solo, e estes por sua vez são resultado da comunidade vegetal presente, pode-se supor que na comunidade antes da fragmentação havia alta proporção de espécies não pioneiras. Isso é apontado por Williams-Linera (1990), segundo o qual no início a regeneração natural nas bordas depende mais das plântulas juvenis pré-existentes, e do banco de sementes do solo, do que daquelas dispersadas pela chuva de sementes.

Outro ponto importante a ser esclarecido é que, neste trabalho somente foram avaliados os indivíduos ingressantes nas parcelas segundo o critério de 10 cm de DAP estabelecido. Portanto, estes indivíduos podem estar presentes na floresta há vários anos antes de atingir o DAP mínimo, principalmente para espécies clímax, as quais geralmente tem um crescimento mais lento. Dessa forma, esses indivíduos podem ainda ser reflexo da situação anterior a formação da borda. Já se fosse considerada a regeneração, como o banco de plântulas, a tendência poderia ser diferente, pois seriam indivíduos que realmente emergiram a pouco tempo.

Quanto aos grupos ecológicos das espécies que morreram, estes podem ser visualizados na Figura 41.

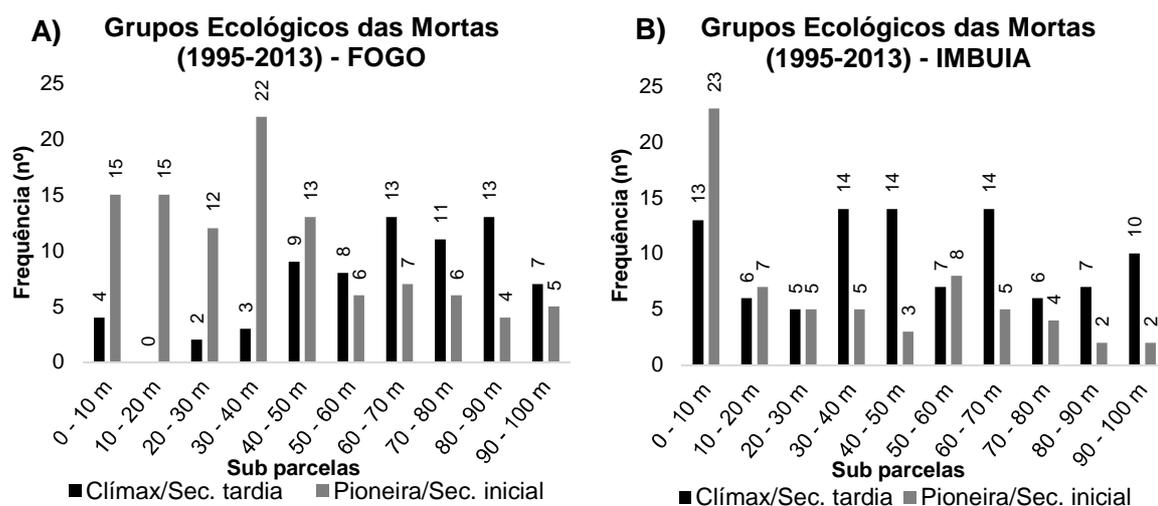


FIGURA 41 - GRUPOS ECOLÓGICOS DAS ESPÉCIES QUE MORRERAM DURANTE O PERÍODO 1995-2013, NAS SUB PARCELAS  
 FONTE: A autora (2015)

Na parcela Fogo observa-se que mais próximo a borda a maior mortalidade foi de espécies pioneiras, já na região mais interior foi das espécies secundárias tardias. Em alguns trabalhos, como nos trabalhos de Oliveira e Felfili (2005) e Bragion (2012) observam-se maior mortalidade de clímax nas bordas, diferente deste estudo para Fogo. Essa diferença possivelmente pode ser efeito da maior densidade de espécies desse grupo nessa região, o que proporciona maior probabilidade de indivíduos desta categoria sofrerem o efeito da mortalidade.

Convém destacar que a maioria dos estudos aponta somente o aumento da mortalidade de árvores na borda, porém poucos apresentam padrão relativo aos grupos ecológicos, sendo apontados outros parâmetros que podem influenciar a maior mortalidade, como DAP, observado por Laurance *et al.* (2000), segundo os quais, as árvores maiores são mais suscetíveis a mortalidade.

Na parcela Imbuia, na área próxima à borda houve uma elevada mortalidade de espécies secundárias iniciais e pioneiras, enquanto que no restante da parcela o grupo que mais perdeu indivíduos foi das secundárias tardias e clímax. Observa-se porém que as espécies pioneiras tiveram pouca mortalidade nessa parcela.

### 5.5.5 Espécies mais abundantes

Para exemplificar um pouco como ocorrem as distribuições das espécies de forma espacial, foram selecionadas, para cada parcela, duas espécies, uma

representando a borda e outra o interior. Dessa forma, foi selecionada a espécie com maior número de indivíduos na borda, considerando essa como os primeiros 30 metros, assim como a que apresentou o maior número de indivíduos na região que compreende as faixas a partir de 40 metros da borda, considerada como interior.

A escolha do limite em 30 metros foi baseada nos resultados das análises anteriores, que permitiram observar diferenças na comunidade de árvores até um limite de aproximadamente 30 metros.

Dessa forma, quanto aos indivíduos vivos, para a região da borda foram selecionadas as espécies *Araucaria angustifolia* e *Styrax leprosus*, para Fogo e Imbuia respectivamente, por apresentarem nessa região, maior número de indivíduos que as outras espécies. A distribuição destas, na parcela toda, pode ser visualizada na Figura 42.

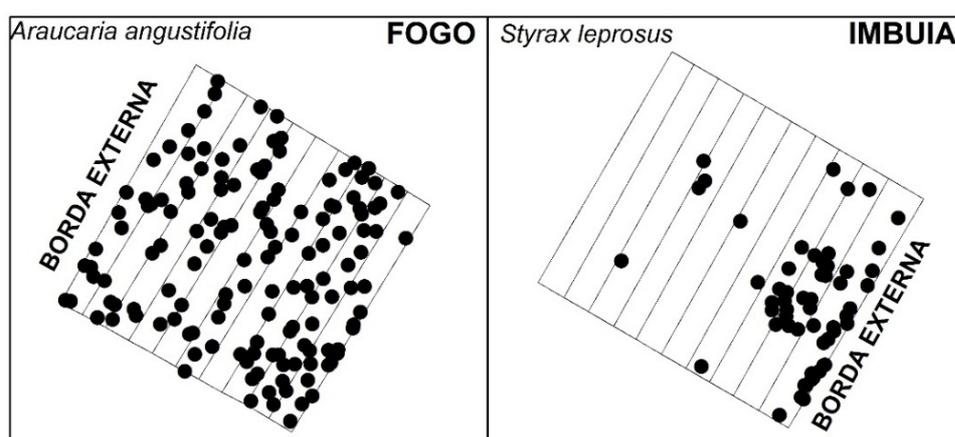


FIGURA 42 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NA BORDA, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS VIVOS  
 FONTE: A autora (2015)

É possível observar na Figura 43 que as duas espécies comportam-se de maneira bastante distinta nas duas parcelas. *Araucaria angustifolia* apresenta muitos indivíduos tanto na borda como no restante da parcela (portanto sem padrão definido), enquanto que *Styrax leprosus* encontra-se de forma muito concentrada na região de borda, apesar de existirem alguns indivíduos desta espécie no interior.

No caso da *Araucaria angustifolia*, considerada neste estudo como secundária tardia ou clímax, a sua presença no interior é explicada pela sua capacidade de tolerar sombreamento destacado por alguns autores. Cabe destacar que para esta espécie não existe um consenso sobre a classificação em grupo ecológico, pois alguns autores afirmam que esta é pioneira (KLEIN, 1960) e outros a consideram como secundária inicial ou tardia, conforme destacado por Ribeiro *et al.* (2013). A sua presença na

borda pode ser explicada então devido a sua capacidade de regeneração em áreas abertas, de forma que esta é classificada como pioneira em alguns casos.

Apesar do exposto, também pode-se supor que a borda na parcela Fogo é parcialmente minimizada devido à presença de um reflorestamento próximo à borda, conforme já comentado neste trabalho, de forma que a *Araucaria angustifolia* seria beneficiada mesmo na borda.

Resultado semelhante, quanto a distribuição da espécie araucária, foi encontrado por Fontoura *et al.* (2006), os quais observaram que esta era encontrada principalmente logo após a borda (mais que 50% de sua frequência), porém com ocorrência até 100 metros.

No caso da espécie *Styrax leprosus*, classificada como secundária inicial, sua presença concentrada na borda é reflexo da presença de sol abundante, necessário para o desenvolvimento de espécies de seu grupo ecológico. Essa espécie é normalmente encontrada em submatas (estrato intermediário) de Pinhais, bem como nos capões das zonas de campos (SILVA *et al.*, 2012).

Quanto as espécies que predominaram na região considerada de interior (entre 40 e 100 metros da borda) foram encontradas *Nectandra grandiflora* e *Eugenia uniflora*, para Fogo e Imbuia respectivamente, as quais estão apresentadas quanto a sua distribuição nas parcelas pela Figura 43.

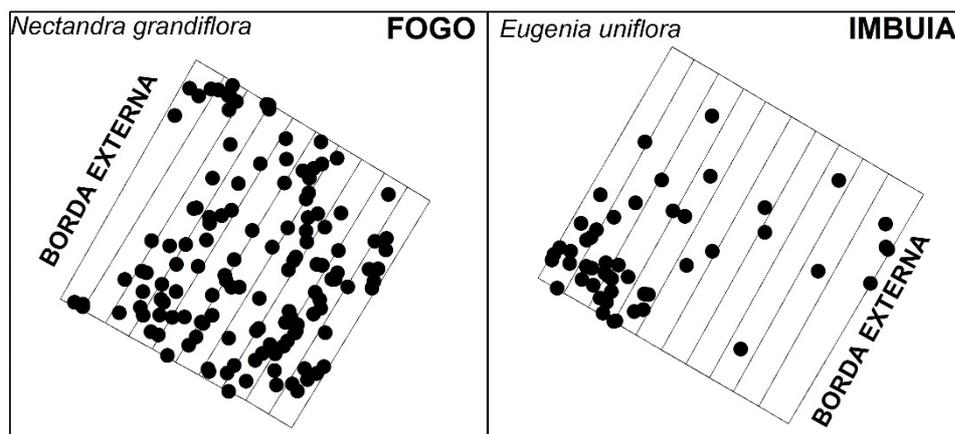


FIGURA 43 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO INTERIOR, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS VIVOS  
FONTE: A autora (2015)

Essas duas espécies foram enquadradas neste estudo no grupo de secundária tardia ou clímax, e ambas apresentam maior concentração de indivíduos no interior,

principalmente para *Eugenia uniflora*. As duas espécies apresentam também indivíduos na borda, porém em número muito reduzido.

Resultado semelhante *Eugenia uniflora* foi observado por Alencar (2010), o qual observou em área de Mata Atlântica que o gênero *Eugenia* foi encontrado somente em área de interior. Portanto essa é uma espécie que tipicamente não ocorrerá em bordas, podendo ser explicada a presença de indivíduos próximos à borda neste caso devido a sua existência anterior a borda ou à alguma característica local que permite sua sobrevivência, ou ainda a presença de alguma árvore matriz.

Já *Nectandra grandiflora* é bem distribuída na parcela a partir dos 20 metros de distância da borda, e é praticamente ausente nas duas primeiras faixas (F01 e F02) da parcela, ocorrendo apenas nos limites laterais dessas duas faixas, ou seja, onde a parcela encontra-se em contato com a floresta, onde existe um sombreamento maior. Da mesma forma, Bernacci *et al.* (2006) e Hirata *et al.* (2010) também encontraram *Nectandra grandiflora* presente em área de borda, porém com maior presença em área de interior.

Quando considerados os indivíduos que ingressaram no período, encontraram-se com maior número de indivíduos na borda as espécies *Myrsine coriacea* para a parcela Fogo e *Styrax leprosus* para parcela Imbuia. A distribuição dos indivíduos que ingressaram na borda dessas espécies nas suas parcelas está representada na Figura 44.

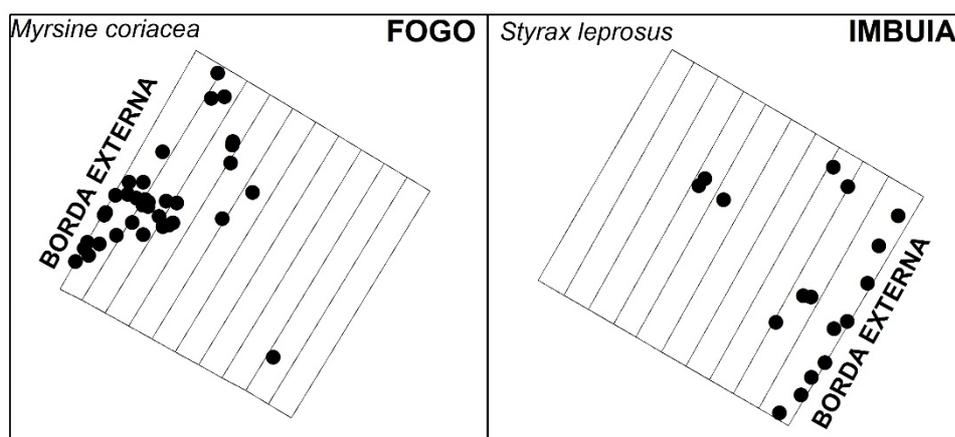


FIGURA 44 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NA BORDA, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS INGRESSOS  
 FONTE: A autora (2015)

Nesse caso, para a parcela Fogo, observa-se que a espécie selecionada para representar a borda, *Myrsine coriacea* é fortemente concentrada na borda, e com tendência de diminuir o número de indivíduos conforme se distancia do limite externo. Depois dos 30 metros observa-se que somente ingressaram 3 indivíduos, e o mais distante da borda está na faixa entre 80 e 90 metros da borda, ocorrência que provavelmente seja resultado da presença de clareiras, que segundo Sampaio (2011) podem afetar os parâmetros estruturais da floresta.

Para a parcela Imbuia, a espécie com maior número de indivíduos na borda referente aos ingressos é a mesma com maior número de indivíduos vivos, *Styrax leprosus*. Pode-se supor então que existe a tendência de que esta espécie continue predominando na borda. Conforme já destacado, essa espécie tem características de heliófila, portanto seu ingresso na borda é explicado devido à disponibilidade de sol.

Quanto as espécies que ingressaram no interior da parcela, destacaram-se pelo maior número de indivíduos as mesmas espécies que se destacaram na categoria de vivas, *Nectandra grandiflora* e *Eugenia uniflora*, para Fogo e Imbuia respectivamente. A distribuição espacial dos indivíduos que ingressaram, relativos às duas espécies selecionadas, está na Figura 45.

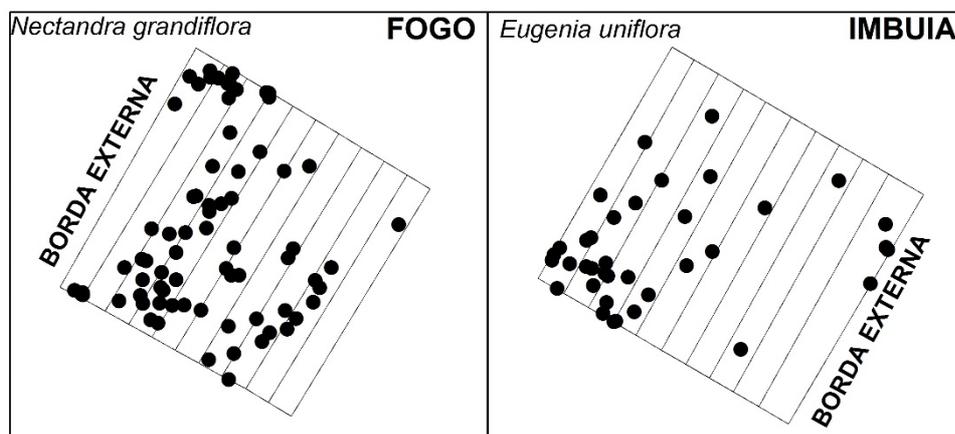


FIGURA 45 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO INTERIOR, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS INGRESSOS  
 FONTE: A autora (2015)

Pela distribuição observa-se que os ingressos e os vivos têm a mesma tendência, que no caso de *Nectandra grandiflora* é a alta presença de indivíduos em praticamente toda parcela, com exceção das duas primeiras faixas, e *Eugenia uniflora* com concentração maior de indivíduos no extremo interior da parcela. Da mesma

forma, assim como para os vivos, os ingressos das duas espécies são também encontrados na borda, porém em número inferior ao interior da parcela. Para *Nectandra grandiflora* estes se encontram nas bordas das que estão em contato com o restante da floresta.

Quanto aos indivíduos encontrados mortos, as espécies com maior número de mortos na borda foram *Myrsine coriacea* e *Ocotea puberula*, para Fogo e Imbuia respectivamente. A distribuição espacial dos indivíduos que morreram, relativos à essas duas espécies está na Figura 46.

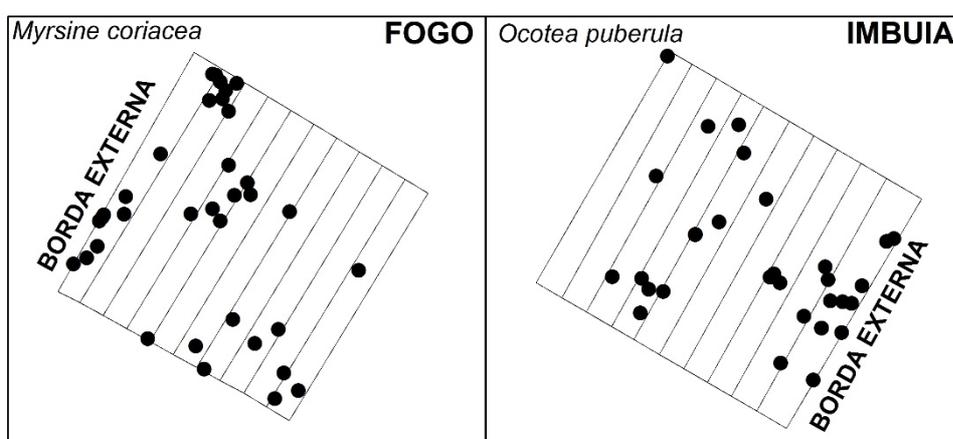


FIGURA 46 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NA BORDA, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS MORTOS  
 FONTE: A autora (2015)

No caso de *Myrsine coriacea* observa-se que houve alta mortalidade dessa espécie em praticamente toda a parcela, com exceção da região nordeste. É interessante observar que esta espécie também foi a mais representativa da borda para os ingressos da parcela Fogo, e que os ingressos dessa espécie se mostraram fortemente concentrados na borda, enquanto que a mortalidade é mais distribuída. Dado o apresentado, pode-se sugerir que, na região interna da parcela esta espécie está desaparecendo, pois os indivíduos que lá habitavam estão morrendo e praticamente não há regeneração ingressando.

Para a parcela Imbuia, na borda a espécie que teve maior perda de indivíduos foi a *Ocotea puberula*, pertencente ao grupo de secundárias iniciais, a qual apresentou indivíduos mortos com pouco mais intensidade na borda, porém também no interior. A mortalidade no interior pode ser reflexo das condições de menor luminosidade, enquanto que na borda pode haver maior presença de mortalidade devido à este ser o habitat onde espera-se que exista maior número de indivíduos da espécie, que por

diversos motivos tendem à ser suprimidos. A tendência de alto número de indivíduos dessa espécie na borda é observada por Malchow *et al.* (2006) que observaram que *Ocotea puberula* ocorreu preferencialmente até 20 metros da borda em seu estudo em região de FOM. Da mesma forma, Moreira (2009) encontrou 11 espécies do gênero *Ocotea*, e todas foram encontradas em ambiente de borda, além de algumas encontrarem-se no interior do fragmento.

No interior das parcelas, as espécies com maior número de indivíduos mortos foram *Mimosa scabrella* e *Casearia decandra*, para Fogo e Imbuia respectivamente, e a distribuição desses indivíduos mortos está na Figura 47.

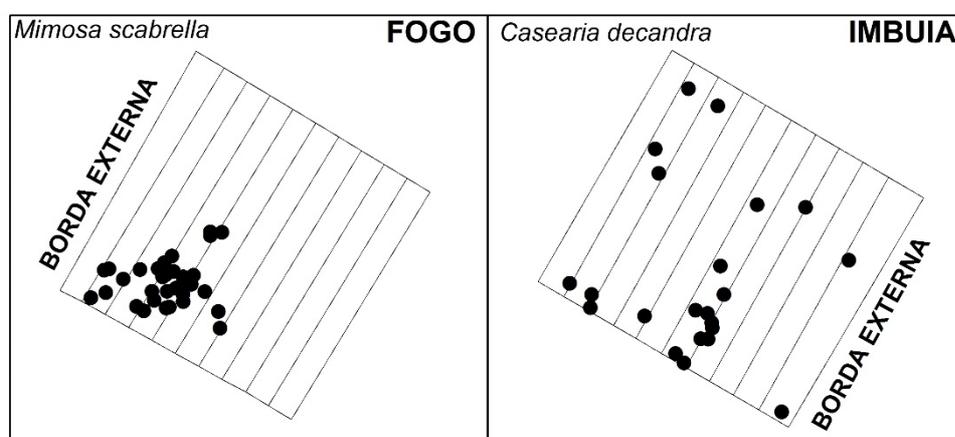


FIGURA 47 - ESPÉCIES COM MAIOR NÚMERO DE INDIVÍDUOS NO INTERIOR, PARA AS PARCELAS FOGO E IMBUIA, CONSIDERANDO-SE OS INDIVÍDUOS MORTOS  
 FONTE: A autora (2015)

A espécie *Mimosa scabrella*, do grupo de pioneiras, apresenta mortalidade concentrada numa região bem específica da parcela, na direção sudoeste e entre a borda e a metade da parcela. Essa alta concentração de indivíduos neste pequeno espaço provavelmente é resultado da abertura de alguma clareira há algum tempo atrás, a qual permitiu que essa espécie regenerasse e predominasse por um certo tempo, até que devido ao seu crescimento rápido e mortalidade altíssima (MACHADO *et al.*, 2006), estes indivíduos começassem a morrer.

Já *Casearia decandra*, pertencente à classificação de secundária tardia ou clímax, apresentou mortalidade bem distribuída na parcela, com um número um pouco maior de indivíduos no limite sudoeste da parcela. Como a mortalidade dessa espécie não indica nenhum padrão, não pode-se induzir que este parâmetro esteja sendo afetado pela presença da borda.

### 5.5.6 Distribuição diamétrica

Os indivíduos vivos foram separados em classes de DAP, as quais apresentam amplitude de 10 cm cada. Os parâmetros da distribuição Weibull 3P ajustados para os indivíduos vivos da parcela Fogo estão na Tabela 25, assim como na Figura 48 estão as frequências observadas e ajustadas, para cada sub parcela.

TABELA 25 - PARÂMETROS DA DISTRIBUIÇÃO WEIBULL 3P AJUSTADOS PARA CADA SUB PARCELA DA FOGO

Sub Parcela	Parcela Fogo			Kolmogorov-Smirnov	
	$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	Calculado	Tabelado
F01	10	5,90	0,99	0,11 <sup>ns</sup>	0,17
F02	10	4,37	1,16	0,11 <sup>ns</sup>	0,17
F03	10	7,80	1,00	0,07 <sup>ns</sup>	0,18
F04	10	6,21	0,93	0,14 <sup>ns</sup>	0,19
F05	10	8,66	0,96	0,07 <sup>ns</sup>	0,19
F06	10	8,69	0,92	0,09 <sup>ns</sup>	0,19
F07	10	12,52	1,18	0,05 <sup>ns</sup>	0,19
F08	10	11,80	1,00	0,05 <sup>ns</sup>	0,19
F09	10	15,02	1,42	0,05 <sup>ns</sup>	0,18
F10	10	16,11	1,26	0,04 <sup>ns</sup>	0,21

Em que:  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ : são os parâmetros ajustados da distribuição Weibull 3P; <sup>ns</sup>: significa que houve aderência para uma probabilidade de 99% pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

FONTE: A autora (2015)

Em todas as sub parcelas a função Weibull 3P ajustou-se de acordo com o teste de Kolmogorov-Smirnov. A função Weibull, segundo Orellana *et al.* (2014) é uma das funções densidade de probabilidades que mais se destacam no meio florestal. Segundo os mesmos autores, dentre os motivos para essa tendência, destaca-se a versatilidade de formas desta, que segundo Bailey e Dell (1973) pode adotar os formatos de "J-invertido", exponencial, unimodal com assimetria positiva, normal e até assimétrica negativa.

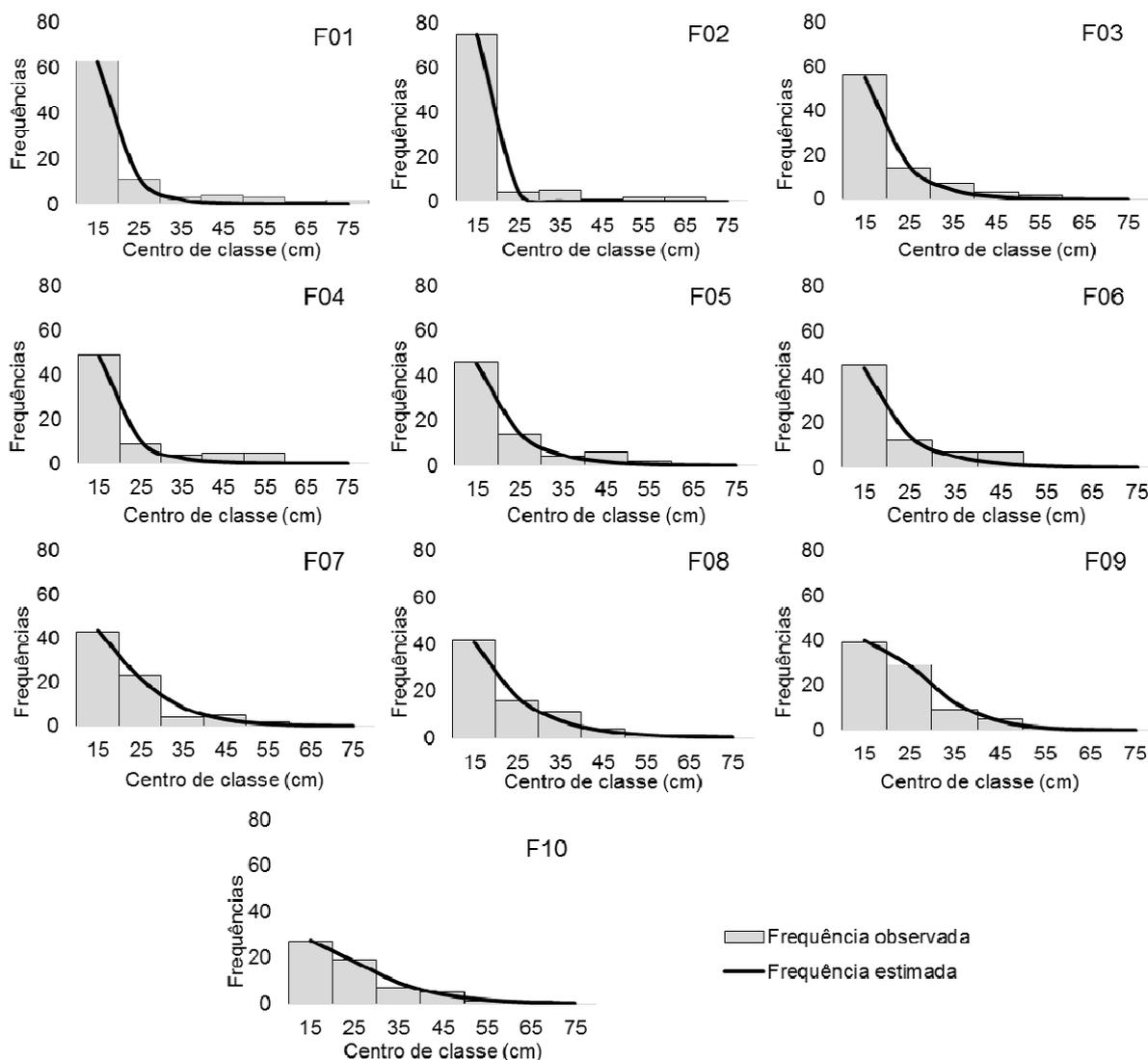


FIGURA 48 - REPRESENTAÇÃO DAS FREQUÊNCIAS ESTIMADAS E OBSERVADAS PARA AS SUB PARCELAS DA PARCELA FOGO  
 FONTE: A autora (2015)

Observa-se que na parcela Fogo, os valores do teste de Kolmogorov-Smirnov calculados são superiores nas primeiras parcelas e decrescem em direção ao interior. Isso demonstra que nas parcelas mais próximas a borda, a distribuição Weibull 3P, apesar de apresentarem aderência, obtiveram um ajuste pior em relação às sub parcelas mais de interior.

Outro ponto a ser destacado, é que assim como os valores de Kolmogorov-Smirnov diminuíram nas sub parcelas mais interiores, os parâmetros de escala e forma aumentaram para o interior. Desta forma observa-se que a função se ajusta de forma distinta nas sub parcelas.

Graficamente também é observado que as sub parcelas tem distribuições com formatos diferentes, e que as sub parcelas que se encontram mais interiores se

ajustam melhor a distribuição Weibull 3P. A primeira sub parcela (F01) apresenta um formato semelhante ao exponencial negativo, assim como a F02, em que na primeira classe encontram-se praticamente todos os indivíduos, ou seja, há uma redução drástica na proporção da primeira para segunda classe de DAP. Por outro lado, na parcela mais interior (F10) ocorre uma diminuição da frequência de indivíduos nas classes de DAP mais suave, ou seja, a proporção de indivíduos na primeira classe ainda é superior às demais, porém segunda classe tem uma proporção semelhante.

Da mesma forma, os parâmetros da distribuição Weibull 3P ajustados para a parcela Imbuia estão na Tabela 26. A representação gráfica das frequências observadas e ajustadas, para cada sub parcela está na Figura 49.

TABELA 26 - PARÂMETROS DA DISTRIBUIÇÃO WEIBULL 3P AJUSTADOS PARA CADA SUB PARCELA DA IMBUIA

Sub Parcela	Parcela Imbuia			Kolmogorov-Smirnov	
	$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	Calculado	Tabelado
I01	10	5,90	0,99	0,12 <sup>ns</sup>	0,12
I02	10	4,37	1,16	0,08 <sup>ns</sup>	0,19
I03	10	7,80	1,00	0,10 <sup>ns</sup>	0,22
I04	10	6,21	0,93	0,17 <sup>ns</sup>	0,23
I05	10	8,66	0,96	0,14 <sup>ns</sup>	0,24
I06	10	8,69	0,92	0,12 <sup>ns</sup>	0,25
I07	10	12,52	1,18	0,10 <sup>ns</sup>	0,25
I08	10	11,80	1,00	0,13 <sup>ns</sup>	0,24
I09	10	15,02	1,42	0,20 <sup>ns</sup>	0,25
I10	10	16,11	1,26	0,01 <sup>ns</sup>	0,22

Em que:  $\alpha$ ,  $\beta$  e  $\gamma$ : são os parâmetros ajustados da distribuição Weibull 3P; <sup>ns</sup>: significa que houve aderência para uma probabilidade de 99% pelo teste de Kolmogorov-Smirnov.

FONTE: A autora (2015)

No caso da parcela Imbuia não existe essa relação bem marcada entre os valores do teste Kolmogorov-Smirnov, como ocorreu para Fogo, porém a parcela mais próxima à borda (I01) obteve o valor limite para aceitar-se a aderência. Portanto, provavelmente essa sub parcela seria melhor modelada por alguma outra distribuição, enquanto que o restante da floresta obteve um ajuste bom com a função Weibull 3P.

Quanto aos parâmetros de escala e forma, existe tendência de aumento no parâmetro de escala ( $\beta$ ), apesar de ocorrerem algumas variações. Já o parâmetro de forma ( $\gamma$ ) encontra seu máximo na sub parcela I09, apesar de existem outros valores altos nas sub parcelas próximas à borda, como I02. Dessa forma não pode-se

observar tendência para o parâmetro de escala na parcela Imbuia, ao contrário do observado para Fogo.

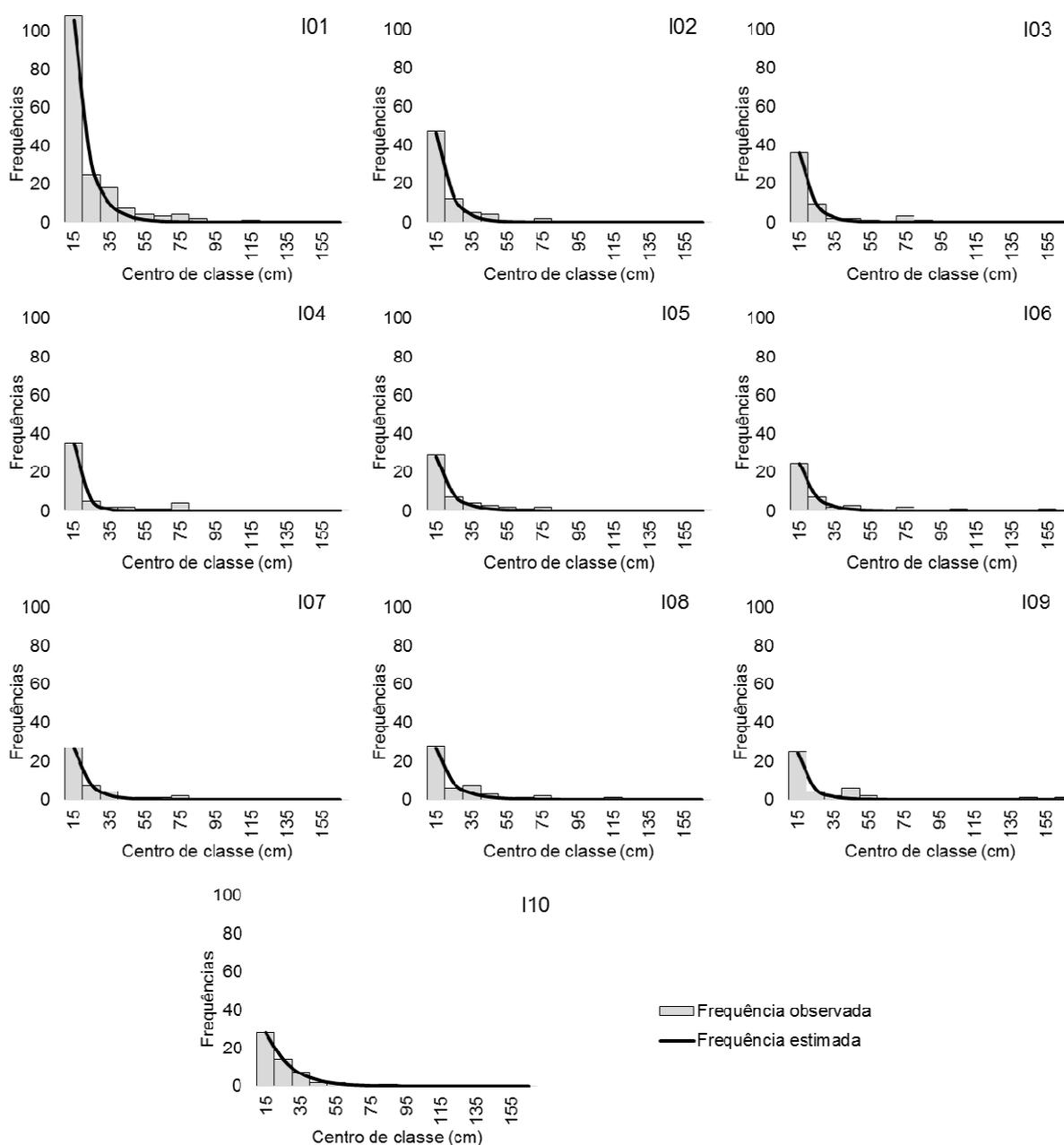


FIGURA 49 - REPRESENTAÇÃO DAS FREQUÊNCIAS ESTIMADAS E OBSERVADAS PARA AS SUB PARCELAS DA PARCELA IMBUIA  
 FONTE: A autora (2015)

Pelos gráficos de frequências de indivíduos nas classes de DAP é possível observar que a sub parcela I01 é bastante distinta das demais, pois o número de indivíduos na primeira classe que ultrapassa à 100, enquanto que nas outras sub parcelas esse valor é inferior a 50. Outra distinção desta sub parcela é quanto à forma de sua distribuição, que é fortemente decrescente, enquanto que nas sub parcelas

mais próximas ao interior a tendência de diminuição da frequência é mais suave, mesmo padrão observado na parcela Fogo.

A partir deste padrão novamente pode-se inferir que em algumas dessas sub parcelas, alguma outra função de distribuição de probabilidade poder-se-ia ajustar melhor que a Weibull 3P, apesar da alta flexibilidade desta.

Pelas figuras observa-se que todas as funções ajustadas apresentam características decrescente (ou J invertido), tanto para Fogo como para Imbuia, considerado como o padrão de distribuição característico de florestas tropicais multiâneas (LIMA e LEÃO, 2013), e que apresenta alta frequência nas primeiras classes de diâmetro devido à proporção de ingressos.

Normalmente observa-se que nas áreas de borda ou locais muito fragmentados a proporção de indivíduos com grande DAP é menor que em áreas de interior, como observado por Oliveira *et al.* (2008). No presente estudo existem poucos indivíduos com DAP elevado, mas observa-se que as curvas referentes às áreas mais de borda decrescem até o valor zero mais rapidamente, ao mesmo tempo em que estas tem as maiores frequências da menor classe de DAP.

Vários autores observam a existência de maior número de indivíduos das menores classes de DAP nas áreas de borda, podendo-se citar os trabalhos de Alves *et al.* (2006), Silva (2010), Moreira (2009), Oliveira *et al.* (2008), e Malchow *et al.* (2006). Da mesma forma, encontraram-se variações na estrutura da floresta devido a sua orientação, conforme Reys *et al.* (2013), que perceberam haver maior diferença na orientação de parcelas (sul e leste), do que na relação borda interior, e que no seu estudo as áreas com orientação sul apresentaram maiores proporções de indivíduos grandes do que a leste, enquanto que para os indivíduos de menor DAP, foi observada maior proporção destes na borda leste em comparação à sul.

Alguns autores também apontam o aumento da relação altura/DAP nas áreas de borda, como um mecanismo para das árvores para suportarem os ventos fortes que incidem nessas áreas (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Além disso destaca-se que é possível que na borda ocorra menor incremento em diâmetro, devido à colonização desta área por espécies pioneiras (LIBONI *et al.*, 2010), assim como devido à maior competição, resultado da alta densidade de indivíduos.

Da mesma forma, Zaú (1998) aponta que áreas sob efeito de borda em geral apresentam menores valores de altura total, sobreposição de copas, diâmetro médio

das espécies arbóreas, assim como maior espaçamento entre os indivíduos de maior diâmetro.

Outro ponto que pode ser observado é a presença de indivíduos grandes na parcela Imbuia, a qual apresenta 6 indivíduos com DAP acima de 100 cm, e destes dois estavam localizados na sub parcela I06, um na sub parcela I08, e dois na sub parcela I09. Portanto a preferência deles é em áreas de interior, como observado nos estudos de Paula *et al.* (2011), Oliveira-Filho *et al.* (2007), e Finotti *et al.* (2012). Um único indivíduo com DAP acima de 100 apresentou-se na sub parcela I01, indicando que é possível a permanência de algumas árvores grandes mesmo sob efeito de borda, assim como observado por Sampaio (2011).

## 5.6 CONCLUSÕES

A partir das análises foi possível concluir que há influência da borda na riqueza e principalmente na abundância de indivíduos arbóreos, e de forma ainda mais acentuada em relação aos indivíduos ingressantes. Em geral, há maior número indivíduos, de ingressos e, em alguns casos da mortalidade, próximo à borda.

Pela análise de agrupamento, tanto para a variável número de indivíduos vivos quanto para o número de ingressos, foi possível estabelecer que há influência acentuada da borda até os primeiros 30 metros. Resultado semelhante foi observado pela análise de similaridade.

Verificou-se também que próximo à borda há concentração maior de indivíduos dos grupos ecológicos pioneiro e secundário inicial, apesar de que devido ao número superior de indivíduos na borda, exista a presença de diversos grupos nesta faixa.

Da mesma forma, quanto as distribuições diamétricas, observou-se que há maior densidade de indivíduos das menores classes de DAP próximo à borda, assim como poucos indivíduos grandes nessas regiões. Pela análise gráfica das distribuições, observa-se que há uma tendência de formato distinto das mesmas de acordo com a distância da borda.

## 5.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALENCAR, P. G. de A. M. **Efeito de borda na dinâmica do dossel e sub - bosque em um fragmento de Floresta Atlântica em Igarassu, PE, Brasil.** 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

ALVES, F. T.; BRANDÃO, C. F. L. S.; ROCHA, K. D.; MARANGON, L. C.; FERREIRA, R. L. C. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 1, n. 1, p. 49-56, 2006.

BAILEY, T. R. L.; DELL, R. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. **Forest Science**, v. 19, n. 2, p. 97-104, 1973.

BENITEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, v.12, p. 380-389, 1998.

BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; ÁRBOC, C. de F.; CATHARINO, E. L. M.; DURIGAN, G.; METZGER, J. P. O Efeito da Fragmentação Florestal na Composição e Riqueza de Árvores na Região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, n. único, p. 121-166, 2006.

BINOTI, D. H. B.; BINOTI, M. L. S.; LEITE, H. G. Utilização da função pearson tipo V, Weibull e hiperbólica para modelagem da distribuição de diâmetros. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 33, n. 75, p. 279-286, 2013.

BRAGION, E. F. A. **Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais em matas de galeria no Alto Rio Grande – MG.** 73 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. **Diversidade de espécies arbóreas em uma floresta Ombrófila Mista no Centro – Sul do estado do Paraná.** Relatório técnico: CNPq, Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1996.

DALLA-LANA, M. **Dinâmica e Prognose do Crescimento em um Fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Sul do Paraná.** 187 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

DURIGAN, M. E. Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR. 1999. 125 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 1999.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

FIGURA, M. A. **A distribuição de Weibull na descrição da estrutura diamétrica de *Eucalyptus grandis*: Um enfoque sobre o método dos momentos**. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

FINOTTI, R.; KURTZ, B. C.; CERQUEIRA, R.; GARAY, I. Variação na estrutura diamétrica, composição florística e características sucessionais de fragmentos florestais da bacia do rio Guapiaçu (Guapimirim/Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil). **Acta Botânica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 2, 2012.

FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCHA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucaria Forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n.1, p. 79-91, 2006.

GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. Atlantic Forest hotspot status: an overview. In: GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. (eds). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, trends, and outlook**. Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, Washington, 2005. p. 3-11.

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

GUERRA, T. N. F.; RODAL, M. J. N.; SILVA, A. C. B. L.; ALVES, M.; SILVA, M. A. M.; MENDES, P. G. A. Influence of edge and topography on the vegetation in an Atlantic Forest remnant in northeastern Brazil. **Journal of Forest Research**, v. 18, p. 200-208, 2013.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEEN, P. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, p. 768-782, 2005.

HIRATA, J. K. R.; MELO, M. M. da R. F. de; EISENLOHR, P. V. Padrões florísticos do componente arbóreo sob interferência de trilhas em um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Transição em São Paulo, SP, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 555-570, 2010.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 11/03/2012.

KAPOS, V. Effects of isolation on the Waters status of Forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, p. 173-185, 1989.

KLAUBERG, C.; PALUDO, G. F.; BORTOLUZZI, R. L. C.; MANTOVANI, A. Florística e estrutura de um fragmento de floresta ombrófila mista no Planalto Catarinense. **Biotemas**, v. 23, p. 35-47, 2010.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia**, v. 12, p. 17-44, 1960.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, 141, n. 7, p. 1731-1744, 2008.

LAURANCE, W. F.; DELAMONICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, London, v. 404, p. 836, 2000.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M.; S. G. LAURANCE. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v. 12, p. 460-464, 1998a.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE MERONA, J. M. LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, p. 2032-2040, 1998b.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, v. 13, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; EWERS, R. M.; HARMS, K. E.; LUIZÃO, R. C. C.; RIBEIRO, J. E. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **PLoS ONE**, v. 10, n. 2, 2007

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, p. 434-451, 2009.

LAURANCE, W.F.; PEREZ-SALICRUP, D.; DELAMONICA, P.; FEARNSIDE, P.M.; D'ANGELO, S.; JEROZOLINSKI, A.; POHL, L.; LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, Washington, v. 82, p.105-116, 2001.

LEITÃO FILHO, H. F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP/ UNICAMP, 184 p. 1993.

LIBONI, A. P.; RODRIGUES, D. R.; PERINA, B. B.; ROSA, V. P. R.; BOVOLENTA, Y. R.; BIANCHINI, E.; PIMENTA J. A. Relações alométricas da comunidade arbórea de diferentes áreas de uma floresta ombrófila mista do sul do Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 32, p. 125-132, 2010.

LIMA, J. P. C.; LEAO, J. R. A. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia sul ocidental. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 1, 2013.

LONGHI, S. J. **A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze, no sul do Brasil**. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1980.

LOPES, A. V.; GIRÃO, L. C.; SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1154–1165, 2009.

MACHADO, S. do A.; BARTOSZECK, A. C. de P. e; FIGUEIREDO-FILHO, A.; OLIVEIRA, E. B. de. Dinâmica da Distribuição Diamétrica de Bracatingais na Região Metropolitana de Curitiba. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 5, p. 759-768, 2006.

MALCHOW, E.; KOEHLER, A. B.; NETTO, S. P. Efeito de borda em um trecho da floresta Ombrófila Mista, em Fazenda Rio Grande, PR. **Revista Acadêmica**, Curitiba, v. 4, n. 2, p. 85-94, 2006.

MATLACK, G. R. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. **Journal of Ecology**, v.82, p. 113-123, 1994.

MEDEIROS, H.; CASTRO, W.; SALIMON, C. I.; SILVA, I. B.; SILVEIRA, M. Tree mortality, recruitment and growth in a bamboo dominated forest fragment in southwestern Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 30-34, 2013.

MESQUITA, R., DELAMÔNICA, P., LAURANCE, W. F. Effects of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, p. 129–134, 1999.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, p. 445-463, 1999.

MOREIRA, L. N. **Fitossociologia em ambiente de borda de fragmento de floresta estacional semidecidual**. 116 f. Dissertação (Mestrado em produção Vegetal) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, 2009.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trees Reviews**, v. 10, p. 58-62, 1995.

NASCIMENTO, M. I. DO; POGGIANI, F.; DURIGAN, G.; IEMMA, A. F.; SILVA FILHO, D. F. Eficácia de barreira de eucaliptos na contenção do efeito de borda em fragmento de floresta subtropical no estado de São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis (IPEF)**, Piracicaba, v. 38, p. 191-203, 2010.

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

OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 19, p. 801-811, 2005.

OLIVEIRA-FILHO, A.; CARVALHO, W. A. C.; MACHADO, E. L. M.; HIGUCHI, P.; APPOLINÁRIO, V.; CASTRO, G. C.; SILVA, A. C.; SANTOS, R. M.; BORGES, L. F.; CORREA, B. S.; ALVES, J. M. Dinâmica da Comunidade e Populações Arbóreas da Borda e Interior e um Remanescente Florestal da Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um Intervalo de Cinco Anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 1, p. 149-161, 2007.

ORELLANA, E.; FIGUEIREDO FILHO, A.; NETTO, S. P.; DIAS, A. N. Modelagem Da Distribuição Diamétrica De Espécies Florestais Em Um Fragmento De Floresta Ombrófila Mista. **Revista Árvore**, **Viçosa**, v. 38, n. 2, p. 297-308, 2014.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; DE MARCO JUNIOR, P. **Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes?** In: ROCHA, C. F. D. H. et al. (Orgs.). *Biologia da conservação: essências*. São Paulo: Rima, p. 281-316, 2006.

PAULA M. D.; COSTA, C. P. A.; TABARELLI, M. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Tropical Conservation Science**, v. 4, p. 349–358, 2011.

PIZATTO, W. **Avaliação biométrica da estrutura e da dinâmica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João do Triunfo – PR: 1995 a 1998**. 172f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Setor de Ciências Agrárias – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1999.

PUTZ, S.; GROENEVELDA, J. ALVES, L. F.; METZGER, J. P.; HUTHA, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 1986–1997, 2011.

REYS, P.; CAMARGO, M. G. G.; GROMBONE-GUARATINI, M. T.; TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A.; MORELLATO, L. P. C. Estrutura e composição florística de um Cerrado sensu stricto e sua importância para propostas de restauração ecológica. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 3, p. 449-464, 2013.

RIBEIRO, G. H. P. M.; FELFILI, J. M. Regeneração natural em diferentes ambientes na Mata de Galeria Capetinga, na Fazenda Água Limpa–DF. **Cerne**, Lavras, v.15, n.1, p.1-9, 2009.

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

RIBEIRO, T. M.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V.; POLISEL, R. T.; SANTOS, R. L. R. Fitossociologia de uma floresta secundária com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Bananal, Bananal-SP. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 2, p. 159-172, 2013.

RIGUEIRA, D. M. G.; MOLINARI, A. L. M.; MARIANO, D. L. S.; REIS, R. M.; PORTUGAL, A. B.; SANTANA, N. de S.; SANTOS, R. A. dos. Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 1, 2012.

RODRIGUES, A.; FACHEL, J. M. G.; PASSUELLO, A. C. Estatística Espacial e Análise de Cluster em Dados de Desastres Naturais: Mapeamento das Inundações no Rio Grande do Sul entre 2003 e 2009. **Revista Iniciação Científica**, Criciúma, v. 10, n. 1, 2012.

SAMPAIO, R. C. N. **Efeito de borda em um fragmento de floresta estacional semidecidual no interior do Estado de São Paulo**. 95 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2011.

SANTOS, G. C.; JARDIM, M.A.G. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, Manaus, v.36, n.4, p.437-446, 2006.

SANTOS, J. H. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SOUZA, A. L.; SANTOS, E. S.; MEUNIER, I. M. J. Distinção de grupos ecológicos de espécies florestais por meio de técnicas multivariadas. **Revista Árvore** v. 28, p. 387-396, 2004.

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

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no sul do Paraná**. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

SCHEEREN, L. W.; GEHRARDT, E. J.; FINGER, C. A. G.; LONGHI, S. J.; SCHNEIDER, P. R. Agrupamento De Unidades Amostras De *Araucaria Angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Em Função de Variáveis do Solo, da Serapilheira e das Acículas, na Região de Canela, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 39-57, 2000.

SILVA, M. A. M. **Efeito de borda na estrutura e dinâmica de um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil**. 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

SILVA, G. de S. da; LIMA, C. S. de; SILVA, C. S. S. da; FORNECK, E. D. Levantamento Fitossociológico do Estrato Arbustivo Regenerante em Silvicultura de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze na Floresta Estacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 6, n. 2, p. 113-127, 2012.

SILVESTRE, R. **Comparação da florística, estrutura e padrão espacial em três fragmentos de floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná**. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2009.

TABARELLI, M.; LOPES, FREITAS, A. V.; PERES, C. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, Lawrence-KS, v. 40, p. 657-661, 2008.

VIEIRA, R.; FINN, J. T.; BRADLEY, B. A. How does the landscape context of occurrence data influence models of invasion risk? A comparison of independent datasets in Massachusetts, USA. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1601-1612, 2014.

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 6, n. 1, p. 160-170, 1998.

WATLING, J. I.; ORROCK, J. L. Measuring edge contrast using biotic criteria helps define edge effects on the density of an invasive plant. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 69-78, 2010.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 78, n. 2, p. 356-373, 1990. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2261117?seq=4>>. Acesso em 30/10/14.

## 6 CAPÍTULO VI: CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após analisar todos os dados sobre a distribuição e estrutura dos fragmentos florestais, quando a sua inserção na paisagem da sub-bacia do Alto Iguaçu, foi possível concluir que:

- Ao contrário do esperado, há uma grande proporção de floresta remanescente na sub-bacia do Alto Iguaçu;
- Por outro lado, essa paisagem é altamente fragmentada, o que pode provocar diversos problemas na estrutura dos remanescentes, além de comprometer a sua conservação;
- Em contrapartida existem poucos fragmentos bem preservados, no geral correspondentes às áreas de Unidades de Conservação, principalmente nas encostas da Serra do Mar;
- Quanto ao efeito de borda, observou-se que ele se comporta de forma distinta nas duas parcelas estudadas, apesar das mesmas se encontrarem muito próximas;
- Entretanto, pode-se estimar que para a estação experimental de São João do Triunfo, o efeito de borda influencia a distribuição e abundância de indivíduos até cerca de 30 ou 35 metros, valor inferior aos 50 metros que geralmente são utilizados como padrão;

Da mesma forma, algumas recomendações podem ser feitas para estudos futuros:

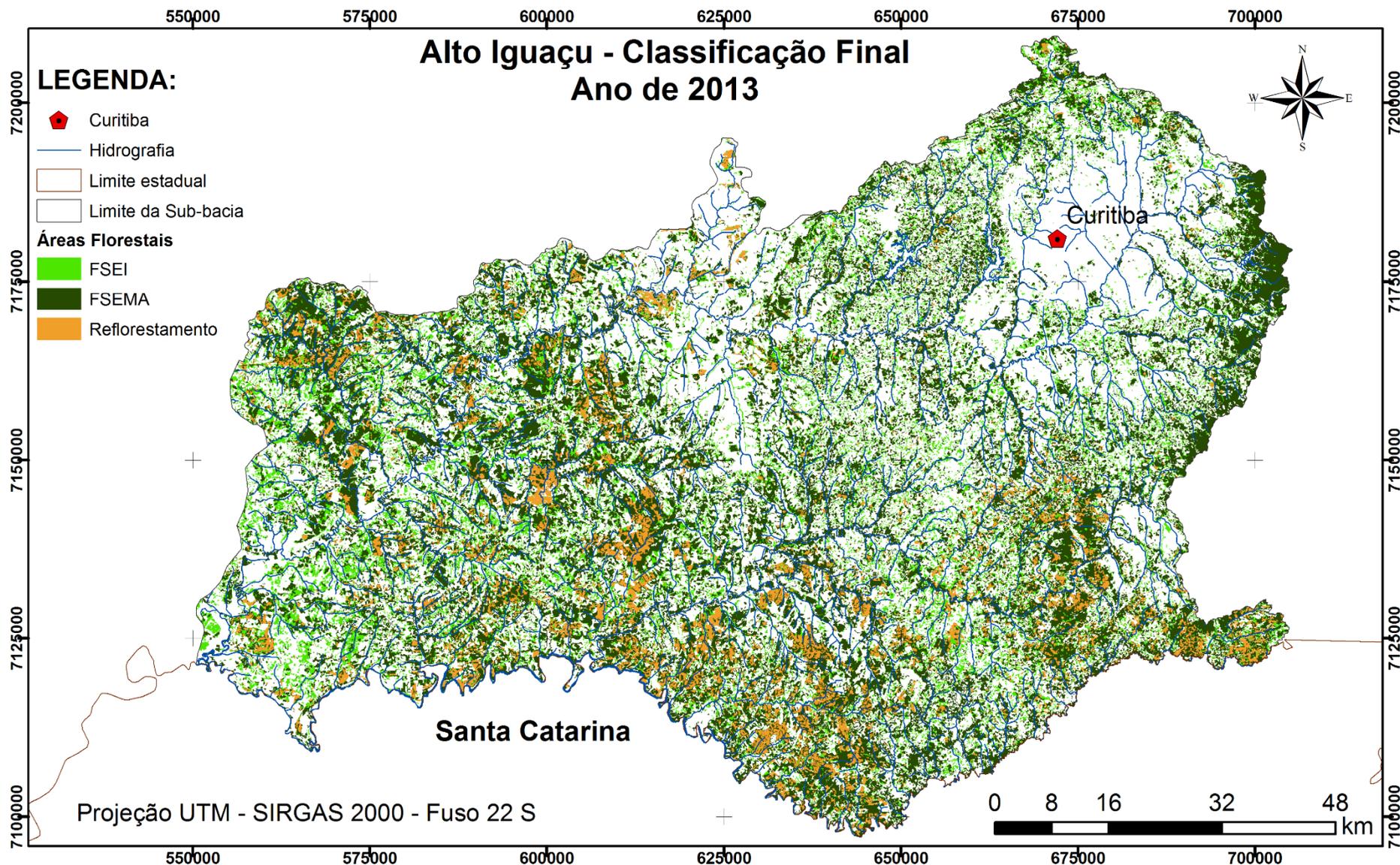
- Continuar monitorando a vegetação nativa da sub-bacia em estudo, a fim de observar possíveis alterações significativas nela, no sentido que os fragmentos encontrados estão sob forte pressão humana e carecem de ser preservados;
- Para melhor entender os efeitos de borda sobre a floresta, sugere-se a realização de novos estudos em área maior, ou com bordas mais acentuadas, além de incluir nas análises os indivíduos da regeneração natural;
- Sugere-se também analisar de forma mais clara o efeito de outros fatores, como inclinação solar, altitude, características dos solos (tipo, geomorfia, idade, saturação de elementos, grau de hidromorfismo) e matriz circundante, a fim de

identificar se há ou não, e de que forma, influência destes sobre os padrões do efeito de borda.

- Avaliar quais espécies podem ser favorecidas pelo efeito de borda.

**APÊNDICES**

APÊNDICE 1 - CLASSIFICAÇÃO DAS ÁREAS FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU SOBREPOSTA À HIDROGRAFIA....	195
APÊNDICE 2 - ESPÉCIES ENCONTRADAS NAS PARCELAS FOGO E IMBUIA, DURANTE O PERÍODO DE 1995 ATÉ 2013, NA FAZENDA EXPERIMENTAL DE SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR.....	196



APÊNDICE 1 - CLASSIFICAÇÃO DAS ÁREAS FLORESTAIS DA SUB-BACIA ALTO IGUAÇU SOBREPOSTA À HIDROGRAFIA.  
FONTE: A autora (2015).

APÊNDICE 2 - ESPÉCIES ENCONTRADAS NAS PARCELAS FOGO E IMBUIA, DURANTE O PERÍODO DE 1995 ATÉ 2013, NA FAZENDA EXPERIMENTAL DE SÃO JOÃO DO TRIUNFO, PR

Nome Popular	Nome Científico	Família	GS
Bugreiro	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	ANACARDIACEAE	SI
Bugreirinho	<i>Lithraea molleoides</i> Engl.	ANACARDIACEAE	SI
Aroeira	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	ANACARDIACEAE	P
Ariticum	<i>Annona</i> sp.	ANNONACEAE	*
Caúna	<i>Ilex brevicuspis</i> Reiseek	AQUIFOLIACEAE	ST/CL
Erva-mate	<i>Ilex paraguariensis</i> A. St.-Hil.	AQUIFOLIACEAE	ST/CL
Orelha-de-mico	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	AQUIFOLIACEAE	ST/CL
Pinheiro-do-Paraná	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	ARAUCARIACEAE	ST/CL
Jerivá	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	ARECACEAE	ST/CL
Cambará	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	ASTERACEAE	P
Vassourão branco	<i>Piptocarpha angustifolia</i> Dusén ex. Malme	ASTERACEAE	P
Vassourão-graúdo	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less) Baker.	ASTERACEAE	P
Vassourão-preto	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	ASTERACEAE	P
Caroba	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	BIGNONIACEAE	SI
Pimenteira	<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	CANELACEAE	ST/CL
Espinheira-santa	<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. Ex. Reissek	CELASTRACEAE	ST/CL
Espinheira	<i>Maytenus</i> sp.	CELASTRACEAE	*
Carne-de-vaca	<i>Clethra scabra</i> Pers.	CLETHRACEAE	P
Sapopema	<i>Sloanea lasiocoma</i> K. Schum.	ELAEOCARPACEAE	ST/CL
Cocão	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	ERYTHROXYLACEAE	ST/CL
Leiteiro	<i>Sapium glandulatum</i> (Vell.) Pax	EUPHORBIACEAE	SI
Branquilha	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	EUPHORBIACEAE	ST/CL
Branquilha	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	EUPHORBIACEAE	SI
Ingá	<i>Inga</i> sp.	FABACEAE	*
*	<i>Lonchocarpus</i> sp.	FABACEAE	*
Sapuva	<i>Machaerium</i> sp.	FABACEAE	*
Sapuvinha	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	FABACEAE	ST/CL
Bracatinga	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	FABACEAE	P
Gaioleira	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	LAMIACEAE	P
Tarumã	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	LAMIACEAE	ST/CL
Pau-alho	<i>Cinnamomum vesiculosum</i> (Ness) Kosterm.	LAURACEAE	SI
Canela-amarela	<i>Nectandra grandiflora</i> Ness & C. Mart. ex Ness	LAURACEAE	ST/CL
Canela-amarela	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	LAURACEAE	ST/CL
Canela-preta	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	LAURACEAE	ST/CL
Canela Imbuia	<i>Nectandra</i> sp.	LAURACEAE	ST/CL
Imbuia	<i>Ocotea porosa</i> (Nees & Mart.) Barroso	LAURACEAE	ST/CL
Canela-guaicá	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	LAURACEAE	SI
Canela-lageana	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	LAURACEAE	ST/CL
Canela	<i>Ocotea</i> sp.	LAURACEAE	ST/CL
Açoita-cavalo	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	MALVACEAE	SI

Continua

## Continuação e conclusão

Nome Popular	Nome Científico	Família	GS
Cedro	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	MELIACEAE	SI
Pau-de-ervilha	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	MELIACEAE	ST/CL
Murteira	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	MYRTACEAE	ST/CL
Sete-capotes	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	MYRTACEAE	ST/CL
Guabiroba	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O. Berg	MYRTACEAE	ST/CL
Guamirim-vermelho	<i>Eugenia handroana</i> D. Legrand	MYRTACEAE	ST/CL
Cerejeira	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	MYRTACEAE	ST/CL
Pitanga	<i>Eugenia uniflora</i> L.	MYRTACEAE	ST/CL
Guamirim-branco	<i>Myrceugenia euosma</i> (O. Berg) D. Legrand	MYRTACEAE	ST/CL
Guamirim-chorão	<i>Myrcia rostrata</i> DC.	MYRTACEAE	SI
Guamirim II	<i>Myrcia</i> sp.	MYRTACEAE	ST/CL
Araçá	<i>Psidium</i> sp.	MYRTACEAE	ST/CL
Embira-do-mato	*	*	*
Capororoquina	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. Spreng.	PRIMULACEAE	P
Capororocão	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	PRIMULACEAE	SI
Carvalho	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotz.	PROTEACEAE	SI
Uva-do-japão	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	RHAMNACEAE	ST/CL
Pessegueiro-bravo	<i>Prunus brasiliensis</i> (Cham. & Schltld.) D. Dietr.	ROSACEAE	SI
Juvevê-branco	<i>Zanthoxylum kleinii</i> (R. S. Cowan) P.G. Waterman	RUTACEAE	ST/CL
Mamica-de-cadela	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	RUTACEAE	ST/CL
Guaçatunga	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	SALICACEAE	ST/CL
Guaçatunga-vermelha	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	SALICACEAE	ST/CL
Sucará	<i>Xylosma pseudosalzmanii</i> Sleumer	SALICACEAE	ST/CL
Chal-chal	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SAPINDACEAE	ST/CL
Cuvatã	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SAPINDACEAE	ST/CL
Miguel-pintado	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	SAPINDACEAE	ST/CL
Tabaco	<i>Solanum erianthum</i> D. Don.	SOLANACEAE	P
*	<i>Solanum</i> sp.	SOLANACEAE	*
Pau-de-remo	<i>Styrax leprosus</i> Hook. & Arn.	STYRACACEAE	SI
Pau-de-anta	<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. Ex. Miq.	SYMPLOCACEAE	SI
Maria-mole miúda	<i>Symplocos</i> sp.	SYMPLOCACEAE	*
Cataia	<i>Drimys brasiliensis</i> Miers.	WINTERACEAE	ST/CL

Em que: GS = grupo sucessional, conforme Leitão Filho (1993). P = Pioneira; CL = Clímax; SI = Secundária Inicial; ST = Secundária Tardia. Campos com \* significa que a informação não foi possível de obter