

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANA PAULA MARQUES MARTINS

MUDANÇA DA COBERTURA E DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR E SUAS IMPLICAÇÕES NOS ESTOQUES DE
VOLUME, BIOMASSA E CARBONO

CURITIBA

2020

ANA PAULA MARQUES MARTINS

MUDANÇA DA COBERTURA E DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR E SUAS IMPLICAÇÕES NOS ESTOQUES DE
VOLUME, BIOMASSA E CARBONO

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta
Coorientador: Prof(a). Dr(a). Ana Paula Dalla Corte
Prof. Dr. Jaime Wojciechowski
Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado

CURITIBA

2020

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Martins, Ana Paula Marques

Mudança da cobertura e da fragmentação florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu - PR e suas implicações nos estoques de volume, biomassa e carbono. - Curitiba, 2020.

204 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta

Coorientadores: Profa. Dra. Ana Paula Dalla Corte

Prof. Dr. Jaime Wojciechowski

Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 18/02/2020. Área de concentração: Manejo Florestal.

1. Bacias hidrográficas - Paraná. 2. Iguaçu, Rio (PR). 3. Mata Atlântica. 4. Mudanças paisagísticas. 5. Biomassa. 6. Carbono. 7. Teses. I. Sanquetta, Carlos Roberto. II. Dalla Corte, Ana Paula. III. Wojciechowski, Jaime. IV. Machado, Sebastião do Amaral. V. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. VI. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.116(816.2)

Bibliotecária: Berenice Rodrigues Ferreira – CRB 9/1160



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
FLORESTAL - 40001016015P0

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **ANA PAULA MARQUES MARTINS** intitulada: **MUDANÇA DA COBERTURA E DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR E SUAS IMPLICAÇÕES NOS ESTOQUES DE VOLUME, BIOMASSA E CARBONO**, sob orientação do Prof. Dr. CARLOS ROBERTO SANQUETTA, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 18 de Fevereiro de 2020.

CARLOS ROBERTO SANQUETTA
Presidente da Banca Examinadora



RODRIGO DE CAMPOS MACEDO
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ -UFPR)

LUCIANO FARINHA WATZLAWICK
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE)

ALEXANDRE BEHLING
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

VAGNER ALEX PESCK
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CENTRO-OESTE)

BIOGRAFIA DO AUTOR

ANA PAULA MARQUES MARTINS, filha de Cleirto Marques Martins e Neli Fátima Marques Martins, nasceu no dia 25 de fevereiro de 1990 em Dois Vizinhos, Estado do Paraná. Concluiu o 1º grau no ano de 2004 e o 2º grau em 2007, ambos no Colégio Estadual de Dois Vizinhos.

Em 2008 ingressou no curso de Engenharia Florestal da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) fazendo parte da primeira turma do curso, concluiu a graduação em 2013. Durante o curso foi bolsista de Iniciação Científica e do Programa de Monitoria da UTFPR, prestando monitoria da disciplina de Estatística Básica.

Em 2014 iniciou o Mestrado no Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR) sob orientação do Prof. Dr. Sebastião do Amaral Machado, na linha de pesquisa de Manejo de Florestas Nativas e Plantadas defendendo a dissertação no ano de 2016.

Iniciou o Doutorado em 2016 no Programa de Pós Graduação em Engenharia Florestal da UFPR, área de concentração em Manejo de Florestas Nativas e Plantadas, com a orientação do Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta.

Em 2017 atuou como professora substituta do curso de Engenharia Florestal da UTFPR, no qual ministrou disciplinas por dois semestres, tais como Inventário Florestal, Tratos e Métodos Silviculturais, Silvicultura Avançada e Fundamentos da Engenharia de Segurança do Trabalho.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Professor Doutor Carlos Roberto Sanquetta, pela confiança depositada, pelas oportunidades oferecidas e pela grande contribuição para a minha formação profissional. Também aos meus co-orientadores, Profa. Dra. Ana Paula Dalla Corte, Prof. Sebastião do Amaral Machado e Prof. Dr. Jaime Wojciechowski pelo incentivo e contribuições para a realização desse trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Aos técnicos do Laboratório Biofix – UFPR pelo apoio técnico no desenvolvimento desse trabalho, em especial Ayrton, Isabela, Renan e Maria Emília.

Aos amigos e colegas do Laboratório Biofix - UFPR, pelas conversas e risadas que durante essa etapa da minha vida tornaram os dias mais suaves e divertidos, em especial à Aline, Bruna, Franciel, Verônica, Nathália e Ângela.

Às amigas que Curitiba me deu Viviane, Jéssica e Mariana pelos momentos de descontração, pela paciência e apoio nos momentos difíceis.

À minha família, meu pai Cleirto e minha mãe Neli, meus irmãos Luiz Henrique e Débora, pelo incentivo e amor. Às minhas sobrinhas Lia Marie e Isabel, meus anjos, pelo significado maior de amor e alegria que guia a minha vida.

Ao meu noivo, Douglas, pelo amor, incentivo, paciência e confiança em todos os momentos. Mais uma vez, obrigada por acreditar em mim!

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

“Julgue seu sucesso pelas coisas que você teve que renunciar para conseguir.” (DALAI LAMA)

RESUMO

A Mata Atlântica é reconhecida como uma das maiores e mais importantes florestas tropicais da América do Sul, a qual desempenha papel fundamental na biodiversidade e no ciclo global de carbono, porém, sua cobertura florestal encontra-se extremamente reduzida e fragmentada. Nesse sentido, o presente estudo testa as hipóteses de que a cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu tenha aumentado e que os fragmentos florestais tenham avançado de estágio sucessional no período de 2000 a 2015 devido aos esforços nacionais para a redução do desmatamento da Mata Atlântica. Ademais, acredita-se que a Bacia teve papel de sumidouro de carbono atmosférico. Também existe a hipótese acerca da diminuição da fragmentação da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu no período analisado. O objetivo geral do trabalho foi analisar espacialmente a mudança e a fragmentação da cobertura florestal da área total e de áreas especiais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e suas implicações nos estoques de volume, biomassa e carbono aéreos nos anos 2000 e 2015. O trabalho foi organizado em capítulos com os seguintes objetivos: realizar o levantamento bibliométrico sobre estimativa de biomassa e carbono nos domínios do Bioma Mata Atlântica no Brasil; avaliar a mudança da cobertura florestal da Bacia do Rio Iguaçu e de áreas especiais, como Matas Ciliares, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais em um período de 15 anos; analisar e comparar a fragmentação florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu com a aplicação de métricas de ecologia de paisagem no ano de 2000 e 2015; avaliar a mudança dos estoques de volume, biomassa e carbono florestal da Bacia do Rio Iguaçu e em áreas especiais dessa bacia em 15 anos. Foi realizada a análise temporal da mudança da cobertura florestal na bacia com 10 imagens dos satélites Landsat 7 e Landsat 8 com resolução espacial de 30 m, as quais foram georreferenciadas, passaram pela classificação orientada a objetos (dois níveis de classificação) e reambulação gerando o mapeamento da cobertura vegetal em estágios sucessionais. A estimativa dos estoques de volume, biomassa e carbono foi realizada com o auxílio da ferramenta GEOBIOMASS. Foram contabilizadas 728 referências de dados sobre biomassa e/ou carbono nos domínios da Mata Atlântica publicados em 147 pesquisas. Houve acréscimo de áreas cobertas com floresta nativa e plantada na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu no período analisado. Houve acréscimo de áreas cobertas com floresta nativa e plantada em Matas Ciliares, Unidades de Conservação e em Terras Indígenas na bacia. Houve decréscimo da cobertura florestal nativa e plantada em áreas de Assentamentos Rurais da área de estudo. Houve decréscimo dos estoques de volume de madeira, biomassa aérea acima do solo e carbono aéreo para Floresta Secundária em Estágio Inicial de sucessão, enquanto que, para Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado, houve acréscimo, sendo que, no montante a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu foi sumidouro de carbono atmosférico no período. Matas Ciliares, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais da Bacia do Rio Iguaçu foram sumidouros de carbono atmosférico no período. A fragmentação na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu está em processo decrescente, segundo as métricas de análise da paisagem.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Mudanças Climáticas. Análise da Paisagem. Mata Ciliar. Unidades de Conservação. Terras Indígenas. Assentamentos Rurais.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is recognized as one of the largest and most important tropical forests in South America, which plays a fundamental role in biodiversity and the global carbon cycle, but its forest cover is extremely reduced and fragmented. In this sense, the present study tests the hypotheses that the forest cover of the Iguaçu River Basin has increased and that the forest fragments have advanced from a successional stage from 2000 to 2015. In addition, it is believed that the Basin role of carbon sink atmospheric. It is also expected that the fragmentation of the forest cover of the Iguaçu River Basin will be decreasing. The general objective of this work was to analyze spatially and changes the fragmentation of the forest cover of the total area and special areas of the Iguaçu River Basin and its implications for the volume, biomass and aerial carbon stocks in the years 2000 and 2015. The work was organized in chapters with the objectives: To carry out the bibliometric survey on estimation of biomass and carbon in the domains of the Atlantic Forest Biome in Brazil; to evaluate the change of the forest cover of the Iguaçu River Basin and of special areas, such as Riparian forest, Conservation Units, Indigenous Lands and Rural Settlements in a period of 15 years; analyze and compare the forest fragmentation of the Iguaçu River Basin with the application of landscape ecology metrics in the year 2000 and 2015; to evaluate the changes of the volumes of the volume, biomass and forest carbon of the Iguaçu River Basin and in special areas of this basin in 15 years. A temporal analysis of the forest cover change was carried out in the basin with 10 images of the Landsat 7 and Landsat 8 satellites with resolution 30m, which were georeferenced, passed the object-oriented classification (two levels of classification) and reambulation generating the mapping of the vegetation cover in successional stages. The volume, biomass and carbon stocks were estimated using the GEOBIOMASS tool. A total of 728 data references on biomass and / or carbon were recorded in the Atlantic Forest domains published in 147 surveys. There was addition of areas covered with native forest and forest stand in the basin of the Iguaçu River in the analyzed period. There was addition of areas covered with native forest and reforestation areas in riparian forests, Conservation Units and in Indigenous Lands in the basin. There was a decrease in native and planted forest cover in areas of Rural Settlements of the study area. There was a decrease in stocks of wood volume, above-ground aerial biomass and aerial carbon for Secondary Forest in Initial Succession Stage, while for Secondary Forest in Medium-Advanced Stage there was increase, however, in the amount the Iguaçu River Basin was atmospheric carbon sink in the period. Riparian forest, Conservation Units, Indigenous Lands and Rural Settlements of the Iguaçu River Basin were atmospheric carbon sink during the period. The fragmentation in the Iguaçu River Basin is in a decreasing process according to the landscape analysis metrics.

Keywords: Atlantic forest. Climate changes. Landscape Analysis. Riparian forest. Conservation Units. Indigenous Lands. Rural Settlements.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - ÁREA DE ABRANGÊNCIA DA BACIA DO RIO IGUAÇU NO ESTADO DO PARANÁ.....	20
FIGURA 2 - NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU.	24
FIGURA 3 - FITOFISIONOMIAS DA MATA ATLÂNTICA PRESENTES NA BACIA DO RIO IGUAÇU - PR.....	27
FIGURA 4 - DOMÍNIO DA MATA ATLÂNTICA SEGUNDO O MAPA DA ÁREA DE APLICAÇÃO DA LEI Nº 11.428, DE 2006 – LEI DA MATA ATLÂNTICA ...	32
FIGURA 5. FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA DE LEVANTAMENTO DE DADOS DE BIOMASSA E CARBONO FLORESTAIS NA MATA ATLÂNTICA.....	47
FIGURA 6 - NÚMERO DE PUBLICAÇÕES SOBRE BIOMASSA E CARBONO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA POR DÉCADA.	48
FIGURA 7 - MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS PUBLICAÇÕES REFERENTES À BIOMASSA E CARBONO TOTAIS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA.....	49
FIGURA 8 - ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) DE MATAS CILIARES DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PARANÁ	67
FIGURA 9 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA BACIA DO RIO IGUAÇU – PARANÁ.....	68
FIGURA 10 - ÁREAS INDÍGENAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.	72
FIGURA 11 - ASSENTAMENTOS RURAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	73
FIGURA 12 - COBERTURA FLORESTAL DIAGNOSTICADA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000 COM DETALHE NA ÁREA DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU	74
FIGURA 13 - COBERTURA FLORESTAL DIAGNOSTICADA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015 COM DETALHE NA ÁREA DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU	75
FIGURA 14 - ÁREA REFLORESTADA POR FITOFISIONOMIAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA PRESENTE NA BACIA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000	81
FIGURA 15 - ÁREA REFLORESTADA POR FITOFISIONOMIAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA PRESENTE NA BACIA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015	82

FIGURA 16 - DETECÇÃO DE MUDANÇAS NA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU	85
FIGURA 17 - COBERTURA FLORESTAL DAS ÁREAS DE MATA CILIAR DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000	87
FIGURA 18 - COBERTURA FLORESTAL DAS ÁREAS DE MATA CILIAR DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015	87
FIGURA 19 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM MATA CILIAR (APP) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR	92
FIGURA 20 - COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000.....	94
FIGURA 21 - COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015.....	94
FIGURA 22 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	97
FIGURA 23 - COBERTURA FLORESTAL DE TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR NO ANO DE 2000	99
FIGURA 24 - COBERTURA FLORESTAL DE TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR NO ANO DE 2015	99
FIGURA 25 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	102
FIGURA 26 - COBERTURA DOS ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR DO ANO 2000.....	103
FIGURA 27 - COBERTURA DOS ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR DO ANO 2015.....	103
FIGURA 28 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.....	106
FIGURA 29 - DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL POR CLASSE DE TAMANHO (1, 2, 3, 4) DA BACIA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS-BASE 2000 E 2015.....	119

FIGURA 30 - DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL POR CLASSE DE TAMANHO (5, 6, 7 E 8) DA BACIA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS-BASE 2000 E 2015.....	120
FIGURA 31 - DIFERENÇAS ABSOLUTAS (HA) E RELATIVAS (%) DA ÁREA DE OCUPAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS POR CLASSE DE TAMANHO DA BACIA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015	121
FIGURA 32 - FRAGMENTOS DE FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL (FSEI) E MÉDIO-AVANÇADO (FSEMA) DE REGENERAÇÃO DOS ANOS 2000 (A) E 2015 (B) LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.	122
FIGURA 33 - MÉTRICAS DE ÁREA E DENSIDADE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DE FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL (FSEI) E MÉDIO-AVANÇADO (FSEMA) DE REGENERAÇÃO PARA OS ANOS 2000 E 2015 DA BACIA DO RIO IGUAÇU-PR.....	124
FIGURA 34 - COMPORTAMENTO DO COMPRIMENTO TOTAL DE BORDAS POR CLASSE DE TAMANHO (TE) (M) E DA DENSIDADE DE BORDAS (ED) (M/HA) DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 2000 E 2015.....	126
FIGURA 35 - DIFERENÇAS ABSOLUTAS (KM) E RELATIVAS (%) DO TOTAL DE BORDAS DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS POR CLASSE DE TAMANHO DA BACIA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015	127
FIGURA 36 - INFLUÊNCIA DA FORMA NA PROPORÇÃO DE ÁREA CENTRAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS.	136
FIGURA 37 - DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO AÉREO (T.HA ⁻¹) NA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000....	150
FIGURA 38 - DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO AÉREO (T.HA ⁻¹) NA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2015	151
FIGURA 39 - DIFERENÇAS RELATIVAS DOS ESTOQUES DE VOLUME, BIOMASSA E CARBONO AÉREOS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL (FSEI) E EM ESTÁGIO MÉDIO-AVANÇADO DE REGENERAÇÃO (FSEMA) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU DE 2000 A 2015.....	153

FIGURA 40- CONTRIBUIÇÃO RELATIVA DAS FITOFISIONOMIAS NOS INCREMENTOS ANUAIS DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) E CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR DE 2000 PARA 2015.....	155
FIGURA 41 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) DAS MATAS CILIARES POR ESTÁGIO SUCESSIONAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015.	157
FIGURA 42 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) E CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) EM FLORESTA SECUNDÁRIA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR DE 2000 A 2015.	159
FIGURA 43 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) EM FLORESTA SECUNDÁRIA EM TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS.....	161
FIGURA 44 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) EM FLORESTA SECUDÁRIA DE ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015.....	164

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - ÓRBITA/PONTO E DATA DAS CENAS DO SATÉLITE LANDSAT 7 E LANDSAT 8.....	23
TABELA 2 - REGRAS DE INTERPRETAÇÃO VISUAL DO SEGUNDO NÍVEL DE CLASSIFICAÇÃO DOS POLÍGONOS SEGMENTADOS PARA DIFERENCIAÇÃO DAS CLASSES DE FLORESTA	26
TABELA 3 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA MATRIZ DE CONFUSÃO.....	28
TABELA 4 - ÍNDICE KAPPA E O CORRESPONDENTE DESEMPENHO DA CLASSIFICAÇÃO.....	30
TABELA 5 - MATRIZ DE CONFUSÃO DO SEGUNDO NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETOS DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU PARA O ANO-BASE 2015.....	31
TABELA 6 – NÚMERO (N) E REGISTROS DE BIOMASSA FLORESTAL (T.HA ⁻¹) E CARBONO FLORESTAL (T.HA ⁻¹) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA SEPARADOS POR ESTADO.	50
TABELA 7 - REGISTROS DE BIOMASSA FLORESTAL TOTAL (T.HA ⁻¹) E CARBONO FLORESTAL TOTAL (T.HA ⁻¹) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA SEPARADOS POR FITOFISIONOMIA.....	51
TABELA 8 - REGISTROS DE BIOMASSA FLORESTAL (T.HA ⁻¹) EM REFLORESTAMENTOS DE DIFERENTES ESPÉCIES SITUADOS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA	52
TABELA 9 - REGISTROS DE CARBONO FLORESTAL (T.HA ⁻¹) EM REFLORESTAMENTOS DE DIFERENTES ESPÉCIES SITUADOS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA	52
TABELA 10 - VALORES MÉDIOS E DESVIOS-PADRÃO DE BIOMASSA E CARBONO FLORESTAIS (T.HA ⁻¹) DAS FITOFISIONOMIAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA PRESENTES NA REGIÃO SUL DO BRASIL.....	57
TABELA 11 - CARACTERIZAÇÃO DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	69
TABELA 12 - TERRAS INDÍGENAS LOCALIZADAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.....	71

TABELA 13 - EXTENSÃO DA COBERTURA DO SOLO POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU ENTRE OS ANOS 2000 E 2015.....	78
TABELA 14 - DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM ÁREA DO ANO 2000 PARA O ANO 2015	85
TABELA 15 - DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DAS ÁREAS DE MATA CILIAR POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	88
TABELA 16 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM MATA CILIAR (APP) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	92
TABELA 17 - DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR	96
TABELA 18 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.....	98
TABELA 19 - COBERTURA FLORESTAL DAS TERRAS INDÍGENAS POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	100
TABELA 20 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.....	101
TABELA 21 - COBERTURA FLORESTAL DOS ASSENTAMENTOS RURAIS POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	104
TABELA 22 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.....	105
TABELA 23 - CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS PARA ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU.....	112

TABELA 24 - MÉTRICAS DE PAISAGEM CALCULADAS PARA OS REMANESCENTES FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR.....	113
TABELA 25 - MÉTRICAS DE ÁREA E DE DENSIDADE PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015	115
TABELA 26 - MÉTRICAS DE BORDAS PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015	125
TABELA 27 - MÉTRICAS DE BORDA PARA FRAGMENTOS DE FLORESTA POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E CLASSE DE TAMANHO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA O ANO 2000.....	128
TABELA 28 - MÉTRICAS DE BORDA PARA FRAGMENTOS DE FLORESTA POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E CLASSE DE TAMANHO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA O ANO 2015.....	128
TABELA 29 - MÉTRICAS DE FORMA PARA FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU – PR DOS ANOS 2000 E 2015....	129
TABELA 30 - MÉTRICAS DE FORMA PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015	132
TABELA 31 - MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU PARA OS ANOS DE 2000 E 2015.	133
TABELA 32 - MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL PARA OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR POR ESTÁGIO DE SUCESSÃO EM 2000 E 2015.	135
TABELA 33 - DISTÂNCIA MÉDIA DO VIZINHO MAIS PRÓXIMO (NNDIST _{MÉDIO}) E GRAU DE ISOLAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR EM 2000 E EM 2015	137
TABELA 34 - VALORES PADRÕES DE VOLUME LENHOSO (V) (M ³ .HA ⁻¹), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) (T.HA ⁻¹) E CARBONO DA BIOMASSA (C) (T.HA ⁻¹) POR FITOFISIONOMIA E ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DE FLORESTAS NATIVAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA	143

TABELA 35 - ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) DE REMANESCENTES FLORESTAIS POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR EM 2000 E 2015.....	149
TABELA 36- INCREMENTOS ANUAIS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) E CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR DE 2000 A 2015.....	154
TABELA 37 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM MATA CILIAR NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015.....	156
TABELA 38 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015....	158
TABELA 39 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM TERRAS INDÍGENAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR DE 2000 A 2015.....	160
TABELA 40 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM ASSENTAMENTOS RURAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015....	163
TABELA 41. ESTOQUE DE DIOXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) EM 2015 E REMOÇÃO DE CO ₂ EQ DE 2000 A 2015 DE ÁREAS ESPECIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA (BH) DO RIO IGUAÇU - PR.....	166
TABELA 42 - ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E	

CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) POR CLASSE DE TAMANHO DE FRAGMENTO FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000 E EM 2015.....	168
TABELA 43 – ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO ₂ EQ) EM ÁREA CENTRAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000 E EM 2015.....	169

LISTA DE SIGLAS

AGB	- Biomassa Aérea Acima do Solo
APA	- Área de Proteção Ambiental
APP	- Áreas de Preservação Permanente
ARIE	- Área de relevante interesse ecológico
C	- Carbono da biomassa florestal aérea acima do solo
CA	- Área da Classe
CAI	- Índice da Área Central
CAR	- Cadastro Ambiental Rural
CO ₂	- Dióxido de Carbono
CO ₂ eq	- Dióxido de Carbono Equivalente
ED	- Densidade de bordas
FES	- Floresta Estacional Semidecidual
FOD	- Floresta Ombrófila Densa
FOM	- Floresta Ombrófila Mista
FRACT	- Dimensão Fractal da mancha média
FSEI	- Floresta Secundária em Estágio Inicial
FSEMA	- Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado
FUNAI	- Fundação Nacional do Índio
GEEs	- Gases de Efeito Estufa
IFN	- Inventário Florestal Nacional
INCRA	- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
L7	- Landsat 7
L8	- Landsat 8
MPAR	- Média da Relação Perímetro/Área
MPE	- Tamanho Médio de bordas
MPS	- Tamanho médio
MSI	- Índice de forma médio
NCA	- Fragmentos com Áreas Centrais
NNDist	- Vizinho mais próximo
NP	- Número de Fragmentos
PAs	- Projetos de Assentamento
PDAS	- Projeto Descentralizado de Assentamento Sustentável

PI	- Proteção Integral
PNRA	- Programa Nacional de Reforma Agrária
PSSD	- Desvio padrão do tamanho
RPPN	- Reserva Particular do Patrimônio Natural
SAD - 69	- South American Datum de 1969
SEDEST	- Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo
SISLEG	- Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Legal
SNUC	- Sistema Nacional de Unidades de Conservação
TCCA	- Área Total da Classe
TE	- Total de Bordas
UC	- Unidades de Conservação
UNFCCC	- Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima
US	- Uso Sustentável
UTM	- Universal Transversa de Mercator
V	- Volume Lenhoso

SUMÁRIO

CAPÍTULO I: ASPECTOS GERAIS.....	16
1 INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1 HIPÓTESES	17
1.2 OBJETIVOS	17
1.2.1 Objetivo geral	17
1.2.2 Objetivos específicos.....	18
1.3 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO.....	18
1.4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS.....	19
2 MAPEAMENTO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU.....	21
2.1 PRODUTOS CARTOGRÁFICOS E IMAGENS	21
2.2 PROCESSAMENTO DE DADOS.....	23
2.2.1 Identificação e Mapeamento das fitofisionomias da Mata Atlântica	27
2.3 EXATIDÃO TEMÁTICA DO MAPEAMENTO.....	28
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	32
3.1 O BIOMA MATA ATLÂNTICA	32
3.2 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E O CARBONO.....	36
3.3 GEOTECNOLOGIAS E ESTUDOS DA VEGETAÇÃO	39
3.4 ECOLOGIA DE PAISAGEM.....	41
CAPÍTULO II: ESTADO DA ARTE SOBRE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA E CARBONO NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA.....	44
4 INTRODUÇÃO	45
5 METODOLOGIA.....	46
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
6.1 LITERATURA SOBRE O TEMA POR REGIÕES DO BRASIL	56
6.1.1 Região Sul	56
6.1.2 Região Sudeste	57
6.1.3 Região Nordeste	58
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	59
CAPÍTULO III: MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 15 ANOS.....	60
8 INTRODUÇÃO	61

9 MATERIAL E MÉTODOS	63
9.1 ÁREA TOTAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU.....	63
9.1.1 Detecção de mudanças na cobertura florestal.....	63
9.2 ÁREAS ESPECIAIS	65
9.2.1 Área de Preservação Permanente – Mata Ciliar	66
9.2.2 Unidades de Conservação.....	68
9.2.3 Terras Indígenas	70
9.2.4 Assentamentos Rurais	72
10 RESULTADOS E DISCUSSÃO	74
10.1 MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL – ÁREA TOTAL.....	74
10.1.1 Detecção de mudanças na cobertura florestal – Área Total	84
10.2 DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL – ÁREAS ESPECIAIS	86
10.2.1 Área de Preservação Permanente – Mata Ciliar	86
10.2.2 Unidades de Conservação.....	93
10.2.3 Terras Indígenas	98
10.2.4 Assentamentos Rurais.....	102
11 CONCLUSÃO.....	108
CAPÍTULO IV: MUDANÇA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BACIA	
HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU DE 2000 A 2015.....	109
12 INTRODUÇÃO	110
13 MATERIAL E MÉTODOS	112
13.1 PROCESSAMENTO DOS DADOS	112
13.2 MÉTRICAS DE ECOLOGIA DE PAISAGEM	113
14 RESULTADOS E DISCUSSÃO	115
14.1 ÁREA E DENSIDADE DE FRAGMENTOS FLORESTAIS.....	115
14.1.1 Floresta Total.....	115
14.1.2 Floresta por Estágio de sucessão	122
14.2 MÉTRICAS DE BORDA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS.....	124
14.2.1 Floresta Total.....	124
14.2.2 Floresta por Estágio de sucessão	127
14.3 MÉTRICAS DE FORMA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS	129
14.3.1 Floresta Total.....	129
14.3.2 Floresta por Estágio de sucessão	132
14.4 MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS	133

14.4.1 Floresta Total.....	133
14.4.2 Floresta por Estágio de sucessão	134
14.5 MÉTRICAS DE VIZINHANÇA ENTRE FRAGMENTOS FLORESTAIS.....	137
15 CONCLUSÃO.....	139
CAPÍTULO V: MUDANÇA DO VOLUME, BIOMASSA E CARBONO AÉREO NA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 15 ANOS.....	140
16 INTRODUÇÃO	141
17 MATERIAL E MÉTODOS.....	143
17.1 VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS	144
18 RESULTADOS E DISCUSSÃO	146
18.1 VALORES PADRÃO	146
18.2 ESTOQUES DE VOLUME, BIOMASSA E CARBONO.....	148
18.2.1 Validação das Estimativas	148
18.2.2 Área Total.....	149
18.2.3 Áreas Especiais.....	155
18.2.3.1 Área de Preservação Permanente - Mata Ciliar.....	155
18.2.3.2 Unidades de Conservação	158
18.2.3.3 Terras Indígenas	160
18.2.3.4 Assentamentos Rurais	162
18.2.3.5 Estoque e Remoção de CO ₂ eq da cobertura florestal das Áreas Especiais	165
18.2.4 Fragmentação Florestal e os estoques de V, AGB e C.....	167
19 CONCLUSÃO.....	171
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	172
RECOMENDAÇÕES.....	174
REFERÊNCIAS	175
APÊNDICE 1 – REFERÊNCIAS CONSULTADAS NO LEVANTAMENTO BIBLIOMÉTRICO	190
APÊNDICE 2 – TUTORIAL DE USO DA FERRAMENTA GEOBIOMASS PARA ARCGIS 10.X.....	198

CAPÍTULO I: ASPECTOS GERAIS

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica é reconhecida internacionalmente como uma das maiores e mais importantes florestas tropicais da América do Sul. Esse bioma é constituído por um conjunto de formações florestais e ecossistemas associados como as restingas, manguezais e campos de altitude. Ocupava originalmente cerca de 1.300.000 km² distribuído por 17 Estados brasileiros, os quais basicamente acompanham a costa oceânica (BRASIL, 2019). Dado que o processo de desenvolvimento do Brasil também acompanhou a faixa litorânea, naturalmente, esse foi o bioma mais devastado da Federação. Desse modo, a cobertura florestal desse bioma encontra-se atualmente extremamente reduzida e fragmentada, sendo que, segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em 2014 restavam apenas 8,5% de fragmentos florestais da Mata Atlântica maiores que 100 ha (INPE, 2014).

Ainda que muito devastada, a Mata Atlântica é detentora de riqueza biológica mais expressiva que de alguns continentes como um todo, o que a torna altamente prioritária para a conservação da biodiversidade mundial. Visto que, as florestas tropicais são as maiores estocadoras de carbono dentre os ecossistemas florestais, a importância da Mata Atlântica vai além da biodiversidade, pois a mesma exerce importante função no ciclo de carbono e, conseqüentemente, nos impactos das mudanças climáticas globais.

A fragmentação florestal leva a mudanças no microclima e outras características do habitat, como perda de indivíduos reprodutivos da população, modificando ou eliminando relações ecológicas, podendo levar a extinção de populações. Desse modo, a conservação da conectividade dos fragmentos florestais é uma das formas mais eficazes de mitigar esses problemas ecológicos com a perda de biodiversidade.

Assim, avaliar o avanço ou retração da cobertura florestal em função de processos de recuperação ou desmatamento, proporciona além da compreensão dos processos e tendências da fragmentação florestal, possibilita a percepção da dinâmica entre fontes e sumidouros do carbono atmosférico. Essas informações servem como subsídio para a tomada de decisões quanto ao manejo dos remanescentes florestais, assim como, podem orientar políticas públicas quanto à conservação de biomas, como a Mata Atlântica.

Tendo em vista a grande extensão da Mata Atlântica, a análise de porções territoriais menores pode fornecer informações com maior riqueza de detalhes e mais adequadas a cada região. A Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu está sob os domínios do Bioma Mata Atlântica e

ocupa cerca de 30% do Estado do Paraná e 10% de toda a Região Sul; portanto, essa bacia é uma importante porção desse Bioma no Brasil (PARANÁ, 2010).

As geotecnologias vêm se mostrando grandes aliadas aos levantamentos da cobertura florestal no mundo, pois permitem, além de análises por unidade de área, também a investigação remota de grandes extensões territoriais. Dessa forma, contribuem para a redução de tempo e custos na obtenção de respostas sobre a situação da cobertura florestal.

Portanto, o acompanhamento da dinâmica da cobertura florestal de grandes áreas, com o uso de geotecnologias, fornece informações valiosas quanto à qualidade ambiental dos biomas brasileiros. Estudos dessa natureza são de fundamental importância para a compreensão do papel dessas florestas no balanço global de carbono, e consequentemente no tocante as políticas relacionadas às mudanças climáticas no mundo.

1.1 HIPÓTESES

- O presente estudo testa a hipótese de que a cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu sofreu mudanças, seja em expansão ou retração, de 2000 para 2015. Além disso, acredita-se na alteração de estágio sucessional e da taxa de fragmentação florestal da bacia. Outra hipótese testada é que as mudanças na cobertura florestal dessa bacia afetam os estoques de volume, biomassa e carbono no período analisado.
- Testa-se a hipótese de mudança na cobertura florestal de áreas especiais, como áreas de preservação permanente de recursos hídricos, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais, de 2000 para 2015. Também se avalia a hipótese que o comportamento de retração ou expansão da cobertura florestal seja diferente dependendo do objetivo principal de uso e ocupação da terra da categoria de área especial.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Analisar espacialmente a mudança e a fragmentação da cobertura florestal da área total e de áreas especiais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e suas implicações nos estoques de volume, biomassa e carbono aéreos nos anos 2000 e 2015.

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar o levantamento bibliométrico sobre estimativa de biomassa e carbono nos domínios do Bioma Mata Atlântica no Brasil.
- Avaliar a mudança da cobertura florestal da Bacia do Rio Iguaçu e de categorias de áreas prioritárias à conservação, tais como Matas Ciliares, Unidades de Conservação e Terras Indígenas, além de territórios de Assentamentos Rurais em um período de 15 anos.
- Analisar e comparar a fragmentação florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu com a aplicação de métricas de ecologia de paisagem nos anos de 2000 e de 2015.
- Avaliar a mudança dos estoques do volume, biomassa e carbono florestal da Bacia do Rio Iguaçu e em áreas especiais dessa bacia em um período de 15 anos.

1.3 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Para atender aos objetivos acima expostos, a presente tese foi organizada em cinco capítulos, os quais serão elucidados a seguir:

1 - ASPECTOS GERAIS: este capítulo têm a introdução geral à temática da tese; explanados os objetivos; apresentada a área de estudos; a metodologia geral para a confecção dos produtos de geoprocessamento e sensoriamento remoto utilizados como base para as análises nos demais capítulos; além do levantamento de referencial teórico sobre temas gerais explorados na tese.

2 – ESTADO DA ARTE DE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA E CARBONO NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA: este capítulo conta com uma introdução geral sobre o tema; uma seção sobre a metodologia focando no levantamento bibliométrico; uma seção com a literatura sobre o tema a respeito do Brasil e dividido por regiões brasileiras; além, de uma seção com as considerações finais.

3 – MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 15 ANOS: neste capítulo é apresentada a análise espacial da mudança da cobertura florestal da Bacia do Rio Iguaçu por estágio sucessional e fitofisionomia, em área total e por categorias de áreas especiais, para os anos-base 2000 e 2015.

4 – MUDANÇA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000 e 2015: neste capítulo foram aplicadas

métricas de ecologia da paisagem para a análise da fragmentação florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu para os anos de 2000 e 2015.

5 – MUDANÇA DO VOLUME, BIOMASSA E CARBONO AÉREO NA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 15 ANOS: neste capítulo tem-se a estimativa dos estoques do volume total, biomassa aérea acima do solo e carbono aéreo da cobertura florestal da Bacia do Rio Iguaçu por estágio sucessional e por fitofisionomia, em área total e por categorias de áreas especiais, para os anos-base 2000 e 2015, assim como, analisada a mudança dessas variáveis nesse período.

1.4 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDOS

O Rio Iguaçu é o maior rio do Estado do Paraná e tem origem na borda ocidental da Serra do Mar, percorrendo cerca de 1.320 km cruzando os três planaltos paranaenses até desaguar no Rio Paraná (PARANÁ, 2010). Sua bacia localiza-se na porção sul do Estado do Paraná e na porção norte do Estado de Santa Catarina, entre as latitudes 25°05'00"S e 26°45'00"S e as longitudes 48°57'00"W e 54°50'00"W (MERENDA, 2004). Cobre uma área de aproximadamente 70.800 km² sendo que deste total, 79% pertence ao Estado do Paraná, 19% ao Estado de Santa Catarina e 2% à Argentina (PARANÁ, 2010). Ocupa cerca de 28% da área total do Estado do Paraná (54.800 Km² aproximadamente), e sua população é estimada em 4,5 milhões de habitantes (PARANÁ, 2010). No presente trabalho apenas a porção paranaense foi utilizada (FIGURA 1).

além da Floresta Ombrófila Densa e os Campos das regiões dos planaltos e serras desses dois Estados.

A Bacia do Rio Iguaçu é subdividida em três regiões, segundo a formação geológica do Estado do Paraná: o alto Iguaçu, região do Primeiro Planalto; o médio Iguaçu, região do Segundo Planalto; e o baixo Iguaçu, região do Terceiro Planalto (BAUMGARTNER et al., 2012).

De acordo com Merenda (2004), o substrato da Bacia do Rio Iguaçu é constituído por rochas cristalinas do Pré-Cambriano Inferior e Superior, que ocupam a área Metropolitana de Curitiba e equivalem em quase sua totalidade à área do Primeiro Planalto; rochas sedimentares paleozóicas da Bacia do Paraná, abrangendo o Segundo Planalto e a parte alta da Bacia do Iguaçu; e rochas vulcânicas mesozóicas da Formação Serra Geral, que ocupam o Terceiro Planalto. Na área da Bacia do Rio Iguaçu são encontrados sete aquíferos principais, o cárstico (Grupo Açungui), o aquífero fraturado associado às rochas pré-cambrianas, os aquíferos relacionados às rochas sedimentares do Paleozóico Inferior, Médio e Superior, o aquífero da Formação Botucatu e o aquífero fraturado da Formação Serra Geral (MERENDA, 2004).

Devido à grande extensão territorial da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, a mesma abriga diversos tipos de solo, tais como, predominantemente Nitossolos e Latossolos na região oeste; na região central Latossolos, Neossolos e Cambissolos; e na porção leste, Cambissolos, Argissolos e Neossolos, dentre outros (EMBRAPA, 2012).

2 MAPEAMENTO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU

O material e os métodos base para a determinação da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, relacionados ao geoprocessamento e sensoriamento remoto utilizados nos capítulos subsequentes da presente tese, são descritos a seguir.

2.1 PRODUTOS CARTOGRÁFICOS E IMAGENS

Para o mapeamento da cobertura florestal e estágios sucessionais da Bacia do Rio Iguaçu foram utilizados mapas temáticos do Estado do Paraná disponibilizados pelo Instituto de Terras e Cartografia e Geociência – ITCG e pela Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias – EMBRAPA, dentre outras entidades, conforme a seguinte caracterização:

- Arquivo vetorial – Formato *Shapefile* – da hidrografia do Paraná. Material vetorizado com base nas Cartas Topográficas na escala de 1:250.000. Fonte: IPARDES.
- Arquivo Vetorial – Formato *Shapefile* - Mapa da Divisão Política Administrativa do Paraná do ano de 2014. Fonte: ITCG.
- Arquivo Vetorial – formato *Shapefile* – Mapa de Rodovias do Paraná. Fonte: IBAMA, Sistema Compartilhado de Informações Ambientais.
- Arquivo Vetorial – formato *Shapefile* – Mapa da Distribuição das Fitofisionomias mais representativas do Estado do Paraná. Fonte: adaptado de Roderjan et al. (2002).
- Arquivo Vetorial – formato *Shapefile* – Mapa de Unidades de Conservação. Fonte: MMA, Dados Georreferenciados.
- Arquivo Vetorial – formato *Shapefile* – Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira. Fonte: MMA, Decreto 5.092, de 21 de maio de 2004, Áreas Prioritárias: Mapa das áreas prioritárias.
- Arquivo Vetorial – formato *Shapefile* – Áreas Indígenas. Fonte: Fundação Nacional do Índio (FUNAI), Geoprocessamento.
- Arquivo Vetorial – formato *Shapefile* – Assentamentos. Fonte: Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), Acervo Fundiário.
- Modelo Digital de Elevação Arquivo Raster – Formato TIFF – SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) do Paraná. Fonte: EMBRAPA.
- Imagens orbitais (TABELA 1) Arquivo Raster – de imagens de satélites em diferentes formatos. As imagens de satélite utilizadas neste trabalho foram do Landsat 7, Landsat 8 e SPOT de 2006/2007.

Foram analisados os anos-base 2000 e 2015, sendo que para cada ano-base foram utilizadas dez imagens de satélite, as quais recobriam toda a área da Bacia do Rio Iguaçu situada no Estado do Paraná. As datas dos anos-base selecionados foram as mais próximas possíveis, no entanto, houve uma diferença de meses em função da inexistência de dados mais próximos ou da presença de elementos que dificultavam a interpretação, tais como recobrimento de nuvens (máximo 10% de recobrimento de nuvens nos quatro quadrantes).

Para o ano-base 2000 foram utilizadas imagens do satélite Landsat 7, sensor ETM+ (*Enhanced Thematic Mapper Plus*), e para 2015 do Landsat 8, sensor OLI (*Operational Land Imager*), ambas com resolução espacial de 30 m, UTM, WGS84. Essas imagens encontram-se disponíveis gratuitamente no catálogo de imagens eletrônico do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (<http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>).

TABELA 1 - ÓRBITA/PONTO E DATA DAS CENAS DO SATÉLITE LANDSAT 7 E LANDSAT 8

SATÉLITE	ÓRBITA-PONTO	DATA	ANO BASE
LANDSAT 7 sensor ETM+ (<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>)	220-078	16.07.2002	2000
	221-078	12.08.2000	
	222-078	12.04.2003	
	223-077	23.11.2001	
	223-078	23.11.2001	
	224-078	13.10.2001	
	222-077	04.12.2003	
	224-077	28.05.2003	
	221-077	02.06.2001	
	221-079	17.03.2002	
LANDSAT 8 sensor OLI (<i>Operational Land Imager</i>)	220-078	16.04.2016	2015
	221-078	02.08.2016	
	222-078	01.08.2016	
	223-077	18.05.2016	
	223-078	18.05.2016	
	224-078	01.12.2016	
	222-077	18.01.2016	
	224-077	11.08.2016	
221-077	07.09.2016		
221-079	16.04.2016		

FONTE: A autora (2020).

2.2 PROCESSAMENTO DE DADOS

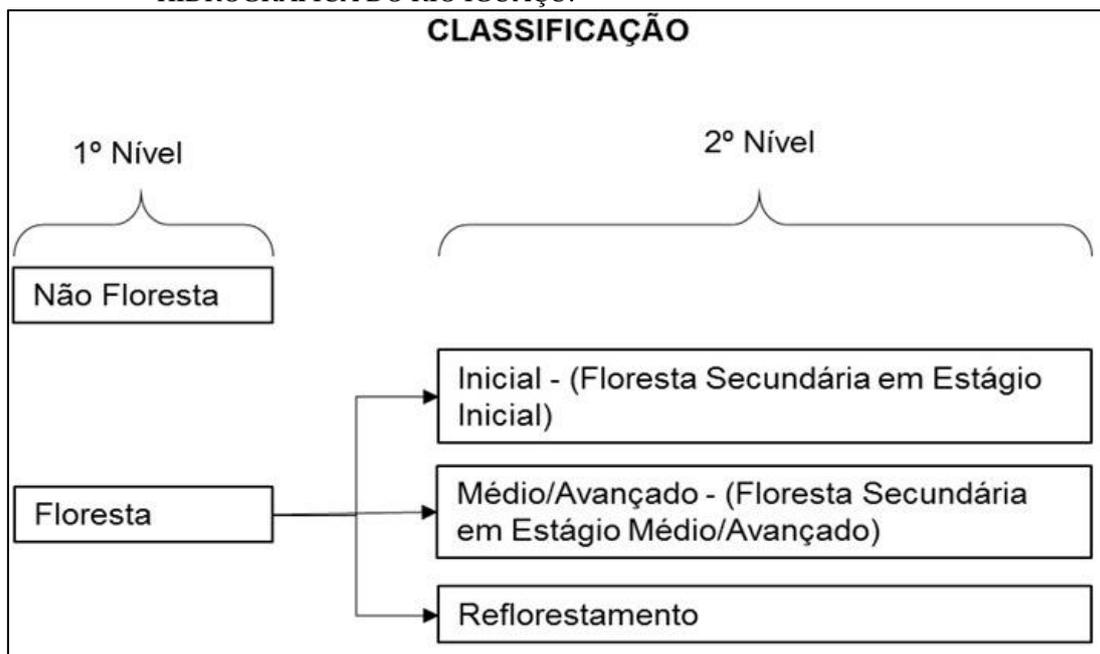
As composições das bandas utilizadas para a interpretação da cobertura florestal foram: RGB: 3,2,1 Landsat 7 (L7), RGB: 4,3,2 Landsat 8 (L8), Falsa cor: 1,2,3 (L7), Falsa Cor: 2,3,4 (L8) e Infravermelho: 2,3,4 (L7), Infravermelho: 3,4,5 (L8). Este processo foi realizado no programa Envi, sendo que após a combinação das bandas, as imagens foram salvas em formato GeoTIFF e exportadas para o programa ArcGIS 10.4 para o georreferenciamento.

O georreferenciamento consiste em identificar pontos de controle no terreno, sendo indicado para garantir a precisão do processamento. Para isso, foram utilizadas imagens ortorretificadas do satélite SPOT, fornecidas pelo Instituto Ambiental do Paraná - IAP, com resolução de 5 metros com ano base 2006/2007, e arquivos vetoriais de rodovias e a hidrografia supracitados.

Foram coletados manualmente de 20 a 30 pontos de controle distribuídos em cada cena, sendo que a localização preferencial dos pontos foi em cruzamentos de estradas e confluência de rios. Após a seleção dos pontos de controle, a superfície interpolada foi gerada a partir do polinômio de primeiro grau. Esta correção visou georreferenciar as imagens, com base na localização de pontos (X, Y) notáveis no sistema de coordenadas UTM, Datum SAD69.

Após o georrefenciamento, foi realizada a segmentação de imagens utilizando a classificação orientada a objetos no programa e-Cognition versão 5.0.10. A classificação das imagens foi dividida em dois níveis: 1º nível classificou-se as áreas como floresta e não floresta; e no 2º nível as áreas de floresta foram subdivididas em três classes: Floresta Secundária em Estágio Inicial (FSEI), Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado (FSEMA) e Reflorestamento (FIGURA 2).

FIGURA 2 - NÍVEIS DE CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU.



FONTES: A autora (2020).

As classes de Floresta Secundária (FSEI e FSEMA) foram baseadas na resolução número 2 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 1994, p. 170) que “Define formações vegetais primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária, com finalidade de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Paraná”, da qual a descrição dos estágios sucessionais foi retratada a seguir:

§ 1º Estágio inicial: a) fisionomia herbáceo/arbustiva, formando um estrato, variando de fechado a aberto, com a presença de espécies predominantemente heliófitas; b) espécies lenhosas ocorrentes variam entre um a dez espécies, apresentam amplitude diamétrica pequena e amplitude de altura pequena, podendo a altura das espécies lenhosas do dossel chegar até 10 m, com área basal (m²/ha) variando entre 8 a 20 m²/ha; com distribuição diamétrica variando entre 5 a 15 cm, e média da amplitude do DAP 10 cm; c) o crescimento das árvores do dossel é rápido e a vida média das árvores do dossel é curta; d) as epífitas são raras, as lianas herbáceas abundantes, e as lianas lenhosas apresentam-se ausentes. As espécies gramíneas são abundantes. A serapilheira quando presente pode ser contínua ou não, formando uma camada fina pouco decomposta; e) a regeneração das árvores do dossel é ausente; f) as espécies mais comuns, indicadoras do estágio inicial de regeneração, entre outras podem ser consideradas: bracinga (*Mimosa scabrella*), vassourão (*Vernonia discolor*), aroeira (*Schinus terebinthifolius*), jacatirão (*Tibouchina sellowiana* e *Miconia circrescens*), embaúba (*Cecropia adenopus*), maricá (*Mimosa bimucronata*), taquara e taquaruçu (*Bambusa* spp).

§ 2º Estágio médio: a) fisionomia arbustiva e/ou arbórea, formando de 1 a 2 estratos, com a presença de espécies predominantemente facultativas; b) as espécies lenhosas ocorrentes variam entre 5 e 30 espécies, apresentam amplitude diamétrica média e amplitude de altura média. A altura das espécies lenhosas do dossel varia entre 8 e 17 m, com área basal (m²/ha) variando entre 15 e 35 m²/ha; com distribuição diamétrica variando entre 10 a 40 cm, e média da amplitude do DAP 25 cm; c) o crescimento das árvores do dossel é moderado e a vida média das árvores do dossel é média; d) as epífitas são poucas, as lianas herbáceas poucas e as lianas lenhosas raras. As espécies gramíneas são poucas. A serapilheira pode apresentar variações de espessura de acordo com a estação do ano e de um lugar a outro; e) a regeneração das árvores do dossel é pouca; f) as espécies mais comuns, indicadoras do estágio médio de regeneração, entre outras, podem ser consideradas: congonha (*Ilex theezans*), vassourão-branco (*Piptocarpha angustifolia*), canelaguaiá (*Ocotea puberula*), palmito (*Euterpe edulis*), guapuruvu (*Schizolobium parayba*), guaricica (*Vochysia bifalcata*), cedro (*Cedrela fissilis*), caxeta (*Tabebuia cassinoides*), etc.

§ 3º Estágio avançado: a) fisionomia arbórea dominante sobre as demais, formando dossel fechado e uniforme do porte, com a presença de mais de 2 estratos e espécies predominantemente umbrófilas; b) as espécies lenhosas ocorrentes apresentam número superior a 30 espécies, amplitude diamétrica grande e amplitude de altura grande. A altura das espécies lenhosas do dossel é superior a 15 m, com área basal (m²/ha) superior a 30 m²/ha; com distribuição diamétrica variando entre 20 a 60 cm, e média da amplitude do DAP 40 cm; c) o crescimento das árvores do dossel é lento e a vida média da árvore do dossel é longa; d) as epífitas são abundantes, as lianas herbáceas raras e as lianas lenhosas encontram-se presentes. As gramíneas são raras. A serapilheira está presente, variando em função do tempo e da localização, apresentando intensa decomposição; e) a regeneração das árvores do dossel é intensa; f) as espécies mais comuns, indicadoras do estágio avançado de regeneração, entre outras podem ser consideradas: pinheiro (*Araucaria angustifolia*), imbuia (*Ocotea porosa*), canafístula (*Peltophorum dubium*), ipê (*Tabebuia alba*), angico (*Parapiptadenia rigida*), figueira (*Ficus* sp.). (BRASIL, 1994, p. 170-171).

A classe floresta corresponde a todas as áreas que possuem cobertura vegetal florestal (nativas e/ou plantadas), e a classe não floresta envolve todas as demais áreas existentes, tais como: agricultura, pecuária, edificações, solo exposto, rios entre outros. O algoritmo de segmentação do programa e-Cognition aplica a abordagem de crescimento de regiões, onde o critério de similaridade é construído a partir do conceito de homogeneidade interna das regiões. A homogeneidade resulta da diferença entre o atributo de uma região e a soma dos valores deste mesmo atributo para as sub-regiões que foram agrupadas, caso o

critério seja satisfeito (ESPINDOLA; CÂMARA, 2007). Assim, são calculados os coeficientes de homogeneidade para os atributos de cor, forma, compacidade e textura.

Para o primeiro nível de classificação realizou-se segmentação com escala de 20 pixels de agrupamento com valores de 0,9 para cor, 0,1 para forma, 0,5 compacidade e 0,5 para textura. Como foram necessárias dez cenas de cada período para mapear a área toda, e estas apresentavam características distintas de luminosidade, optou-se por classificá-las separadamente. Para as cenas, foram coletadas amostras de objetos com a finalidade de elaborar regras de decisão para as classes, em que áreas de “não floresta” foram classificadas como o inverso das áreas de “floresta”, ou seja, tudo que não foi incluído em “floresta” foi considerado na categoria de “não floresta” pela regra de decisão.

Visando o segundo nível de classificação, tomou-se como regra as características visuais apresentadas na Tabela 2 para coleta de amostras, e para cada uma das classes foi ajustada uma equação elaborada após múltiplos testes, até que a diferenciação das classes com clareza fosse possível. No sentido de finalizar a etapa de segmentação, os produtos de toda a classificação em formato vetorial (*shapefile*) foram armazenados para posterior interpretação pós-classificação (reambulação e correção topológica), que ainda fosse necessária.

TABELA 2 - REGRAS DE INTERPRETAÇÃO VISUAL DO SEGUNDO NÍVEL DE CLASSIFICAÇÃO DOS POLÍGONOS SEGMENTADOS PARA DIFERENCIAÇÃO DAS CLASSES DE FLORESTA

CLASSE DE POLÍGONOS	Textura	Forma	INFRAVERMELHO	FALSA COR
			Tonalidade	Tonalidade
FSEI	Lisa	Irregular	Vermelho claro	Verde clara
FSEMA	Rugosa	Irregular	Vermelho escuro	Verde escuro
Reflorestamento	Rugosa	Geralmente quadrada ou retangular	Vermelho escuro	Verde escuro

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração

FONTE: A autora (2020).

A reambulação consiste na técnica de identificar e nomear feições conhecidas do operador na imagem de satélite. Esta etapa ocorreu no programa ArcGIS 10.4 e teve como objetivo percorrer todas as imagens classificadas a fim de detectar objetos classificados equivocadamente e corrigir os respectivos problemas.

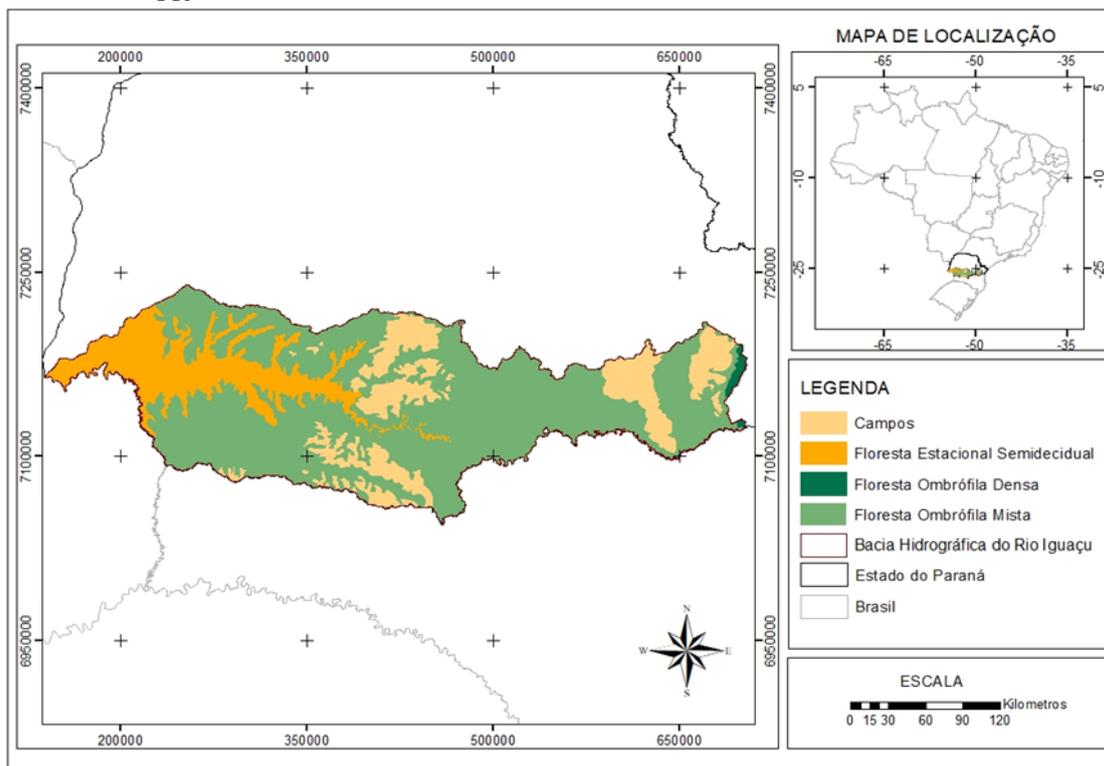
A correção de topologia consistiu na verificação dos polígonos nas articulações dos arquivos vetoriais de classificação das imagens nos dois períodos, com o objetivo de evitar lacunas e sobreposições entre os arquivos.

2.2.1 Identificação e Mapeamento das fitofisionomias da Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica e suas fitofisionomias foram caracterizados conforme os conceitos e as definições do Manual Técnico da Vegetação Brasileira do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2012). O mapeamento e identificação dos remanescentes florestais nas fitofisionomias da Mata Atlântica foram feitos com a base cartográfica de distribuição das unidades fitogeográficas mais representativas do Estado do Paraná, conforme Roderjan et al. (2002), e comparadas com arquivo vetorial de classificação da cobertura florestal elaborado no presente estudo.

Dentre as fitofisionomias da Mata Atlântica no Paraná, que compõem a Bacia do Rio Iguaçu, quatro são as mais representativas, sendo elas: Estepe ou Campos do Sul do Brasil, aqui denominado como “Campos” presente na porção central e leste da bacia, em que a porção florestal desta fitofisionomia foi classificada como floresta; Floresta Estacional Semidecidual (FES) presente à oeste da bacia adentrando a porção central acompanhando o curso do Rio Iguaçu; Floresta Ombrófila Densa (FOD) à leste da bacia representando a porção de vegetação com influência da Serra do Mar; e Floresta Ombrófila Mista (FOM) distribuída por toda a bacia e ocupando a maior parte da mesma (FIGURA 3).

FIGURA 3 - FITOFISIONOMIAS DA MATA ATLÂNTICA PRESENTES NA BACIA DO RIO IGUAÇU - PR



FONTE: Adaptado de Roderjan et al. (2002).

A comparação entre a cobertura florestal diagnosticada e as fitofisionomias foi realizada no programa ArcGIS 10.4 com a ferramenta *Spatial Join*, a qual adiciona os atributos do mapa de fitofisionomia à tabela de classificação da cobertura florestal, o produto foi o mapa de fitofisionomias, subdivididas nas classes de segundo nível de classificação (FSEI, FSEMA ou Reflorestamento), do bioma Mata Atlântica nos fragmentos florestais dentro da Bacia do Rio Iguaçu nos domínios do Estado do Paraná. Os mapas gerados estão em UTM, Datum SAD-69.

Atenção merece ser dada à fitofisionomia Campos, pois na classificação da cobertura florestal da bacia, algumas áreas com Campos podem ter sido classificadas como Não-Floresta uma vez que a mesma tem a característica de formações vegetais predominantemente campestres. Todavia, vale ressaltar que no Planalto das Araucárias (região dessa formação na Bacia do Rio Iguaçu), essa formação coexiste com a Floresta Ombrófila Mista, cujas espécies vão constituir capões e florestas-de-galeria (IBGE, 2012), logo, esse tipo de associação constitui a cobertura florestal da fitofisionomia de Campos para o presente estudo.

2.3 EXATIDÃO TEMÁTICA DO MAPEAMENTO

A avaliação da exatidão temática é um passo fundamental no processo de análise dos dados do sensoriamento remoto (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007). Essa avaliação geralmente é realizada por meio da Matriz de Confusão ou Matriz de Erros, a qual confronta as informações oriundas da classificação com as verdades de campo (TABELA 3). Segundo Ponzoni e Almeida (1996), este confronto é realizado por meio de um procedimento amostral em que um dado número de pontos ou pixels pertencentes à determinada classe são verificados em campo ou em outro mapa, considerados como referência, a fim de comprovar ou não a correta classificação destes na classe em questão.

TABELA 3 - REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DA MATRIZ DE CONFUSÃO

REFERÊNCIA	CLASSIFICAÇÃO			TOTAL N_{1+}
	x_1	x_2	x_m	
x_1	x_{11}	x_{21}	x_{31}	x_{1+}
x_2	x_{12}	x_{22}	x_{32}	x_{2+}
x_m	x_{1m}	x_{2m}	x_{mm}	x_{m+}
TOTAL n_{+i}	x_{+1}	x_{+2}	x_{+m}	N

FONTE: Adaptado de Figueiredo e Vieira (2007).

Na matriz de confusão, os dados de referência, ou seja, aqueles verificados a campo (representados pelas colunas da matriz) são comparados com os dados classificados na

imagem (representados pelas linhas), sendo que a diagonal principal indica a concordância entre esses dois conjuntos de dados (STORY; CONGALTON, 1986).

Foi realizada a análise da acurácia do mapeamento da cobertura florestal no segundo nível de classificação das imagens, ou seja, verificada a correta classificação de polígonos florestais nas classes: FSEI, FSEMA ou Reflorestamento.

A partir dos dados provenientes da matriz de confusão foi possível calcular alguns índices que aferem a acurácia temática da classificação, tais como a Exatidão Global (G), o índice Kappa (K) e as acurácias do usuário e do produtor, os quais foram utilizados para avaliar a acuracidade temática da classificação orientada ao objeto do presente trabalho.

A Exatidão Global divide a soma da diagonal principal (xii) pelo número total de amostras de referência coletadas (n) (EQUAÇÃO 1). Os valores da diagonal principal expressam a concordância real, ou seja, os acertos da classificação em relação à verdade de campo (referência), logo, Exatidão Global não analisa os demais elementos da Matriz de Confusão, portanto, não avalia a acurácia da classificação de categorias individuais (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007).

$$G = \frac{\sum_{i=1}^m x_{ii}}{n} * 100 \quad (1)$$

A interpretação da G consiste em quanto mais próximo de 100, maior o índice de acerto da classificação em relação à referência.

O índice Kappa mede e avalia a veracidade entre a informação terrestre e o mapa temático gerado da classificação da imagem orbital (MOREIRA, 2012). Segundo Moreira (2012), a grande vantagem do índice Kappa é que em seu cálculo são incluídos todos os elementos da matriz de confusão e não somente aos elementos da diagonal principal, avaliando inclusive a acurácia da classificação de categorias individuais (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007). O índice Kappa foi calculado pela Equação 2:

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

O índice Kappa assume valores de no máximo 1 e na sua interpretação o desempenho da classificação pode ir de Péssimo a Excelente de acordo com a categorização elaborada por Landis e Koch (1977) (TABELA 4). Essa categorização é amplamente utilizada e normalmente aceita pela comunidade científica (FIGUEIREDO; VIEIRA, 2007).

TABELA 4 - ÍNDICE KAPPA E O CORRESPONDENTE DESEMPENHO DA CLASSIFICAÇÃO

ÍNDICE KAPPA (K)	DESEMPENHO
<0	Péssima
$0 < K \leq 0,2$	Ruim
$0,2 < K \leq 0,4$	Razoável
$0,4 < K \leq 0,6$	Bom
$0,6 < K \leq 0,8$	Muito bom
$0,8 < K \leq 1$	Excelente

FONTE: Landis e Koch (1997)

As acurácias das categorias individuais foram calculadas por meio da acurácia do usuário (A_u) e do produtor (A_p). A acurácia do produtor indica a probabilidade de um pixel de referência ter sido corretamente classificado, enquanto a acurácia do usuário indica a probabilidade de um pixel classificado no mapa representar a categoria no solo (STORY; CONGALTON, 1986), conforme Equações 3 e 4.

$$A_u = \frac{x_{mm}}{x_{m+}} \quad (3)$$

$$A_p = \frac{x_{mm}}{x_{+m}} \quad (4)$$

Foram coletados 397 pontos de referência distribuídos aleatoriamente pela Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, dentre esses, 102 consistem em pontos amostrados a campo em 2009, os quais passaram por atualização quanto à cobertura florestal para o ano-base 2015 com verificação via imagens dos anos 2015 e 2016 do *Google Earth*. Os demais 295 pontos foram criados aleatoriamente sob a bacia no programa ArcGIS com auxílio da função *Create Random Points*, posteriormente georreferenciados (função *Add XY Coordinates*) e categorizados quanto à cobertura florestal (FSEI, FSEMA e Reflorestamento) com a ferramenta *Spatial Join* e exportadas para o formato “.KML” para então serem comparadas às imagens *Google Earth*. Esses 295 pontos adicionais foram criados com o objetivo de cobrir partes da bacia as quais as visitas a campo não chegaram.

A Matriz de Confusão oriunda da verificação dos pontos acima citados pode ser observada na Tabela 5. A classificação do ano-base 2000 não foi avaliada, pois, ficou entendido que como as regras de classificação foram as mesmas para ambos os ano-base a avaliação do ano-base 2015 seria suficiente, além disso, para a realização da avaliação da exatidão do ano-base 2000 não haveria levantamento a campo nessa data para tal comparação.

TABELA 5 - MATRIZ DE CONFUSÃO DO SEGUNDO NÍVEL DA CLASSIFICAÇÃO ORIENTADA A OBJETOS DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU PARA O ANO-BASE 2015

Referência	Classificação Orientada a Objeto			Total
	FSEI	FSEMA	REF	
FSEI	93	9	2	104
FSEMA	10	133	11	154
REF	8	18	113	139
Total	111	160	126	397

Em que FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Sucessão; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Sucessão; REF: Reflorestamento.

FONTE: A autora (2019).

A Exatidão Global (G) da classificação alcançou 85,4% de acerto, enquanto o índice Kappa atingiu o valor de 0,81, sendo considerado “Excelente” o desempenho da classificação de acordo com Landis e Koch (1977) (TABELA 4).

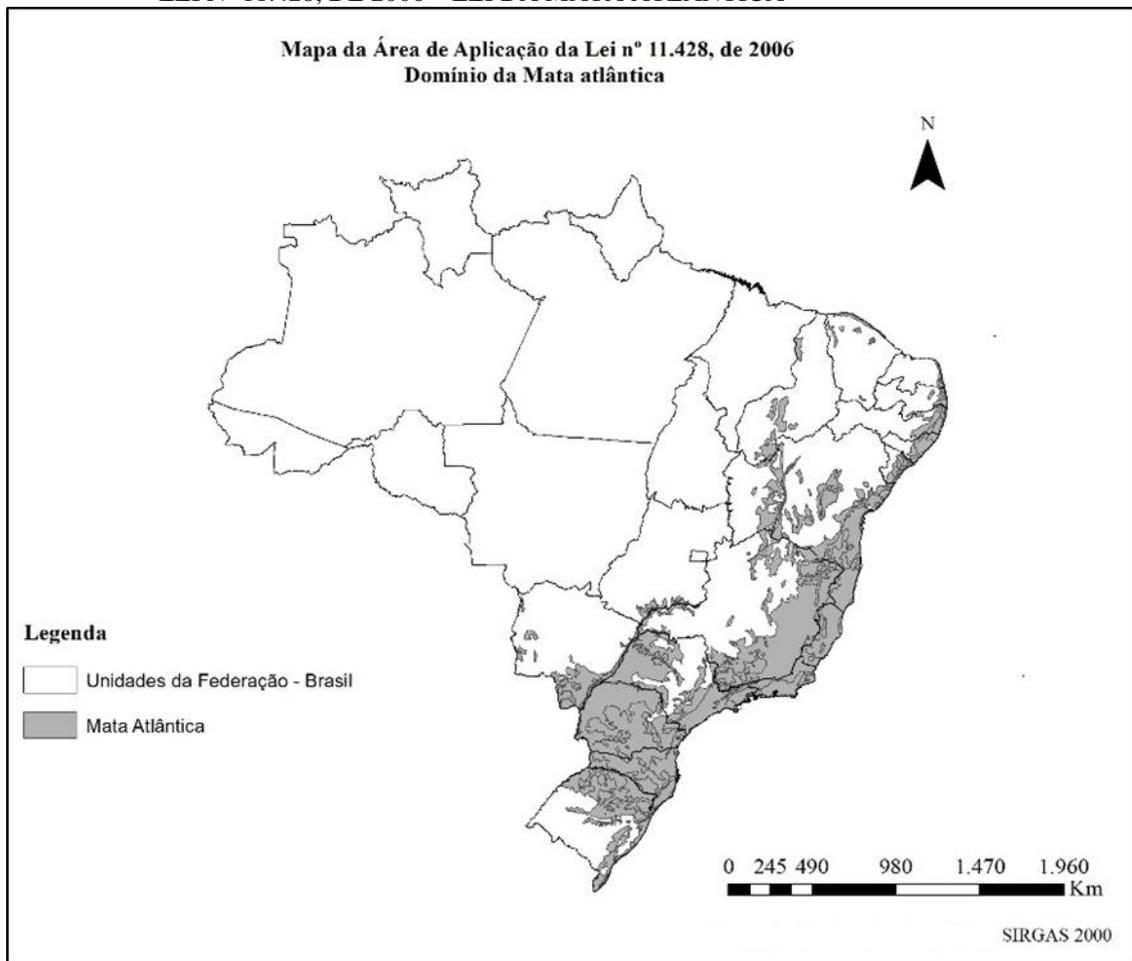
No tocante à probabilidade de um pixel classificado no mapa representar a categoria a campo, ou seja, quanto à acurácia do usuário, houve 89% de probabilidade para FSEI, 86% para FSEMA e 81% para Reflorestamento. Em relação à acurácia do produtor, 84% dos pixels de FSEI foram corretamente classificados, 83% para FSEMA e 90% para Reflorestamento.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 O BIOMA MATA ATLÂNTICA

O bioma Mata Atlântica é reconhecido internacionalmente como uma das maiores e mais importantes florestas tropicais do continente sul-americano. Segundo o Ministério do Meio Ambiente – MMA (BRASIL, 2019), originalmente esse bioma ocupava mais de 1,3 milhões de km² estendendo-se por grande parte da costa, distribuído em 17 Estados do território brasileiro (FIGURA 4).

FIGURA 4 - DOMÍNIO DA MATA ATLÂNTICA SEGUNDO O MAPA DA ÁREA DE APLICAÇÃO DA LEI Nº 11.428, DE 2006 – LEI DA MATA ATLÂNTICA



FONTE: Brasil (2018).

Cerca de 70% da população brasileira vive nos domínios da Mata Atlântica, sendo, portanto, as nascentes e mananciais desse bioma responsáveis pelo abastecimento de água da maioria da população brasileira (BRASIL, 2013). Além disso, a Mata Atlântica fornece outros serviços ecossistêmicos essenciais para os mais de 145 milhões de brasileiros que vivem nela,

tais como: regulação e equilíbrio climáticos; proteção de encostas e atenuação de desastres ambientais; fertilidade e proteção do solo; produção de alimentos, madeira, fibras, óleos e remédios; além de proporcionar paisagens cênicas e preservar um patrimônio histórico e cultural imenso (BRASIL, 2019).

Desse modo, devido ao processo de ocupação do território nacional concentrado na faixa litorânea até meados do século XX, a Mata Atlântica foi o bioma brasileiro mais destruído e como consequência, as estimativas do remanescente de sua cobertura vão de 12 % (RIBEIRO et al. 2009) até as mais otimistas com aproximadamente 29% da sua área original (BRASIL, 2019).

Como resultado dessa ocupação, esses remanescentes, além de reduzidos, estão fragmentados e não se distribuem uniformemente ao longo do território, o que compromete a perpetuidade de um grande número de espécies raras, endêmicas e ameaçadas de extinção, tanto da flora quando da fauna (RIBEIRO et al., 2009; SANQUETTA, 2008). Prova disso é que, apenas 7% desses remanescentes encontra-se em bom estado de conservação e com área superior a 100 ha de acordo com a FUNDAÇÃO DE CIÊNCIA, APLICAÇÕES E TECNOLOGIAS ESPACIAIS (FUNCATE, 2015).

Contudo, ainda segundo o MMA (BRASIL, 2019), estima-se que a Mata Atlântica abriga atualmente cerca de 35% das espécies vegetais existentes no Brasil (cerca de 20 mil espécies) sendo essa riqueza maior que a de alguns continentes, como por exemplo a América do Norte, com 17 mil espécies vegetais; e a Europa, com 12,5 mil. O que, portanto, torna a Mata Atlântica, além de outros motivos, prioritária para a conservação da biodiversidade mundial estando entre os 25 *hotspots* mundiais, ou seja, dentre as regiões mais ricas e ameaçadas do planeta (FUNCATE, 2015).

Além da importância da Mata Atlântica para a biodiversidade, esse bioma consiste em um importante componente no ciclo de carbono global, uma vez que dentre os ecossistemas florestais, as florestas tropicais são as maiores armazenadoras de carbono (PAN et al., 2011).

A Mata Atlântica é considerada Patrimônio Nacional pela Constituição Federal e protegida pela Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006 (BRASIL, 2006), conhecida como Lei da Mata Atlântica, regulamentada pelo Decreto nº 6.660/2008 (BRASIL, 2008), ademais sua importância é tamanha que o Dia Nacional da Mata Atlântica é comemorado anualmente em 27 de maio (BRASIL, 2019).

Diante de uma série de esforços para conservar esse bioma, no período de 2017 a 2018 foi constatado pela décima terceira edição do “Atlas dos Remanescentes Florestais da

Mata Atlântica” o menor valor total de desmatamento da série histórica do monitoramento realizado pela Fundação SOS Mata Atlântica e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com uma queda de 9,3% em relação ao período anterior (2016-2017) (HIROTA et al. 2019). Segundo esse levantamento, após o aumento do desmatamento em 2015-2016 (29.075 ha), o desmatamento decresceu nos dois últimos períodos atingindo 12.562 ha em 2016-2017 e 11.399 ha em 2017-2018, sendo esses os menores índices já registrados desde o início do monitoramento do Atlas.

Ainda segundo o referido Atlas, apesar dos resultados positivos desta edição, cinco Estados ainda continuam com altos índices de desmatamento, sendo eles: Minas Gerais, com 3.379 ha desmatados no período 2017-2018, Paraná (2.049 ha), Piauí (2.100 ha), Bahia (1.985 ha) e Santa Catarina (905 ha). Em contrapartida, dentre os Estados menos desmatadores, destacam-se nove que beiram o desmatamento zero, estando no topo dessa lista os Estados do Ceará e Alagoas com apenas 7 ha e 8 ha desmatados respectivamente, seguidos por Rio Grande do Norte (13 ha), Rio de Janeiro (18 ha), Espírito Santo (19 ha), Paraíba (33 ha), Pernambuco (90 ha), São Paulo (96 ha) e Sergipe (98 ha) (HIROTA et al. 2019).

Todavia, ainda não é possível afirmar que existe uma tendência de queda, pois o desmatamento reduziu após três anos de consecutivo aumento. Ademais, após a queda mais expressiva desse levantamento cronológico no início do novo milênio, com redução de cerca de 54.200 hectares anuais, o ritmo de desmatamento se manteve instável até 2008 e, posteriormente vinha oscilando bastante (HIROTA; PONZONI, 2018). E, portanto, os esforços para manutenção e conservação dos remanescentes desse bioma devem ser mantidos e reforçados.

Segundo Artigo 1º do Decreto nº 6.660/2008, referente ao mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, previsto no artigo 2º da Lei no 11.428/2006, a Mata Atlântica contempla a configuração original das seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata com Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; Floresta Estacional Decidual; Campos de altitude; áreas das formações pioneiras, conhecidas como manguezais, restingas, campos salinos e áreas aluviais; refúgios vegetacionais; áreas de tensão ecológica; brejos interioranos e encaves florestais, representados por disjunções de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decidual; áreas de Estepe, Savana e Savana-estépica; e vegetação nativa das ilhas costeiras e oceânicas (BRASIL, 2008).

No domínio do Bioma Mata Atlântica, situa-se a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. Essa bacia constitui-se em uma importante unidade funcional do sul do país, que tem sua nascente na proximidade da Serra do Mar atravessando todo o Estado do Paraná até seu deságue no Rio Paraná. O Rio Iguaçu perpassa uma extensão expressiva do Estado do Paraná e do Estado de Santa Catarina, compondo um corredor ecológico onde estão situados os mais significativos remanescentes da Floresta Ombrófila Mista e suas transições para a Floresta Estacional Semidecidual, onde se insere o Parque Nacional do Iguaçu e outras importantes Unidades de Conservação, assim como a Floresta Ombrófila Densa e Estepe, ou os campos das regiões dos planaltos e serras dos dois estados (DOUBRAWA et al. 2014).

Segundo o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), a Floresta Ombrófila Mista pode ser chamada de Floresta com Araucária, mata-de-arauucária ou pinheiral, é um tipo de vegetação do Planalto Meridional, local em que ocorria com maior frequência e onde esta formação é considerada “clímax climático”, porém, esta floresta apresenta disjunções florísticas em refúgios nas Serras do Mar e da Mantiqueira.

A composição florística deste tipo de vegetação é dominada por gêneros primitivos como *Drymis* e *Araucaria* (australásicos) e *Podocarpus* (afro-asiático), o que sugere, perante a altitude e a latitude do Planalto Meridional, ocupação recente a partir de Refúgios Alto-Montanos. Na Floresta Ombrófila Mista são identificadas quatro formações, sendo elas: Aluvial: em terraços antigos associados à rede hidrográfica; Submontana: constituindo disjunções em altitudes inferiores a 400 m; Montana: situada aproximadamente entre 400 e 1000 m de altitude; e Alto-Montana: compreendendo as altitudes superiores a 1000 m (IBGE, 2012).

O conceito ecológico da Floresta Estacional Semidecidual é estabelecido em função da ocorrência de clima estacional que determina semideciduidade da folhagem da cobertura florestal. Essa estacionalidade de clima determina repouso fisiológico e queda parcial da folhagem, na zona tropical associa-se à acentuada seca hiberna e por intensas chuvas de verão; já na zona subtropical correlaciona-se a clima sem período seco, porém, com inverno rigoroso, com temperaturas médias mensais inferiores a 15° C. Nessa formação, a porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal situa-se entre 20% e 50%. Esta floresta possui dominância de gêneros amazônicos de distribuição brasileira, como: *Parapiptadenia*; *Peltophorum*; *Cariniana*; *Lecythis*; *Handroanthus*; *Astronium*. Apenas quatro formações são delimitadas no País nessa fitofiosnomia, sejam elas: Aluvial, Terras Baixas, Submontana e Montana, isso porque este tipo florestal é bastante descontínuo e sempre situado entre dois climas, um úmido e outro árido (IBGE, 2012).

A Floresta Ombrófila Densa tem a característica ombrotérmica relacionada a fatores climáticos tropicais com elevadas temperaturas, médias de 25^a C, e de alta precipitação bem distribuída durante o ano, o que determina uma situação praticamente sem período seco (0 a 60 dias secos). Esse tipo vegetacional é subdividido em cinco formações, ordenadas segundo a hierarquia topográfica de acordo com as variações das faixas altimétricas, em que, para cada 100 m de altitude as temperaturas diminuem 1° C, o que aclimata fisionomias diferentes. As formações dessa fitofisionomia são: Aluvial, Terras-baixas, Submontana, Montana e Alto-montana, essas formações variam em altitude e latitude no País em virtude da grande extensão que ocupam (IBGE, 2012).

Ainda segundo o Manual de Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), o domínio de Estepe abrange dois amplos e distintos ambientes: o Planalto das Araucárias; e as Superfícies meridionais gaúchas do Planalto rio-grandense-do-sul, do Planalto da Campanha e da Depressão Central. O termo Estepe tem sido adotado para denominar formações vegetais principalmente campestres da zona temperada com precipitação pluviométrica distribuída ao longo de todo o ano, com um máximo estival. Além disso, a formação do Planalto das Araucárias coexiste com a Floresta Ombrófila Mista, cujas espécies vão constituir capões e florestas-de-galeria (IBGE, 2012).

3.2 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E O CARBONO

As mudanças climáticas são definidas como alterações de longo prazo no clima de uma determinada localidade, região ou do planeta como um todo (IPCC, 2013). O clima da Terra tem variado significativamente ao longo de seu passado geológico, apresentando momentos com temperaturas inferiores as atuais durante as Glaciações e outros momentos em que a temperatura foi superior as registradas atualmente. Essas variações foram causadas por alterações nos ciclos do Sol, atividade vulcânica e por variações na concentração dos Gases de Efeito Estufa (GEEs) na atmosfera (McBEAN et al., 2001).

A partir de épocas mais recentes, especialmente desde a Revolução Industrial iniciada no século XVIII, além das forças naturais, um fator adicional entrou em cena, capaz de perturbar o delicado equilíbrio que determina o clima no planeta. Através de suas atividades, o Homem assume, atualmente, uma posição de influência sobre o clima, não apenas regionalmente, mas sim, num contexto global. Dentre as maiores causas que levaram às alterações no clima relacionadas às atividades humanas está o robustecimento do fenômeno

do Efeito Estufa, devido ao aumento na concentração dos GEEs na atmosfera terrestre (EVEREST, 1989).

O Efeito Estufa aquece a superfície terrestre a partir da radiação advinda do Sol e o balanço energético do processo é mantido através da emissão de ondas longas, na forma de radiação termal, da superfície terrestre de volta à atmosfera. Alguns gases, como o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O), os clorofluorcarbonos (CFCs), o ozônio (O_3) e até mesmo o vapor de água (H_2O) presentes na atmosfera, promovem uma forte absorção da radiação termal e a emitem novamente em direção à superfície terrestre (EVEREST, 1989). Segundo a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA), este processo contribui para que a temperatura média da Terra seja em torno de 30°C mais quente, se comparada na ausência da atmosfera (NASA, 2009).

Dentre os GEEs, o dióxido de carbono (CO_2) configura entre um dos principais responsáveis pelo aquecimento global. A sua emissão é decorrente da queima de combustíveis fósseis, tais como carvão, petróleo e gás, desmatamento e degradação do solo devido a práticas agrícolas impróprias (BACH, 1985).

Conforme Rogner et al. (2007), medidas diretas e indiretas do CO_2 confirmam um aumento de aproximadamente 100 ppm (36%) na concentração desse gás na atmosfera nos últimos 250 anos. A concentração de CO_2 passou de 275-285 ppm na era pré-industrial (1000-1750 D.C) para 379 ppm em 2005. Metade desse acréscimo ocorreu ao longo de mais de 200 anos, e a partir da década de 1970 este avanço tornou-se ainda mais expressivo, atingindo desde então, até 2005, o restante do acréscimo observado, ou seja, 50 ppm em apenas 30 anos.

Estudos com base em reconstruções do clima passado e nas concentrações de CO_2 aprisionado em camadas de gelo nos polos da Terra, têm demonstrado uma correlação direta entre o aumento na concentração de carbono atmosférico e o aumento na temperatura média global. Embora as metodologias utilizadas para a estimativa destes parâmetros passados sejam questionadas (ETHERIDGE et al., 1996, LEROUX, 2005; FLORIDES e CHRISTODOULIDES, 2008) e haja falta de consenso sobre a capacidade de uma única temperatura média global ser capaz de representar fidedignamente as alterações climáticas ao longo do tempo (ESSEX; McKITRICK, 2006), a comunidade científica, em geral, concorda que as alterações recentes no clima são decorrentes das atividades antropogênicas (HEGERL et al., 2006), que envolvem, além da emissão acentuada de CO_2 , outros fatores decorrentes da industrialização e urbanização do planeta.

A elevação nos níveis de CO_2 na atmosfera e as conseqüentes mudanças climáticas de amplitude global, têm aumentado consideravelmente a preocupação com o balanço do

carbono em ecossistemas florestais (BERT; DANJON, 2006). Tendo em vista a grande importância desses ecossistemas no ciclo do carbono, os mais diversos estudos passaram a ser desenvolvidos com o intuito de melhor compreender o papel das florestas diante desse novo desafio mundial.

O balanço global do CO₂ é fortemente influenciado pelas florestas, uma vez que essas são capazes de absorver e armazenar esse composto em diversos componentes, como na biomassa das árvores, no sub-bosque, na serapilheira e no solo. Diferentes tipologias florestais possuem capacidades distintas de armazenar carbono em função dos diferentes estágios de sucessão, idade, regime de manejo, composição florística e teor de carbono nos componentes das diferentes espécies (WATZLAWICK et al., 2004).

Entretanto, a participação das florestas no ciclo do carbono ainda não é totalmente compreendida devido à grande complexidade desses ecossistemas. Porém, estima-se que as florestas em geral, quando conservadas ou manejadas sustentavelmente, são capazes de absorver cerca de 16% do carbono atmosférico, acumulando-o em seus diversos componentes (GRACE et al., 2001).

Apesar da importância da Mata Atlântica para o ciclo de carbono, estimativas sobre os estoques de biomassa e carbono nessas florestas ainda carecem de aperfeiçoamento, considerando-se que o setor “mudanças no uso da terra e florestas” têm sido historicamente o maior responsável por emissões de gases de efeito estufa no Brasil, embora recentemente tenha havido redução significativa nas emissões, especialmente em função da diminuição do desmatamento (BRASIL, 2013).

Ainda assim, são necessárias estimativas baseadas em modelos com menor incerteza para o setor, necessitando de estudos aprofundados, visto que estimativas de emissões e absorção em setores que envolvem componentes biológicos são as mais complexas e precisam de métodos adequados que garantam a sua credibilidade (OGLE et al., 2015).

Considerando a importância das florestas para os processos de absorção e acúmulo de carbono na biomassa, a definição da distribuição espacial e temporal da biomassa florestal permite avaliar como as áreas florestadas respondem aos impactos humanos e às condições ambientais (ASNER et al., 2010; SAATCHI et al., 2007).

Portanto, avaliar o avanço ou retração da cobertura florestal em função de processos de recuperação ou desmatamento, respectivamente, possibilita a compreensão da dinâmica entre fontes e sumidouros do carbono atmosférico (ECKERT et al., 2011). Nesse contexto, estimativas da biomassa e carbono em escala regional e global têm sido feitas por meio da combinação de dados de campo com o sensoriamento remoto (DOUBRAWA, 2013;

WATZLAWICK et al., 2009; FREITAS et al., 2005), embora ainda haja poucos estudos com este enfoque na Mata Atlântica e as estimativas geradas ainda carecem de aperfeiçoamentos.

3.3 GEOTECNOLOGIAS E ESTUDOS DA VEGETAÇÃO

Segundo Furtado et al. (2014), geotecnologias são conjuntos de técnicas e métodos científicos aplicados à pesquisa, exploração e conservação dos recursos naturais, considerando diferentes escalas e informação espacial, ou seja, informações com localização geográfica conhecida. Essas tecnologias são usadas também para analisar a paisagem, como topografia, hidrografia, geologia e geomorfologia; e variáveis ambientais, tais como temperatura, pluviosidade e radiação solar.

Além disso, são utilizadas para analisar e auxiliar na prevenção de desastres naturais além de gerenciar e de monitorar a atividade humana (infraestrutura, agropecuária e dados socioeconômicos). Esse conjunto de técnicas é composto por *hardware*, ou seja, satélites, câmeras, Sistema de Posicionamento Global (GPS), computadores; e *software* capaz de armazenar, manipular informações geográficas e processar imagens digitais (FURTADO et al., 2014), sobretudo o componente humano, que supervisiona as técnicas e toma decisões.

Clemente e Santos (2017) destacam a utilização das Geotecnologias como suporte para dinamizar análises espaciais envolvendo a modificação da cobertura vegetal em determinado período. Segundo esses autores, essa tecnologia incorpora as técnicas do sensoriamento remoto, geoprocessamento, que envolve sistema de informação geográfica (SIG), cartografia digital, processamento digital de imagem (PDI) entre outras técnicas, além da aerofotogrametria e da geodésia.

O sensoriamento remoto pode ser definido, de uma maneira geral, como a ciência e/ou a arte de se obter informações sobre um dado objeto, área ou fenômeno pela análise de dados adquiridos por sensores remotos que não estão em contato direto com o objeto, área ou fenômeno sob investigação (LILLESAND et al., 2004).

Sensores são os instrumentos fotográficos ou óptico-eletrônicos que compõem o sistema capaz de captar e registrar a energia proveniente dos alvos sob investigação (objeto, material, área ou fenômeno). Os sensores mais comuns operam com a energia ou radiação eletromagnética (REM). Posteriormente à captação dos dados, os registros devem ser processados e interpretados por um profissional capacitado (QUARTAROLI; BATISTELA, 2005).

O Sensoriamento Remoto e o Sistema de Informação Geográfica têm se mostrado muito importantes na avaliação e análise das mudanças do uso e cobertura terrestre devido à sua alta frequência temporal, formato digital adequado para computação, visão sinóptica e maior seleção de resoluções espaciais e espectrais (LUNETTA et al, 2004).

Técnicas de sensoriamento remoto têm sido vastamente empregadas em estudos na área florestal, com destaque aos trabalhos que têm por objetivo quantificar a biomassa e, conseqüentemente, o carbono florestal (SOUZA; PONZONI, 1998). Pelas propriedades espectrais dos constituintes da vegetação (folhas, galhos, troncos, entre outros), é possível realizar a estimativa de parâmetros biofísicos como biomassa, carbono e volume de madeira utilizando imagens de satélite.

Segundo Corte (2010), tratando-se de estudos da vegetação via sensores remotos, um dos primeiros fatores que deve estar esclarecido é a interação da energia solar com a comunidade de plantas. Dessa forma, essa mesma autora cita estudos como os apresentados por Gates et al. (1965), Gausmann et al. (1969), Myers (1970) e Philpott (1971) como sendo os pioneiros sob essa temática.

O sensoriamento remoto tornou-se uma importante tecnologia em estudos de monitoramento de carbono fixado, porém, vale salientar que a utilização desta tecnologia depende de alguns fatores, como: o tipo e tamanho do projeto, recursos financeiros disponíveis e nível de precisão das informações (BROWN, 1996). Porém, segundo Doubrawa (2013), a quantificação de biomassa florestal a partir de imagens ainda é pouco conhecida, sobretudo em florestas heterogêneas, devido à grande diversidade florística, fisionômica e fenológica das mesmas, bem como a dificuldade em coincidir a data da tomada da imagem com os levantamentos de dados a campo.

Dentre os sensores que disponibilizam as imagens de forma gratuita, a família Landsat ganha destaque em trabalhos que necessitem de uma resolução espacial média. O projeto Landsat representa a mais longa coleção de dados de sensoriamento remoto terrestre de resolução moderada do mundo. Há quatro décadas fornecem imagens que são ferramentas exclusivas para aqueles que trabalham na agricultura, geologia, silvicultura, planejamento regional, educação, mapeamento e pesquisa de mudança global, além de ser um inestimável recurso para resposta de emergência e auxílio a desastres (US GEOLOGICAL SURVEY - USGS, 2016).

3.4 ECOLOGIA DE PAISAGEM

De acordo com Menegat e Almeida (2004), a ecologia de paisagem pode ser considerada uma disciplina moderna da ecologia dedicada a entender as inúmeras inter-relações existentes entre a humanidade (atividades e produtos) e a paisagem, tendo, portanto, uma visão holística, ou seja, é uma disciplina integradora de ciências sociais (sociologia, geografia humana), geofísicas (geografia física, geologia, geomorfologia) e biológicas (ecologia, fitossociologia, biogeografia), que busca a compreensão global da paisagem e o ordenamento territorial (METZGER, 2001). É uma ciência adotada por pesquisadores de várias áreas do conhecimento, como geógrafos, ecologistas, planejadores de paisagens, arquitetos e gestores do ambiente.

A palavra “paisagem” tem origem do hebraico e significa bonito, lindo, tendo assim, uma conotação estética (MENEGAT; ALMEIDA, 2004). Segundo Metzger (2001), essa noção inicial, visual e estética foi adotada em seguida pela literatura e pelas artes em geral, principalmente pela pintura na segunda metade do século XVIII. Na época do Renascimento a paisagem foi descoberta através da pintura, essa descoberta deve-se a fatores como o interesse pela natureza, a posição das pessoas em relação ao ambiente e a ruptura das ideias teológicas da Idade Média, então, o surgimento do termo “paisagem” foi acompanhado de uma revolução científica, técnica e cultural que tornou a natureza objeto de conhecimento (SERAFIM, 2014).

Assim, o termo foi se adaptando e atualmente tem os conceitos definidos como: “Extensão territorial que a vista alcança; panorama”; “Reunião dos componentes e elementos naturais, ou não, observados a partir de um determinado lugar”; “Natureza, tipo ou característica de um espaço geográfico” (DICIONÁRIO ONLINE DE PORTUGUÊS – DICIO, 2018). Assume, portanto, uma conotação mais relacionada aos elementos que compõem determinado local, ou seja, entendimento geográfico-científico.

Em uma concepção mais atual, a expressão Ecologia de Paisagem é conferida ao geógrafo Carl Troll. Em 1968 Troll apresentou seu ponto de vista considerando as paisagens geográficas como causa e efeito de uma inter-relação ecológica, e definiu a Ecologia de Paisagem como o estudo total de uma determinada área, considerando o complexo efeito entre as biocenoses e as relações com o meio, encontrando-se esta organização e um determinado padrão de distribuição em diferentes ordens de grandeza, integrando então, Geosfera, Hidrosfera, Atmosfera, Biosfera, Antroposfera e a Noosfera (noos = mente), ou seja, a esfera da consciência (MENEGAT; ALMEIDA, 2004).

Para Siqueira et al. (2013), Carl Troll já realizava estudos na década de 30 analisando as questões relacionadas ao uso da terra e interpretando as paisagens produzidas por essa relação, isso resultou nas concepções dessa emergente disciplina científica, a qual une os conceitos e áreas de atuação da geografia e da ecologia, convocando os profissionais dessas áreas a trabalharem em estreita cooperação, denominando essa ciência, portanto, de Geoecologia ou Ecologia da Paisagem. Ecologia da paisagem é o estudo da variação espacial das paisagens em uma variedade de escalas. Inclui as causas e consequências biofísicas e sociais da heterogeneidade da paisagem. Acima de tudo, é amplamente interdisciplinar (SIQUEIRA et al., 2013).

No entanto, segundo Metzger (2001), essa disciplina divide-se em duas principais abordagens: a “abordagem geográfica”, que é focada nas interações do homem com o ambiente, em que a paisagem é resultado da interação da sociedade e a natureza; e a “abordagem ecológica”, que destaca a importância da compreensão das consequências do padrão espacial sobre os processos ecológicos e a relevância de tais relações em analogia à conservação biológica. Já Menegat e Almeida (2004), tratam essas duas abordagens como dimensões de entendimento e representação, em que no plano horizontal se colocam as questões geográficas; e na dimensão vertical, estão as questões ecológicas.

A ecologia de paisagens tem três características essenciais, as quais são: Estrutura ou Forma, que trata da distribuição dos elementos da paisagem ou dos ecossistemas; Função ou Processo, que aborda as interações entre os elementos espaciais, ou seja, os fluxos de energia, materiais e espécies entre as componentes do ecossistema; e Mudança, Dinâmica ou Troca, que versa as alterações na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo (MCGARIGAL E MARKS, (1995); METZGER (2001); SERAFIM (2014)).

Segundo O'Neill et al. (1994), a monitorização e a avaliação da paisagem envolvem a análise de formas espaciais de diferentes características ecológicas, sejam essas relacionadas ao solo, a topografia, ao clima, a vegetação, a ocupação do solo etc., conforme essas características descrevem os processos que afetam a estrutura da paisagem. Portanto, segundo Serafim (2014), muitos autores são unânimes ao afirmar que o método mais eficiente para avaliar as condições locais e regionais é a análise da estrutura da paisagem por índices de estrutura ou métricas de paisagem para que, então, as interações entre os vários elementos e processos ecológicos possam ser compreendidas.

Segundo Menegat e Almeida (2004), a partir do desenvolvimento da computação e, conseqüentemente, das ferramentas de geoprocessamento, foi possível a realização de análises que classificam quantitativamente as unidades da paisagem e isso, trouxe significativo avanço

no uso dos conhecimentos dessa nova ciência em planos de manejo, gerenciamento e conservação de áreas. Esses autores ressaltam ainda que nesses planos, pode-se, então, enfatizar um conjunto de métodos específicos, tais como: os morfológicos; classificatórios; corológicos; cronológicos e de relacionamento.

CAPÍTULO II: ESTADO DA ARTE SOBRE ESTIMATIVAS DE BIOMASSA E CARBONO NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA

RESUMO

As florestas tropicais são reconhecidas como o principal sumidouro terrestre de carbono, que exerce um papel relevante na regulação do clima global. A Mata Atlântica é considerada uma das maiores e mais importantes florestas tropicais da América do Sul, mas sofre uma pressão antrópica constante devido à extração de madeira e ao desmatamento. Restrições legais tornaram a determinação direta de biomassa uma tarefa difícil para os pesquisadores. Portanto, o desenvolvimento de abordagens indiretas é muito importante. Portanto, é evidente a necessidade de sintetizar e organizar os dados de biomassa e carbono já coletados nos diversos estudos na Mata Atlântica e compilá-los, a fim de fornecer valores padrão confiáveis para diferentes fitofisionomias desse bioma. Para tanto, foram utilizados os sites de busca *Google Acadêmico*, *Scielo*, *Science Direct* e *Scopus* para a pesquisa com as seguintes palavras-chave para busca: Atlântica, Biomassa e Carbono. Foram selecionados 147 artigos técnicos e científicos desenvolvidos por instituições brasileiras e estrangeiras de pesquisa. Além disso, foram catalogadas 56 equações ajustadas para estimativas de biomassa florestal e 8 equações para estimar o carbono da biomassa. Também foi realizada a espacialização das referências. O estudo fornece *insights* sobre a necessidade de novas coletas de dados e possibilidades de aplicação por usuários em potencial.

Palavras-chave: Floresta Tropical; Equação Alométrica; Gases de Efeito Estufa; Mudanças Climáticas; Aquecimento Global.

ABSTRACT

Tropical forests are recognized as the main terrestrial carbon sink which exerts a relevant role in regulating global climate. The Atlantic Rain Forest is considered as one of the largest and most important tropical forests in South America, but it has suffered a constant anthropic pressure due to logging and deforestation. Legal restrictions made direct determination of biomass a difficult task for researchers. Therefore, development of indirect approaches is very important. We evidenced the need to synthesize and organize the data on biomass and carbon already collected in the several studies in ARF and compile them in order to provide reliable default values for different phyto-physiognomies of this biome. We use Google Scholar, Scielo, Science Direct and Scopus search sites for the research and adopted the following keywords for search: Atlantic, Biomass and Carbon. We selected 147 technical and scientific papers developed by Brazilian and foreign research institutions. In addition, we cataloged 56 equations adjusted for forest biomass estimation and 8 equations to estimate biomass carbon. We also performed the spatialization of the references. The study provides insights on the need for new data collection and possibilities of application by potential users.

Keywords: Tropical Forest; Allometric equation; Greenhouse gases; Climate changes; Global warming.

4 INTRODUÇÃO

Instituída pela Lei nº 12.187 de 2009, a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC) oficializa o compromisso voluntário do Brasil perante a Organização das Nações Unidas (ONU) de diminuir as emissões de gases de efeito estufa (GEEs). A meta é cortar entre 36,1% e 38,9% das emissões de GEEs até 2020 (BRASIL, 2009).

Uma das formas de mitigação das mudanças climáticas é a redução das emissões de GEEs, os quais em elevadas concentrações provocam o chamado robustecimento do efeito estufa. As florestas, terras agrícolas e outros ecossistemas terrestres oferecem um grande potencial de mitigação de carbono (IPCC, 2003).

As florestas funcionam como sumidouros de carbono, ou seja, o cultivo florestal desempenha um importante papel na absorção dos gases de efeito estufa (GEEs), devido à sua capacidade de fixar carbono atmosférico na vegetação a longo prazo, amenizando assim, os problemas das mudanças climáticas (SANQUETTA; BALBINOT, 2004).

Silveira et al. (2008) destacam que, devido principalmente ao custo elevado para obtenção de carbono de forma direta, muitos trabalhos têm sido realizados na obtenção desse elemento de forma indireta, ou seja, estimativas de volume e biomassa em diferentes compartimentos das árvores e das florestas, sendo essas convertidas em quantidades de carbono pela utilização de equações e fatores de conversão.

É indiscutível a importância de se realizar estudos sobre biomassa e estoque de carbono em formações florestais na atualidade, pois, esses são necessários para um melhor entendimento sobre as mudanças ambientais globais. Uma vez que auxiliam na tomada de decisões no manejo dos recursos florestais, aumentam o interesse na completa utilização da árvore e fornecem elementos para cálculos das emissões de gases do efeito estufa, o que pode ser considerado um dos serviços ambientais valoráveis prestados pelos sistemas florestais (SILVEIRA et al., 2008).

Visto a demanda por este tema, diversos trabalhos foram e estão sendo desenvolvidos ao longo de décadas, a fim de quantificar biomassa e carbono de variadas espécies e formações florestais. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi realizar o levantamento de literaturas referentes à biomassa e carbono no Bioma Mata Atlântica brasileira, tanto pelo método direto como pelo indireto, até dezembro de 2018.

5 METODOLOGIA

Foi realizado um amplo levantamento de trabalhos técnicos e científicos, desenvolvidos por instituições de ensino e pesquisa do Brasil e do exterior, que apresentaram dados de biomassa e carbono da vegetação nos diferentes estágios sucessionais e para as diferentes formações florestais do bioma Mata Atlântica do Brasil. Também foram levantados dados referentes a plantios florestais comerciais (reflorestamentos homogêneos) localizados nos domínios do Bioma. Foram levantados trabalhos publicados até dezembro de 2018.

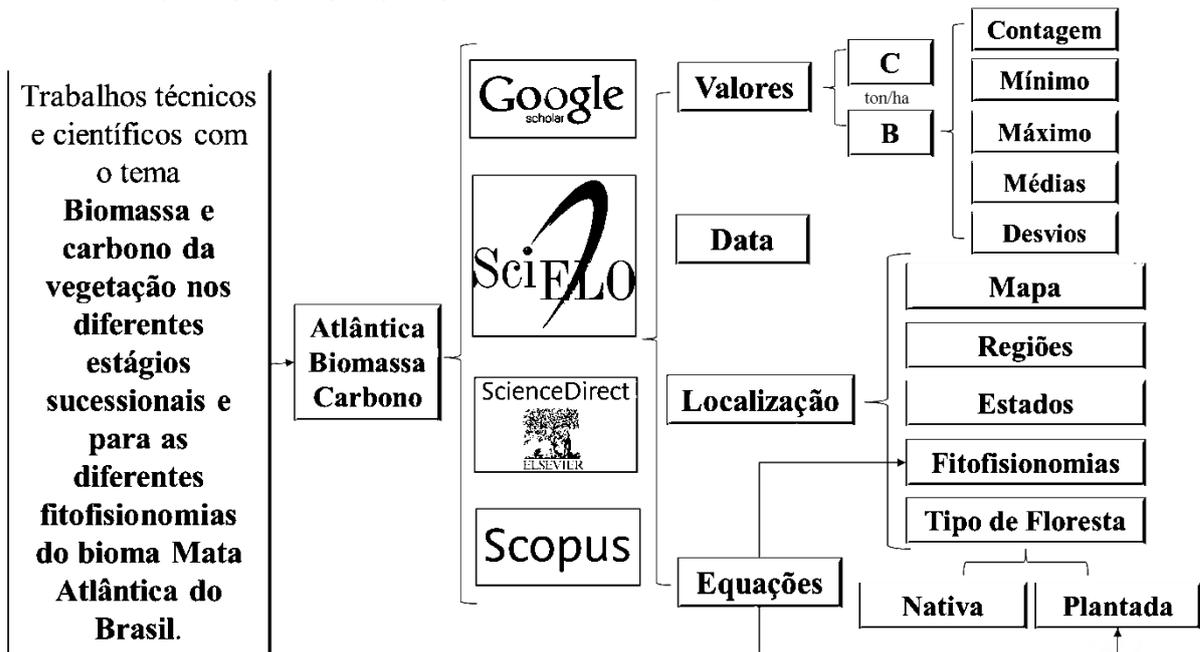
Buscou-se por dados de biomassa ou carbono apenas do componente florestal vivo, ou seja, o somatório das biomassas de componentes, tais como: fuste, casca, galhos, folhas, miscelânea e raízes, quando disponíveis; isso implica que dados de árvores mortas, serapilheira e solo não foram utilizados quando disponíveis. Independentemente da unidade de medida utilizada nos diferentes trabalhos, os resultados foram apresentados em toneladas por hectare. É importante ressaltar que dados de referências externas utilizados nos trabalhos listados no presente levantamento para fins de comparação, não foram computados.

Os valores listados são oriundos tanto pelo método direto quanto pelo método indireto de quantificação de biomassa. Os Métodos diretos implicam em determinações, isso pois, as árvores são cortadas e seus componentes separados e pesados. Já nos métodos indiretos são feitas estimativas baseadas principalmente em dados advindos dessas determinações, assim como de dados originados de inventários florestais (SILVEIRA et al., 2008).

Os sítios de busca utilizados para pesquisa foram: *Google Acadêmico*, *Scielo*, *Science Direct* e *Scopus*. Para estas buscas foram utilizadas as seguintes palavras-chave: Atlântica, Biomassa e Carbono, assim como seus equivalentes na língua inglesa. A partir dos locais de estudo das publicações encontradas, foi gerado um mapa com as referências espacializadas, quando essas informações fossem disponíveis nos manuscritos. Além disso, foi realizado o levantamento de equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em fragmentos florestais nativos ou plantados ajustadas nos domínios da Mata Atlântica Brasileira.

Foi calculada a estatística descritiva para os valores computados por fitofisionomia, regiões brasileiras e por espécies de plantios homogêneos. As estatísticas utilizadas foram: média aritmética e desvio padrão conforme o fluxograma abaixo (FIGURA 5).

FIGURA 5. FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA DE LEVANTAMENTO DE DADOS DE BIOMASSA E CARBONO FLORESTAIS NA MATA ATLÂNTICA



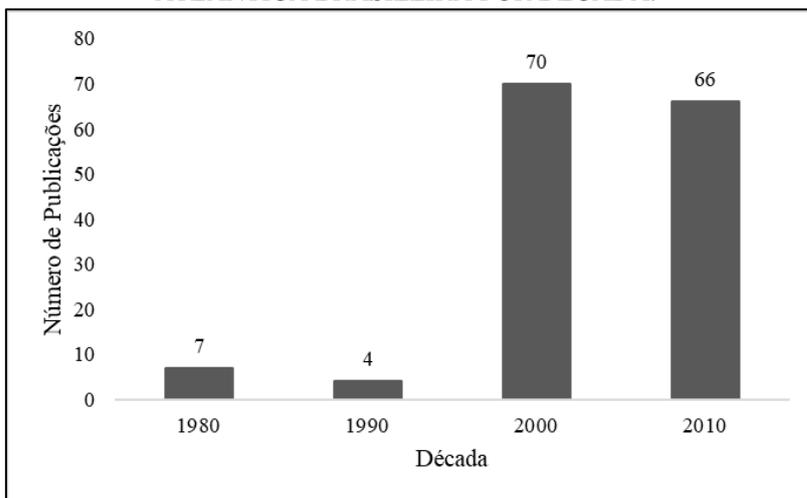
Fonte: A Autora (2020)

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao total, foram contabilizadas 728 referências de dados de biomassa e/ou carbono nas diferentes tipologias florestais e áreas de reflorestamento nos domínios da Mata Atlântica, publicados em 147 trabalhos de pesquisa. Essa diferença entre o número de dados e de artigos existiu, pois, por vezes em um mesmo trabalho publicado, havia mais de um dado de biomassa e/ou carbono florestal. As referências consultadas podem ser observadas no Apêndice 1.

O trabalho mais antigo datou do ano de 1980 e o mais recente de 2018. Observa-se que houve um aumento no número de trabalhos publicados com o passar das décadas (FIGURA 6), possivelmente, devido à demanda de estudo referente às mudanças climáticas, isso porque esse é um fenômeno global que se tornou evidente sobretudo nas últimas três décadas (TANG, 2019).

FIGURA 6 - NÚMERO DE PUBLICAÇÕES SOBRE BIOMASSA E CARBONO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA POR DÉCADA.

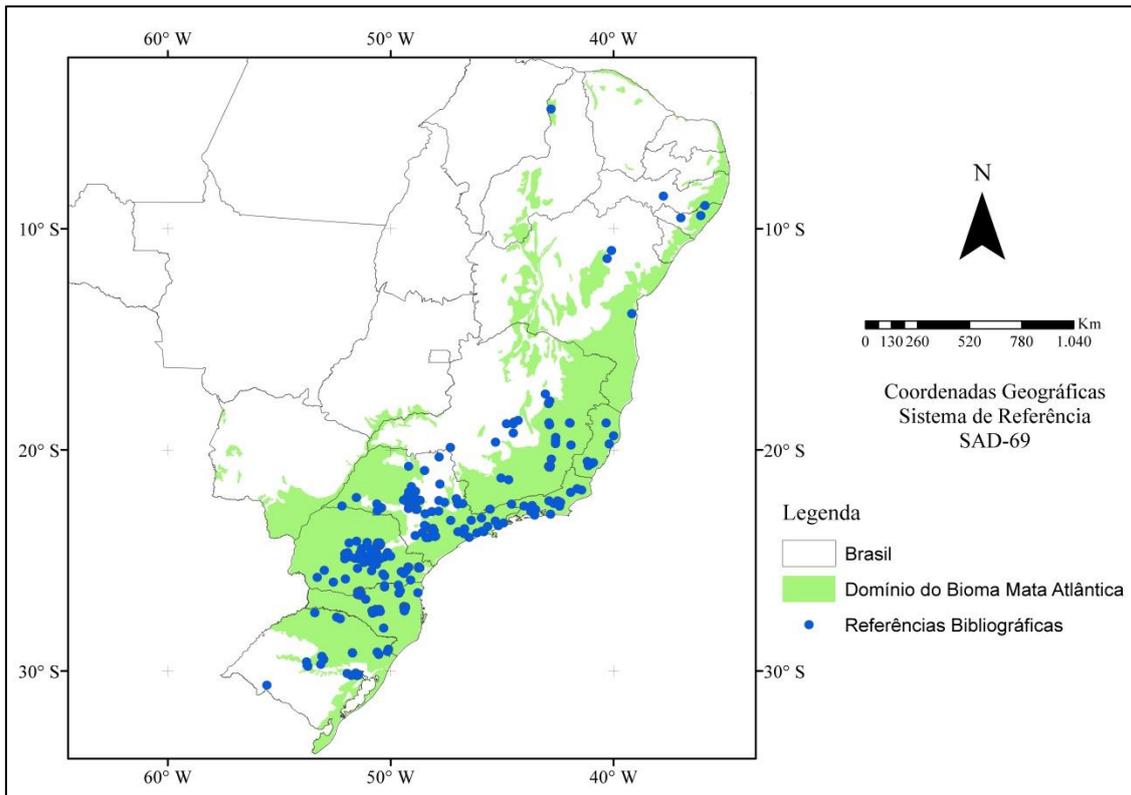


FONTE: A autora (2020)

Além disso, a própria preocupação em caracterizar o bioma Mata Atlântica aumentou continuamente desde a década de 1980, especialmente em levantamentos quantitativos da vegetação desse bioma (LIMA et al., 2015). Já a diminuição do número de publicações sobre biomassa e carbono da década de 2000 para 2010 se justifica, pois, a década atual, 2010, ainda não findou.

A Figura 7 apresenta a espacialização das literaturas de referência. A maioria das referências encontradas se concentram na região sul e sudeste, mais precisamente, nos Estados de São Paulo, Paraná e Minas Gerais.

FIGURA 7 - MAPA DE DISTRIBUIÇÃO DAS PUBLICAÇÕES REFERENTES À BIOMASSA E CARBONO TOTAIS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA.



FONTE: A autora (2020)

O percentual de publicações encontradas no Estado de São Paulo foi de 24,48%, do Paraná foi de 20,41% e em Minas Gerais, 17,68% do total. Observa-se no mapa de espacialização, que nos Estados de São Paulo e Paraná, as publicações e os estudos concentraram-se nas regiões centrais e leste destes. Isso aponta a necessidade de expandir as áreas de estudo para outros locais de domínio da Mata Atlântica. Na Bacia do Rio Iguaçu, encontrou-se cerca de 83% dos estudos realizados no Estado do Paraná, sendo que as publicações dentro da bacia estão concentradas no extremo sul do Estado, principalmente na região do município de General Carneiro.

Lima et al. (2015) também constataram a baixa representatividade dos Estados da Bahia e Mato Grosso do Sul em um levantamento sobre pesquisas quantitativas da vegetação do bioma Mata Atlântica. Os referidos autores ainda destacam que os Estados do sul e sudeste do Brasil, os quais abrigaram 67% dos remanescentes do bioma, constituíram 84% do total das pesquisas realizadas na área amostrada. Mesmo comportamento foi observado para as pesquisas sobre biomassa e carbono, em que as regiões Sul e Sudeste do Brasil concentram 93% das pesquisas.

O Inventário Florestal Nacional brasileiro é visto como uma importante ferramenta para melhorar a distribuição de dados de biomassa e carbono, uma vez que, esse inventário tem abrangência nacional e metodologia única para todos os biomas, onde a coleta de dados é realizada em pontos distribuídos a cada 20 km de distância por todo o país, o que produz informações detalhadas e de forma regular sobre aspectos como a estrutura, composição, saúde e vitalidade das florestas, biomassa, estoques de carbono e madeira (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB, 2019).

A Tabela 6 apresenta os valores mínimo, máximo, médio e desvio-padrão de biomassa e carbono florestal, ou seja, somatório de biomassa e carbono dos compartimentos (galhos, fuste, raízes, miscelânea, etc.), por Estados da Federação no referido bioma. As médias de biomassa e carbono para florestas nativas de toda região de domínio do Bioma Mata Atlântica no Brasil foram 168,03 (\pm 109,18) e 86,91 (\pm 80,47), ambos em $t.ha^{-1}$, respectivamente. Já em áreas de reflorestamentos a média para biomassa foi de 136,57 (\pm 88,86) $t.ha^{-1}$, e a de carbono foi de 75,44 (\pm 43,81) $t.ha^{-1}$.

TABELA 6 – NÚMERO (N) E REGISTROS DE BIOMASSA FLORESTAL ($t.ha^{-1}$) E CARBONO FLORESTAL ($t.ha^{-1}$) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA SEPARADOS POR ESTADO.

ESTADO	N	BIOMASSA TOTAL ($t.ha^{-1}$)		
		MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA E DESVIO-PADRÃO
BA	1	235,00	235,00	235,00
ES	11	9,70	334,50	151,36 \pm 101,99
MG	98	4,70	311,81	118,76 \pm 75,49
PI	3	3,40	6,70	5,37 \pm 1,74
PR	106	3,95	687,52	180,52 \pm 133,59
RJ	29	3,20	436,60	99,96 \pm 91,78
RS	36	19,53	380,00	169,43 \pm 89,24
SC	24	12,04	372,70	191,10 \pm 75,81
SP	106	6,00	323,00	151,59 \pm 80,83
ESTADO	N	CARBONO TOTAL ($t.ha^{-1}$)		
		MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA E DESVIO-PADRÃO
AL	7	12,20	579,01	177,27 \pm 196,09
BA	1	91,50	91,50	91,50
ES	8	65,90	437,05	164,62 \pm 119,53
MG	106	2,76	157,55	64,28 \pm 35,47
PR	80	0,35	330,00	95,71 \pm 56,59
RJ	17	1,60	356,00	68,99 \pm 83,40
RS	7	8,76	172,87	82,15 \pm 66,19
SC	27	6,50	186,56	69,17 \pm 35,54
SP	46	3,27	221,00	65,68 \pm 52,40

FONTE: A autora (2020)

Em termos municipais, os municípios que apresentaram maior número de publicações no geral foram General Carneiro (PR) e Viçosa (MG). Em General Carneiro (PR), pertencente à fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM), houve trabalhos realizados em florestas nativas e plantadas e, como resultados, em média 228,15 t.ha⁻¹ de biomassa e 98,91 t.ha⁻¹ de carbono em florestas nativas; as florestas plantadas apresentaram em média 216,40 t.ha⁻¹ de biomassa e 86,82 t.ha⁻¹ de carbono em reflorestamentos de *Araucaria angustifolia* e espécies do gênero *Pinus*. Nos estudos realizados em Viçosa (MG), sob a fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual (FES), houve coleta de dados principalmente em áreas de florestas nativas, e, como resultados obteve-se uma média de 106,75 t.ha⁻¹ de biomassa e 52,56 t.ha⁻¹ de carbono.

Subdividindo o bioma em fitofisionomias foram encontrados os seguintes valores mínimo, máximo, médio e desvio-padrão, em t.ha⁻¹, de biomassa e carbono florestais, listados na Tabela 7.

TABELA 7 - REGISTROS DE BIOMASSA FLORESTAL TOTAL (t.ha⁻¹) E CARBONO FLORESTAL TOTAL (t.ha⁻¹) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA SEPARADOS POR FITOFISIONOMIA

BIOMASSA TOTAL (t.ha⁻¹)			
FITOFISIONOMIA	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA E DESVIO-PADRÃO
Floresta Estacional Decidual	82,68	316,50	156,00 ± 76,02
Floresta Estacional Semidecidual	6,56	334,58	124,26 ± 70,34
Floresta Estacional Semidecidual Montana	166,00	227,46	210,52 ± 59,02
Floresta Estacional Semidecidual Submontana	34,30	226,48	127,74 ± 76,88
Floresta Ombrófila Densa	34,19	436,60	186,03 ± 87,82
Floresta Ombrófila Densa Montana	242,00	323,00	275,53 ± 29,98
Floresta Ombrófila Densa Submontana	224,00	260,00	246,97 ± 14,76
Floresta Ombrófila Densa Terras Baixas	208,90	208,90	208,90*
Floresta Ombrófila Mista	20,45	560,00	187,00 ± 135,13
Floresta Ombrófila Mista Montana	61,23	687,52	245,15 ± 171,90
Restinga	158,02	166,30	162,16 ± 5,85
CARBONO TOTAL (t.ha⁻¹)			
FITOFISIONOMIA	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA E DESVIO-PADRÃO
Floresta Estacional Semidecidual	3,27	579,01	69,29 ± 80,55
Floresta Estacional Semidecidual Montana	30,99	90,01	60,50 ± 41,73
Floresta Estacional Semidecidual SubMontana	15,40	52,00	31,49 ± 15,16
Floresta Ombrófila Densa	42,27	216,07	91,72 ± 47,22
Floresta Ombrófila Densa Aluvial	145,26	145,26	145,26*
Floresta Ombrófila Densa Montana	126,72	126,72	126,72*
Floresta Ombrófila Densa Submontana	113,21	135,89	124,55 ± 16,04
Floresta Ombrófila Mista	20,00	330,00	108,51 ± 71,65
Floresta Ombrófila Mista Montana	24,36	288,87	102,51 ± 71,24

* Apenas um dado de referência.

FONTE: A autora (2020)

As Tabelas 8 e 9 mostram os maiores e menores valores de biomassa e carbono registrados em áreas de reflorestamento com espécies nativas e exóticas (*Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.), além dos valores encontrados para Sistemas AgroFlorestais (SAF).

TABELA 8 - REGISTROS DE BIOMASSA FLORESTAL (t.ha⁻¹) EM REFLORESTAMENTOS DE DIFERENTES ESPÉCIES SITUADOS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

ESPÉCIE	BIOMASSA FLORESTAL (t.ha ⁻¹)		
	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA/DESVIO-PADRÃO
<i>Araucaria angustifolia</i>	73,01	372,70	260,02 ± 85,10
Reflorestamento com espécies nativas	3,20	81,00	39,39 ± 31,15
SAF	7,50	236,95	78,33 ± 91,52
<i>Pinus</i> spp.	12,04	298,99	161,09 ± 82,51
<i>Eucalyptus</i> spp.	4,70	344,58	124,04 ± 79,59

Em que SAF: Sistema AgroFlorestal.

FONTE: A autora (2020)

TABELA 9 - REGISTROS DE CARBONO FLORESTAL (t.ha⁻¹) EM REFLORESTAMENTOS DE DIFERENTES ESPÉCIES SITUADOS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

ESPÉCIE	CARBONO FLORESTAL (t.ha ⁻¹)		
	MÍNIMO	MÁXIMO	MÉDIA/DESVIO-PADRÃO
<i>Araucaria angustifolia</i>	26,82	141,56	102,83 ± 45,29
Reflorestamento com espécies nativas	1,60	60,70	28,62 ± 22,23
SAF	3,75	91,50	40,88 ± 33,41
<i>Pinus</i> spp.	0,35	135,49	77,67 ± 36,45
<i>Eucalyptus</i> spp.	2,76	191,70	76,05 ± 45,49

Em que SAF: Sistema AgroFlorestal.

FONTE: A autora (2020)

Os menores registros de biomassa em floresta nativa foi de 3,40 t.ha⁻¹, em um fragmento florestal com um ano de pousio pós uso agrícola na cidade de União (PI) (MENDES; OLIVEIRA, 2010). Os maiores valores de biomassa encontrados foram de 687,52 t.ha⁻¹ para floresta nativa, em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro-PR (WATZLAWICK et al., 2012). Em floresta plantada com espécie exótica, o menor valor de biomassa encontrado foi de 4,70 t.ha⁻¹ em um reflorestamento de *Eucalyptus* sp. com um ano de idade localizado na cidade de Ganhães (MG) (SANTANA, 2008); por outro lado, o maior valor encontrado foi de 372,70 t.ha⁻¹, em um reflorestamento de *Araucaria angustifolia* com 34 anos em Caçador-SC (TOMASELLI, 2005).

Os menores registros para carbono da biomassa florestal foram de 0,35 t.ha⁻¹ em floresta plantada, em um reflorestamento de pinus com um ano de idade em Telêmaco Borba-PR (IBARR, 2016); e em floresta nativa foi de 3,27 t.ha⁻¹, em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, localizado no Estado de São Paulo, entre os municípios de Ituverava

e Morro Agudo (BUFO, 2008). O maior registro de carbono da biomassa florestal, para floresta nativa, foi 579,01 t.ha⁻¹ em Floresta Estacional Semidecidual no Estado do Alagoas (DE PAULA et al., 2011); para floresta plantada foi de 191 t.ha⁻¹, em reflorestamento de *Eucalyptus* sp. com 7 anos de idade em Aracruz-ES (PEGORARO, 2007).

Além de dados de valores padrão, levantou-se também nessas literaturas equações ajustadas para estimar a biomassa e carbono dentro do Bioma Mata Atlântica, seja para floresta nativa em diferentes fitofisionomias, como para florestas plantadas (QUADROS 1, 2 e 3). Valores de biomassa seca e carbono foram expressos em quilogramas (kg), diâmetros em centímetros (cm), alturas em metros (m) e idades em anos.

QUADRO 1 - EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE CARBONO DA BIOMASSA FLORESTAL PARA FLORESTA NATIVA E PLANTADA NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

FISIONOMIA VEGETAL	EQUAÇÃO	REFERÊNCIA
Floresta Estacional Decidual	$\text{Ln}(C) = -10,7501678493 + 2,0580637328\text{Ln}(\text{Dap}) + 0,8604515609\text{Ln}(H)$	Scolforo et al. (2008)
Floresta Estacional Semidecidual	$\text{Ln}(C) = -10,9520199234 + 2,0898526615\text{Ln}(\text{Dap}) + 0,8096162241\text{Ln}(H)$	Scolforo et al. (2008)
	$\text{Ln}(C) = -12,3034390630 + 2,6584231780\text{Ln}(\text{Dap}) + 0,5711719721\text{Ln}(H)$	
	$C = -9,06007 + 214,017\text{GH} - 0,003428\text{Dq}^2\text{Dm} + 0,00440131\text{Dq}^2\text{Id}$	Miranda (2008)
Floresta Estacional Semidecidual Montana	$\text{CF}_{cc} = 0,013840\text{Dap}^{2,437632}\text{Hf}^{0,428609}$ $\text{CF}_{sc} = 0,011965\text{Dap}^{2,339131}\text{Hf}^{0,559942}$	Amaro et al. (2010)
Reflorestamento de <i>Eucalyptus</i> spp.	$\text{Cf} = 0,00785\text{DAP}^{1,8882}\text{H}^{1,1496}$	Silva (2007)
	$\text{Ln}(\text{Cf}) = -4,9220 + 1,8882\text{Ln}(\text{Dap}) + 1,1496\text{Ln}(H)$	Silva (2008)

Em que: C: Carbono da biomassa florestal; Dap: Diâmetro à altura do peito; H: altura total; Ln: Logaritmo Neperiano; Cf: Carbono do fuste; G: somatório das áreas basais individuais; Log: logaritmo na base 10; Hf: Altura do fuste; Dm: Maior Dap de uma mesma árvore; Dq: diâmetro médio quadrático; Id: idade.

FONTE: A autora (2020).

Foram encontrados registros de 56 equações para a estimativa de biomassa florestal em floresta nativas e plantadas. Para estimativa de carbono na biomassa florestal foram computadas 8 equações ajustadas nas florestas sob domínio do Bioma Mata Atlântica. O número baixo de equações ajustadas para a estimativa de carbono quando comparado ao número de equações para biomassa, se deve, principalmente, ao fato de vários autores utilizarem fatores de transformação do peso da biomassa em carbono.

QUADRO 2 - EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA PARA FLORESTA NATIVA DE ACORDO COM FITOFISIONIMIA (FITO.) NO BIOMA MATA ATLÂNTICA.

FITO.	EQUAÇÃO	AUTOR
FED	$\text{Ln}(\text{BS}) = -10,5940591011+1,602721969\text{Ln}(\text{Dap})+1,5878967963\text{Ln}(\text{H})$ $\text{Ln}(\text{BS}) = -10,1966777197+2,4240650757\text{Ln}(\text{Dap})+0,5413156008\text{Ln}(\text{H})$	Scolforo et al. (2008)
	$\text{Log}(\text{BSg}) = -1,959654124+2,935549979\text{logDAP}$ $\text{Log}(\text{BSfo}) = -2,322212816+2,250507575\text{logDAP}$ $\text{Log}(\text{BSf}) = -0,785272784+2,029921789\text{logDAP}$ $\text{Log}(\text{BS}) = -0,882390231+2,409594057\text{log}(\text{DAP})$	Vogel (2006)
FES	$\text{Ln}(\text{BS}) = -9,7244062219+2,2048968123\text{Ln}(\text{Dap})+0,5515240994\text{Ln}(\text{H})$ $\text{Ln}(\text{BS}) = -10,4843366195+1,6816091448\text{Ln}(\text{Dap})+1,4063159347\text{Ln}(\text{H})$ $\text{Ln}(\text{BS}) = -10,2622957616+2,1516946479\text{Ln}(\text{Dap})+0,7265663432\text{Ln}(\text{H})$ $\text{Ln}(\text{BS}) = -10,439791707+2,1182873001\text{Ln}(\text{Dap})+0,8339834928\text{Ln}(\text{H})$ $\text{Ln}(\text{BS}) = -10,9532786932+2,5464820134\text{Ln}(\text{DAP})+0,4667754371\text{Ln}(\text{H})$	Scolforo et al. (2008)
	$\text{BSa} = \exp(-2,245+2,388\text{Ln}(\text{Dap}))$ $\text{BSa} = \exp(-1,293+2,389\text{Ln}(\text{Dap})+1,373\text{Ln}(\text{ME}))$ $\text{Ln}(\text{BSf}) = 6,039+0,945\text{Ln}(\text{g})+0,961\text{Ln}(\text{H})+1,022\text{Ln}(\rho)$	Colmanetti et al. (2018)
	$\ln\text{BS} = -2,07402-0,0000094\text{Dm}^2\text{Id} + 0,000942267\text{DqId}+1,27013\ln(\text{DqH})$	Miranda (2008)
	$\text{BS} = -5,714+0,023\text{Dap}^2\text{H}$	Burger e Delitti (1999)
FES Montana	$\text{BSfcc} = 0,033430\text{Dap}^{2,397902} * \text{Hf}^{0,426536}$ $\text{BSfsc} = 0,028135\text{Dap}^{2,306505} * \text{Hf}^{0,557845}$	Amaro (2010)
FOM	$\text{BSa} = 23,846+0,03\text{Dap}^2\text{H} - 0,00000215\text{Dap}^5 - 0,011\text{Dap}^3$ $\text{BSfsc} = -77,89+0,007\text{Dap}^2\text{H} - 0,00000112\text{Dap}^5 + 0,009\text{Dap}^2\text{Hm} - 0,006\text{Dap}^3 + 12,295\text{Ln}(\text{Dap}^3)$ $\text{BScf} = 52,269 + 0,011\text{Dap}^2\text{Hm} - 0,004\text{Dap}^2\text{H} + 2,752\text{Dap} - 13,263\text{Ln}(\text{Dap}^2\text{Hm})$ $\text{BSfo} = 7,92 - 0,000000183.\text{Dap}^5 + 0,002\text{Dap}^2\text{Hm} + 0,0000214\text{Dap}^4 - 4,187\text{LnHm}$ $\text{BSgv} = -7,546 - 0,024\text{Dap}^2\text{Hm} + 0,024\text{Dap}^2\text{H}$ $\text{BSgm} = -0,416\text{Dap} + 0,038\text{Dap}^2 - 0,001\text{Dap}^2\text{H}$ $\text{BSm} = -7,726 - 0,014\text{Dap}^2 - 0,001\text{Dap}^2\text{Hm} + 0,002\text{Dap}^2\text{H} - 0,00000365\text{Dap}^4 - 0,12\text{H}^2 + 0,05\text{Hm}^2 + 0,000000023\text{Dap}^5 + 1,874\text{H}$	Ratuchne (2010)
	$\text{BS} = 79,443 - 12,1\text{Dap} + 0,655\text{Dap}^2$	Zanette (2017)
FOD	$\text{Ln}(\text{BS}) = -2,0375+0,9137\text{Ln}(\text{Dap})+1,6240 \text{Ln}(\text{H})$	Araújo et al. (2018)
	$\text{Ln}(\text{BS}) = -2,44886+2,05684\text{Ln}(\text{Dap})+0,55255\text{Ln}(\text{H})$	Silveira (2008)
	$\text{Log}(\text{BS})\text{folhosas} = 2,631343+2,03600\text{Log}(\text{Dap})+0,888710\text{Log}(\text{H})$ $\text{Log}(\text{BS})\text{palmito} = 3,41134+1,79960\text{Log}(\text{Dap})+0,06428\text{Log}(\text{H})$ $\text{Log}(\text{BS})\text{xaxim} = 1,97663+1,13170\text{Log}(\text{Dap})+0,94336\text{Log}(\text{H})$	Schoeninger (2006)

Em que: FED: Floresta Estacional Decidual; FES: Floresta Estacional Semidecidual; FOM: Floresta Ombrófila Mista; FOD: Floresta Ombrófila Densa; BS: Biomassa Seca; BSa: Biomassa Seca aérea; Dap: Diâmetro à altura do peito; H: altura total; Ln: Logaritmo Neperiano; Log: logaritmo na base 10; BSg: Biomassa Seca dos galhos; BSfo: Biomassa Seca das folhas; BSf: Biomassa Seca do fuste; BSfcc: Biomassa Seca do fuste com casca; BSfsc: Biomassa Seca do fuste sem casca; BScf: Biomassa Seca da casca do fuste; BSgv: Biomassa Seca dos galhos vivos; BSgm: Biomassa Seca dos galhos mortos; BSm: Biomassa Seca da miscelânea; BSc: Biomassa Seca da casca; BSmd: Biomassa Seca da madeira; BSa: Biomassa Seca das acículas; BSr: Biomassa Seca das raízes; Hm: altura do ponto de inversão morfológica; ρ : densidade básica da madeira; g: área basal; ME: massa específica; Dm: Maior Dap de uma mesma árvore; Dq: diâmetro médio quadrático; Id: idade.

FONTE: A autora (2020).

QUADRO 3 - EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA PARA FLORESTA PLANTADA DE DIFERENTES ESPÉCIES LOCALIZADAS NO BIOMA MATA ATLÂNTICA.

ESPÉCIE	EQUAÇÃO	AUTOR
<i>Araucaria angustifolia</i>	$\text{Ln}(\text{BSgr}) = 7,02021 - 98,2823\text{Dap}^{-1}$ $\text{Ln}(\text{BSgv}) = -5,2973 + 2,75159\text{Ln}(\text{Dap})$ $\text{Ln}(\text{BSgm}) = -12,33995 + 1,44564\text{Ln}(\text{DapH}^2)$ $\text{Ln}(\text{BScf}) = 6,67244 - 70,67524\text{Dap}^{-1}$ $\text{Ln}(\text{BSmd}) = -3,52285 + 0,69518\text{Ln}(\text{Dap}^3\text{H})$ $\text{Ln}(\text{BSr}) = -5,3829 + 2,80408\text{Ln}(\text{Dap})$ $\text{Ln}(\text{BSa}) = -2,09238 + 2,41141\text{Ln}(\text{Dap})$ $\text{Ln}(\text{BS}) = -2,12394 + 2,46033\text{Ln}(\text{Dap})$	Schumacher et al. (2011)
<i>Eucalyptus spp.</i>	$\text{BS} = -42,0156 + 0,661\text{Dap}^2$	Consensa (2017)
	$\text{BSf} = 0,0168\text{Dap}^{3,0722}$	Londero (2011)
	$\text{Ln}(\text{BS}) = -3,05053 -$ $0,48977\text{DX}/\text{Id} + 1,36552\text{Ln}(\text{Id}) + 0,12029\text{Ln}(\text{Wi} + 41) + 0,90513\text{Ln}(\text{Ti})$ $+ 2,43264\text{Ln}(\text{PMS})/\text{Ln}(\text{Pi})$	Santana et al. (2008)
	$\text{Ln}(\text{BSfo}) = -6,084800 + 3,132599\text{LnDap}$ $\text{Ln}(\text{BSg}) = -6,809065 + 3,303872\text{LnDap}$ $\text{Ln}(\text{BSc}) = -3,225698 + 1,892386\text{LnDap}$ $\text{Ln}(\text{BSmd}) = -1,907688 + 2,188285\text{LnDap}$	Schumacher e Caldeira (2001)
<i>Pinus spp.</i>	$\text{BSf} = 0,0595(\text{Dap}^2\text{H})^{0,9279}$ $\text{BSac} = 0,0012(\text{Dap}^2\text{H})^{1,0480}$ $\text{BSg} = 0,0001(\text{Dap}^2\text{H})^{1,3922}$ $\text{BSr} = 0,4484(\text{Dap}^2\text{H})^{0,5619}$	Balbinot et al. (2008)
	$\text{Ln}(\text{BSf}) = -2,94631 + 0,799593\text{Ln}(\text{Dap}^2\text{Hc}) - 0,580913\text{Ln}(\text{H})$ (14 anos) $\text{Ln}(\text{BSf}) = -4,0727 + 0,915389\text{Ln}(\text{Dap}^2\text{Hc}) - 0,548402\text{Ln}(\text{Dap})$ (10 anos) $\text{Ln}(\text{BSf}) = -3,81201 + 0,958193\text{Ln}(\text{Dap}^2\text{Hc}) - 0,256578\text{Ln}(\text{Dap}^2\text{H})$ (7 anos) $\text{Ln}(\text{BScv}) = -1,96698 + 1,2805\text{Ln}(\text{Dap}^2\text{Hc}) - 1,99845\text{Ln}(\text{H})$ (14 anos) $\text{Ln}(\text{BScv}) = -4,4577 + 0,9604\text{Ln}(\text{Dap}^2)$ (10 anos) $\text{Ln}(\text{BScv}) = -2,49968 + 1,96365\text{Ln}(\text{Dap})$ (7 anos)	Valeri (1988)

Em que: BS: Biomassa Seca; BSa: Biomassa Seca aérea; Dap: Diâmetro à altura do peito; H: altura total; Ln: Logaritmo Neperiano; Log: logaritmo na base 10; BSgr: Biomassa Seca da grimpia; BSg: Biomassa Seca dos galhos; BSf: Biomassa Seca do fuste; BScf: Biomassa Seca da casca do fuste; BSgv: Biomassa Seca dos galhos vivos; BSgm: Biomassa Seca dos galhos mortos; BSc: Biomassa Seca da casca; BSmd: Biomassa Seca da madeira; BSac: Biomassa Seca das acículas; BSr: Biomassa Seca das raízes; BScv: Biomassa Seca da copa viva; g: área basal; Id: idade; DX = variável Dummy, sendo DX = 0, para a estimativa da biomassa da parte aérea, ou DX = 1, para a estimativa da biomassa de tronco; i = região; W = disponibilidade potencial de água (mm); T = temperatura média anual (°C); P = precipitação média anual (mm); e PMS = precipitação média acumulada nos seis meses secos (mm).

FONTE: A autora (2020).

Segundo Colmanetti et al. (2018), a Mata Atlântica brasileira é um bioma biologicamente e estruturalmente diverso que abrange uma grande área, no entanto, existem poucos modelos de biomassa no nível das árvores para essa região.

6.1 LITERATURA SOBRE O TEMA POR REGIÕES DO BRASIL

6.1.1 Região Sul

Na região sul do Brasil, na área do bioma de estudo, o menor registro de biomassa total encontrado em reflorestamentos foi de $12,04 \text{ t.ha}^{-1}$, no município de Rio Negrinho-SC, em área com pinus de 0 a 5 anos (SETTE JUNIOR et al., 2004), e de carbono total foi de $0,35 \text{ t.ha}^{-1}$, em Telêmaco Borba-PR em área de reflorestamento de pinus com um ano (IBARR, 2016).

Em florestas plantadas os maiores registros de biomassa foram de $372,7 \text{ t.ha}^{-1}$ em *A. angustifolia* com 34 anos no município de Rio Negrinho (SC) (TOMASELLI, 2005); e, $186,56 \text{ t.ha}^{-1}$ de carbono total, também no Estado de Santa Catarina, na região norte do Estado, em plantio do gênero *Eucalyptus* com idade entre nove e onze anos (CEZARINI NETO, 2002).

A média de biomassa e carbono totais, em t.ha^{-1} , em áreas de reflorestamento de *A. angustifolia* foi de $260,02 (\pm 85,10)$ e $102,83 (\pm 45,29)$; do gênero *Pinus* foi de $162,43 (\pm 88,34)$ e $77,67 (\pm 36,45)$ e do gênero *Eucalyptus* foi de $163,38 (\pm 90,15)$ e $80,77 (\pm 68,09)$, respectivamente.

Em remanescentes de florestas nativas, os menores registros foram $3,61 \text{ t.ha}^{-1}$ de biomassa florestal em uma área de recomposição com espécies nativas da FOM em General Carneiro-PR (CALDEIRA; 2003); e, $20,00 \text{ t.ha}^{-1}$ de carbono da biomassa florestal também em General Carneiro-PR, em FOM (WATZLAWICK, 2009). Em contrapartida, o maior valor de biomassa florestal registrado foi de $687,52 \text{ t.ha}^{-1}$ em General Carneiro-PR, em área de FOM Montana (WATZLAWICK et al., 2012); e, de carbono foi $330,00 \text{ t.ha}^{-1}$, também no Estado do Paraná, em FOM (BEHLING, 2002).

As fitofisionomias identificadas nas publicações pertencentes ao bioma Mata Atlântica na região sul do país, foram: FED, FES, FOD, FOD Submontana, FOM e FOM Montana.

A Tabela 10 apresenta os valores médios e desvios-padrão, para cada fitofisionomia listada, tanto de carbono quanto de biomassa florestal.

TABELA 10 - VALORES MÉDIOS E DESVIOS-PADRÃO DE BIOMASSA E CARBONO FLORESTAIS ($t.ha^{-1}$) DAS FITOFISIONOMIAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA PRESENTES NA REGIÃO SUL DO BRASIL

FITOFISIONOMIA	BIOMASSA ($t.ha^{-1}$)	CARBONO ($t.ha^{-1}$)
	MÉDIA E DESVIO-PADRÃO	MÉDIA E DESVIO-PADRÃO
Floresta Estacional Decidual (FED)	156,61 ± 76,02	-*
Floresta Estacional Semidecidual (FES)	117,20 ± 31,11	107,41 ± 32,96
Floresta Ombrófila Densa (FOD)	152,60 ± 86,40	71,53 ± 17,06
FOD Submontana	-*	135,89**
Floresta Ombrófila Mista (FOM)	186,84 ± 137,80	109,22 ± 73,93
FOM Montana	245,14 ± 171,89	102,51 ± 71,24

-* sem dado de referência; ** apenas um dado de referência.

FONTE: A autora (2020).

6.1.2 Região Sudeste

Na região sudeste do Brasil, em área de reflorestamento, o menor registro de biomassa foi encontrado em plantios de eucalipto com um ano de idade, com $4,70 t.ha^{-1}$ e, para carbono, $2,76 t.ha^{-1}$ em um reflorestamento de eucalipto com 2 anos, ambos os registros na região de Ganhães-MG (SANTANA et al., 2008; SILVA, 2007). Os maiores, foram em plantio de eucalipto em Sabinópolis-MG com idade de 10 anos com $311,81 t.ha^{-1}$ de biomassa florestal (GATTO, 2005); e, para carbono de $191,7 t.ha^{-1}$ também em um reflorestamento com eucalipto, em Aracruz-ES (PEGORARO, 2007). As médias de biomassa e carbono florestais para o gênero *Eucalyptus*, nesta região brasileira, respectivamente, foram $117,28 (\pm 76,82)$ e $75,40 (\pm 42,03) t.ha^{-1}$, e para o gênero *Pinus* apenas registros de biomassa foram encontrados, sendo $153,95 t.ha^{-1}$ em média com $\pm 51,15 t.ha^{-1}$ de desvio-padrão.

As fitofisionomias identificadas nas publicações nesta região foram: FES, FES Montana e Submontana, FOD, FOD Aluvial, FOD Montana, FOD Submontana, FOD Terras Baixas e Restinga. Ainda, foi possível constatar publicações referentes às vegetações primária e secundária inicial e avançada.

Nas áreas de floresta nativa, os registros mínimos foram encontrados na região de Ituverava e Morro Agudo no Estado de São Paulo em fragmento de FES com de $6,55$ e $3,27 t.ha^{-1}$ de biomassa e carbono, respectivamente (BUFO, 2008). Os registros máximos nessa região foram $436,60 t.ha^{-1}$ de biomassa em fragmento florestal em FOD no município de Teresópolis-RJ (LINDNER, 2010); e $437,05 t.ha^{-1}$ de carbono da biomassa florestal em área de Floresta de Várzea no Estado do Espírito Santo (MAGNAGO et al., 2015). As médias

gerais de biomassa e carbono para os registros nas fitofisionomias encontradas nesta região foram, respectivamente, 154,14 ($\pm 84,62$) e 69,35 ($\pm 66,30$) t.ha⁻¹.

Em vegetação primária, há registro de biomassa e carbono no município de Viçosa-MG, cujos valores médios foram 94,15 ($\pm 102,57$) e 46,84 ($\pm 51,62$) t.ha⁻¹, respectivamente (RIBEIRO, 2007).

6.1.3 Região Nordeste

Nos Estados da região nordeste que fazem parte do bioma Mata Atlântica, encontraram-se dados de Alagoas, Bahia e Piauí. Nesta região não houve registros de dados em áreas de reflorestamento. Portanto, apenas dados de florestas nativas foram computados.

Os valores mínimos registrados foram de 3,40 t.ha⁻¹ de biomassa florestal em um fragmento com floresta secundária em União, Estado do Piauí (MENDES; OLIVEIRA, 2011), para carbono, o menor registro foi de 12,20 t.ha⁻¹ em FES no Estado de Alagoas (DE PAULA et al., 2011). Os valores máximos foram: 315,02 t.ha⁻¹ em vegetação secundária na região da Serra Grande para biomassa, e; 579,01 t.ha⁻¹ em FES, no Estado do Alagoas, para carbono da biomassa florestal (DE PAULA et al., 2011).

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir desse levantamento de literatura sobre determinações e estimativas biomassa e carbono na Mata Atlântica brasileira, percebeu-se que nem todos os Estados sob domínio do bioma Mata Atlântica contêm trabalhos com esse enfoque, logo constatou-se um déficit de pesquisas em alguns Estados acerca destes assuntos.

Desse modo, entende-se que há oportunidades para novos locais de coletas de dados e estudos, a fim de que ocorra uma cobertura homogênea de coleta de dados sobre o bioma Mata Atlântica a respeito de biomassa e carbono florestais, assim como estoque e dinâmica de florestas existentes.

O levantamento de quais instituições de ensino e pesquisa realizaram os trabalhos poderia ser uma informação importante, sendo essa uma recomendação para trabalhos futuros.

É importante o acompanhamento dos estudos com esse enfoque no decorrer da última década, assim como o levantamento de novas tecnologias empregadas na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. Portanto, essa é uma recomendação do presente trabalho.

A formação Floresta Ombrófila Densa apresentou a maior média de biomassa e de carbono florestal encontrada na literatura até 2018, enquanto a menor média de biomassa e carbono foi atribuída à Floresta Estacional Semidecidual.

CAPÍTULO III: MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 15 ANOS

RESUMO

O objetivo deste capítulo foi analisar a mudança da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica (BH) do Rio Iguaçu entre os anos de 2000 a 2015, assim como avaliar a mudança da cobertura florestal de áreas especiais dentro dessa bacia, tais como Mata Ciliar – APP, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais no mesmo período. O arquivo vetorial utilizado para a análise da mudança da cobertura foi aquele resultante da união de entidades do arquivo vetorial da classificação orientada a objetos dos anos 2000 e 2015 (classes: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração (FSEI), Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração (FSEMA), Reflorestamento e Não-Floresta) e do arquivo vetorial das fitofisionomias mais representativas da Mata Atlântica no Paraná (Campos, Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Densa (FOD) e Floresta Ombrófila Mista (FOM)). A mudança foi analisada pela comparação de extensão em área de cada fitofisionomia subdividida pelas classes de estágio sucessional e reflorestamento. Houve acréscimo de áreas cobertas com floresta nativa na BH do Rio Iguaçu, assim como as áreas de Reflorestamento aumentaram no período. Houve acréscimo de áreas cobertas com floresta nativa em Matas Ciliares – APP, Unidades de Conservação e em Terras Indígenas da BH do Rio Iguaçu, assim como, áreas de Reflorestamento aumentaram no período analisado nessas categorias de áreas especiais. Houve decréscimo da cobertura florestal nativa e plantada em áreas de Assentamentos Rurais localizados na BH do Rio Iguaçu.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Floresta Tropical; Uso do solo; Desmatamento.

ABSTRACT

The objective of this chapter was to analyze the change of the forest cover of the Iguaçu River Watershed (RW) between the years 2000 to 2015, as well as to evaluate the change of the forest cover of special areas within this basin, such as Riparian areas, Conservation Units, Indigenous Lands and Rural Settlements, in the same period. The vector file used for the analysis of the coverage changes was the result of the union of entities from the object-oriented classification vector file of the years 2000 and 2015 (class: Secondary Forest in Initial Regeneration Stage (FSEI), Secondary Forest in Medium-Advanced Regeneration Stage (FSEMA), Reforestation and not forest), and the vector file of the most representative phytophysionomies of the Atlantic Rain Forest on Paraná (Campos, Semideciduous Seasonal Forest (FES), Dense Ombrophylous Forest (FOD), Mixed Ombrophylous Forest (FOM)). The change was analyzed comparing the extent of each phytophysionomy subdivided by classes of regeneration stage and reforestation. There was an increase of areas covered with native forest in the RW of the Iguaçu River, as well as the areas of Reforestation increased in the period. There was an increase of areas covered with native forest in Riparian areas, Conservation Units and in Indigenous Lands of the RW of the Iguaçu River, as well as, Reforestation areas increased in the period analyzed in these categories of special areas. There was a decrease in native and planted forest cover in areas of Rural Settlements located in the BH of the Iguaçu River.

Keywords: Atlantic Rain Forest; Tropical forest; Use of the land; Deforestation.

8 INTRODUÇÃO

O bioma Mata Atlântica é reconhecido internacionalmente como uma das maiores e mais importantes florestas tropicais do continente sul-americano. Cerca de 70% da população brasileira vive no território da Mata Atlântica, portanto, as nascentes e mananciais desse bioma são responsáveis pelo abastecimento de água da maioria da população do país (INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS (IBF), 2018). Conseqüentemente, é fácil entender por que a Mata Atlântica foi o bioma mais destruído na história do Brasil.

Segundo Prävālie (2018), as florestas são sistemas bióticos vitais não apenas para garantir o bem-estar da sociedade humana e para preservar a biodiversidade global, mas também para regular o sistema climático, descarbonizar a atmosfera por meio de sequestro de carbono e processos de resfriamento evaporativo que mitigam aquecimento global. Todavia, os ecossistemas florestais estão sendo submetidos a uma ampla gama de distúrbios naturais e antrópicos que representam uma ameaça real não apenas à saúde da floresta e da sociedade humana, mas também para o funcionamento geral do sistema global.

Tendo em vista a grande pressão antrópica sofrida pela Mata Atlântica, o governo brasileiro criou a chamada Lei da Mata Atlântica (Lei nº 11.428/2006) a qual dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa desse bioma e dá outras providências. A fim de preservar os remanescentes de floresta, essa lei prevê restrições ao corte e supressão da vegetação primária e secundária do Bioma Mata Atlântica de acordo com o estágio de sucessão, tamanho da propriedade e para finalidades específicas, tais como utilidade pública, interesse social ou pesquisa científica (BRASIL, 2006).

Dentre os fundamentos do desenvolvimento cultural, social e econômico da espécie humana, a Biodiversidade configura um dos fundamentos mais importantes, por isso é primordial a sua conservação. Para tanto, a utilização sustentável é necessária a fim de garantir a sobrevivência humana no planeta a médio e longo prazo (BRASIL, 2018a).

O Decreto 5.092, de 21 de maio de 2004, definiu regras para identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade. A Portaria 126, de 27 de maio de 2004 do Ministério do Meio Ambiente estabeleceu o mapa "Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira" (BRASIL, 2004). As áreas prioritárias estão subdivididas nos biomas brasileiros e são, basicamente, Terras Indígenas e Unidades de Conservação (BRASIL, 2004).

Além das áreas prioritárias, as Áreas de Preservação Permanente (APP) também são consideradas áreas protegidas com a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012). Portanto, o acompanhamento das mudanças ao longo do tempo da cobertura florestal nessas áreas é de suma importância para a verificação do efetivo cumprimento de seus objetivos legais: a conservação da natureza.

A análise das mudanças do uso e cobertura da terra é uma ferramenta importante para entender os padrões de biodiversidade, principalmente em biomas muito heterogêneos e dinâmicos, tais como a Mata Atlântica (COSTA et al., 2017; SILVA et al., 2016). Segundo Silva et al. (2016), essas mudanças são fatores-chave a serem analisados nas alterações ambientais que operam em escala global e regional, os quais têm impactos na fauna e flora, nos serviços ecossistêmicos e na regulação do clima.

Dessa forma, tão importante quanto compreender os processos que envolvem o desmatamento é entender a dinâmica de uso e cobertura da terra, que é reflexo de questões socioeconômicas regionais, ou seja, compreender que o desflorestamento pode levar a migração de populações rurais e causar mudanças significativas na paisagem (ROSA et al., 2016). Portanto, a percepção da relação espacial entre variáveis ambientais, sociais e econômicas torna-se fundamental para o embasamento de políticas públicas que incentivem e facilitem o processo de regeneração e conservação florestal e, conseqüente, desenvolvimento socioeconômico regional (ARAÚJO et al., 2015).

Frente às rápidas alterações no ambiente, consequência das ações humanas, o uso de ferramentas que capturam essas mudanças em grandes áreas e com recobrimento temporal adequado são fundamentais (LIPPERT et al., 2012). Nesse contexto, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) têm se mostrado uma ferramenta de grande valia para a análise de aspectos ambientais de uma região, seja do ponto de vista físico, biótico e/ou antrópico (ROSA et al., 2016).

Diante do exposto, o objetivo deste capítulo foi analisar a mudança da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu entre os anos de 2000 a 2015, assim como avaliar a mudança da cobertura florestal de áreas especiais nesses quinze anos.

9 MATERIAL E MÉTODOS

A análise da mudança da cobertura florestal foi realizada para área total e para áreas com diferentes políticas quanto ao uso e ocupação da terra e do manejo dos recursos florestais nativos; essas áreas doravante serão tratadas como “áreas especiais”, as quais foram Área de Preservação Permanente de Recursos Hídricos, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais. O detalhamento da metodologia e de cada categoria de área especial foi disposto a seguir.

9.1 ÁREA TOTAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU

Nos arquivos vetoriais da classificação dos anos 2000 e 2015 (produto do processamento descrito no Capítulo I) foi realizada a agregação de entidades com a ferramenta “*Dissolve*” para unir as informações dos polígonos quanto à classe (Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração (FSEI), Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração (FSEMA), Reflorestamento ou Não-Floresta) e fitofisionomia (Campos, Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Densa (FOD) ou Floresta Ombrófila Mista (FOM)), e posteriormente calculada a geometria área (ha) para cada polígono.

A tabela de atributos resultante foi exportada para planilha eletrônica e a mudança foi analisada pela comparação de extensão em área de cada fitofisionomia subdividida pelas classes de estágio sucessional. Para fins de comparação, as classes Reflorestamento e Não-Floresta foram analisadas de forma única, ou seja, somadas suas áreas nas diferentes fitofisionomias.

9.1.1 Detecção de mudanças na cobertura florestal

A detecção de mudanças foi realizada a fim da visualização espacial das áreas onde ocorreram mudanças. A detecção foi realizada por consulta de atributos (*Queries*). Após a agregação de entidades (*Dissolve* das classes), o processo para detecção de mudanças teve início com a ferramenta *Union* do ArcToolBox do ArcGIS 10.4 e após esse processo, na tabela de atributos dos novos arquivos vetoriais gerados, foram criadas colunas atribuídas aos dados dos anos de 2000 e 2015, respectivamente, com valores iguais a “-1”. Posteriormente

foi calculada a área (ha) para cada polígono identificado a partir do cálculo de geometria do programa ArcGIS.

Os valores “-1” representaram os polígonos que não estavam presentes em um dos períodos de análise, isto é, quando na coluna “2000” houvesse um valor igual a “-1” este polígono não existe no ano de 2000 ou só existe no período de 2015 indicando regeneração de floresta; do mesmo modo quando o valor “-1” estiver presente na coluna “2015”, então, este polígono não existe no ano 2015 e só existe para o ano 2000 indicando supressão de floresta. Assim, tudo que fosse diferente de “-1” em ambas as colunas, representa a não alteração de cobertura florestal naquele polígono. Esse processo foi realizado três vezes a fim de gerar três arquivos vetoriais, um para cada situação: área com vegetação florestal suprimida, área com vegetação florestal regenerada e área inalterada.

Para a criação do mapa de mudanças, primeiramente nas “Propriedades” do arquivo vetorial formado pela união de polígonos selecionou-se a aba *Definition Query* e em seguida *Query Builder...* Na janela *Query Builder*, selecionou-se os atributos de mudança para cada um dos três arquivos vetoriais de união determinando-se uma condição no *SELECT * FROM* “NOME DO ARQUIVO” *WHERE*.

Para selecionar os polígonos presentes apenas no ano de 2000 e não de 2015, escreveu-se a condição: “nome da coluna referente aos dados presentes em 2015”, neste caso e a fim de demonstração, “2015”=-1, e aplicou-se ao arquivo. Ao aplicar essa condição, entende-se que, se o polígono existia no período de 2000 e não mais existe no período posterior (2015), então este polígono é uma área de floresta nativa que foi suprimida, e, portanto, classificada como Área Suprimida (vermelho).

Em outro arquivo vetorial, para selecionar apenas os polígonos presentes no ano de 2015 e não em 2000, escreveu-se a condição: “2000”=-1 e aplicou-se ao arquivo. Do mesmo modo, entende-se que se o polígono existia no período de 2015 e não existia no período anterior, então, este polígono é uma área de floresta nativa que foi regenerada, e, portanto, classificada no exemplo da figura como Área Regenerada (verde).

Nas propriedades do último arquivo vetorial, para selecionar os polígonos presentes em ambos períodos de avaliação, escreveu-se a condição: “2000”<>-1 AND “2015”<>-1 e aplicou-se ao arquivo. Polígonos nesta condição foram entendidos como aqueles que tiveram suas Áreas Inalteradas (amarelo), ou seja, existia cobertura florestal no ano 2000 e continuou existindo no ano de 2015. Porém, a alteração de estágio sucessional não pode ser detectada por essa análise visual, todavia, pode haver nestas áreas a alteração do estágio sucessional de inicial para médio-avançado ou vice-versa.

Para verificação da alteração de estágio sucessional analisou-se as colunas com a informação de estágio sucessional fazendo uma comparação simples do montante em área (ha) entre os anos de 2000 e 2015.

9.2 ÁREAS ESPECIAIS

O Decreto 5.092, de 21 de maio de 2004, definiu que o Ministério do Meio Ambiente deveria estabelecer regras para identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade. Por meio da Portaria 126, de 27 de maio de 2004, o Ministério do Meio Ambiente estabeleceu que as áreas prioritárias são as apresentadas no mapa "Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira", publicado pelo Ministério do Meio Ambiente em novembro de 2003 e reeditado em maio de 2004 (BRASIL, 2004).

As áreas prioritárias estão subdivididas nos biomas: Amazônia, Cerrado e Pantanal, Caatinga, Mata Atlântica e Campos Sulinos, Zona Costeira e Marinha. As referidas áreas são consideradas para fins de instituição de unidades de conservação (no âmbito do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC), pesquisa e inventário da biodiversidade, utilização, recuperação de áreas degradadas e de espécies sobre exploradas ou ameaçadas de extinção e repartição de benefícios derivados do acesso a recursos genéticos e ao conhecimento tradicional associado (BRASIL, 2004).

Foram analisadas separadamente as Unidades de Conservação (UC), que englobam boa parte das Áreas Prioritárias do mapa de “Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira” (Reservas Ecológicas, Áreas de Proteção Ambiental, Parques Estaduais, Reservas Extrativistas, Parques Nacionais, Reservas Biológicas, Estações Ecológicas, Reservas Florestais, Florestas Nacionais e Reservas de Desenvolvimento Sustentável) e Terras Indígenas, as quais englobam inclusive as Reservas Indígenas presentes nos limites da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. Além disso, foram analisadas Áreas de Preservação Permanente (APP) referente às Matas Ciliares e áreas de Assentamentos Rurais também dentro nos limites da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu.

Para tanto, foram utilizados os arquivos vetoriais citados no Capítulo I do presente trabalho, os quais foram recortados para a área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. Além disso, a seguir foram elucidados detalhes sobre cada categoria de área especial

analisada. Ademais, a mudança da cobertura florestal das áreas especiais foi detectada com metodologia análoga a da área total da bacia explanada nos subitens anteriores (9.1 e 9.1.1).

9.2.1 Área de Preservação Permanente – Mata Ciliar

Mata Ciliar é a vegetação que se desenvolve às margens dos cursos d'água como rios, riachos, córregos, lagoas ou entre outros. Também conhecida como floresta ciliar, mata de galeria ou mata ripária, tem grande importância para proteção dos recursos hídricos, pois, age como barreira natural protegendo os rios, estabilizando os terrenos em torno desses e mantendo a qualidade e quantidade das águas. O Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012) (BRASIL, 2012) prevê a proteção das Matas Ciliares através da demarcação de Área de Preservação Permanente (APP).

Segundo o Código Florestal Brasileiro, Área de Preservação Permanente (APP) é definida como “área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas” (BRASIL, 2012). Para Matas Ciliares, de acordo com o Artigo 4º do Código Florestal Brasileiro, considera-se Área de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas conforme definição a seguir:

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;

b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;

c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;

d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;

e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;

b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas;

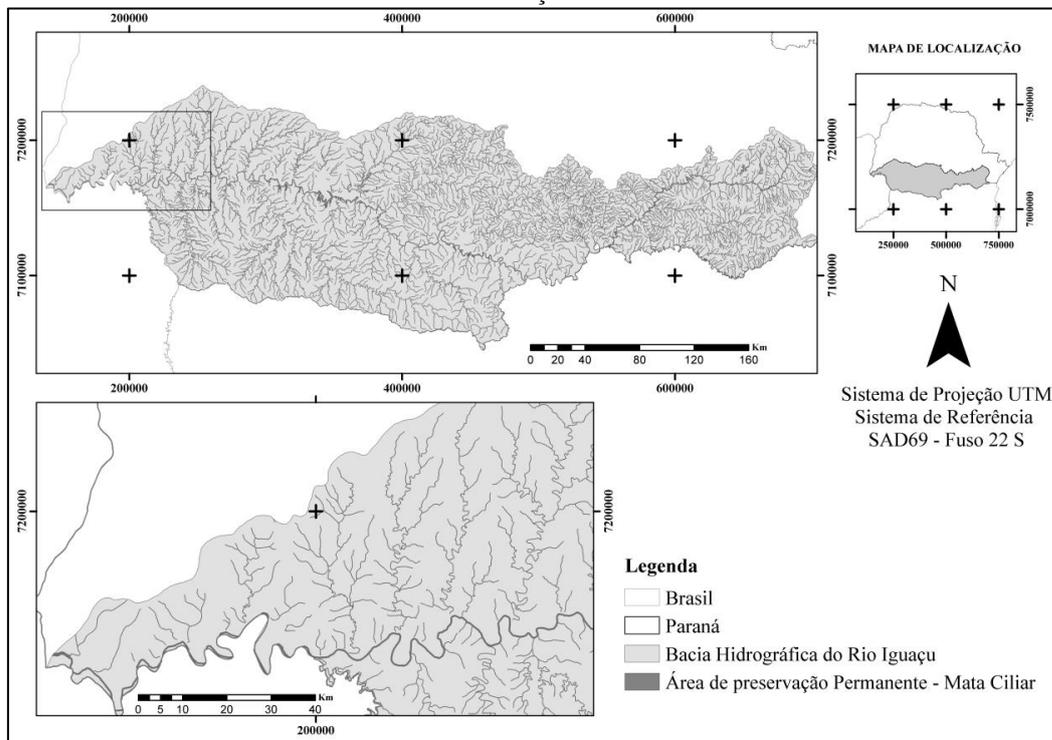
III - as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais, na faixa definida na licença ambiental do empreendimento;

IV - as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros. (BRASIL, 2012).

Para a análise da mudança da cobertura florestal das Áreas de Preservação Permanentes (APP) referentes às Matas Ciliares da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu foram utilizados os arquivos vetoriais de hidrografia do Paraná disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (ANA). Para simular a largura mínima dos rios foi realizado premilarmente o comando *buffer* sobre o arquivo vetorial de linhas da hidrografia, sendo aplicada a largura de 5 metros resultando em uma largura de 10 metros para os rios secundários; e de 50 metros para o rio principal (Rio Iguaçu) resultando em 100 metros de largura para esse rio.

A APP foi determinada com o auxílio do comando *buffer* do programa ArcGIS. Para tanto, optou-se pela padronização com a utilização de uma faixa ciliar com 100 metros para o Rio Iguaçu, uma vez que, segundo Doubrava (2013), esse rio possui uma largura de aproximadamente de 50 a 200 metros; e 30 metros para os demais rios (área mínima prevista pelo Código Florestal Brasileiro) (FIGURA 8).

FIGURA 8 - ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP) DE MATAS CILIARES DA BACIA HIDROGRAFICA DO RIO IGUAÇU – PARANÁ



FONTE: A autora (2020).

É importante ressaltar que, essa foi uma generalização simplificada frente às regras do Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012) quanto às Matas Ciliares em diferentes situações, como por exemplo, no tocante às áreas consolidadas em diferentes módulos fiscais

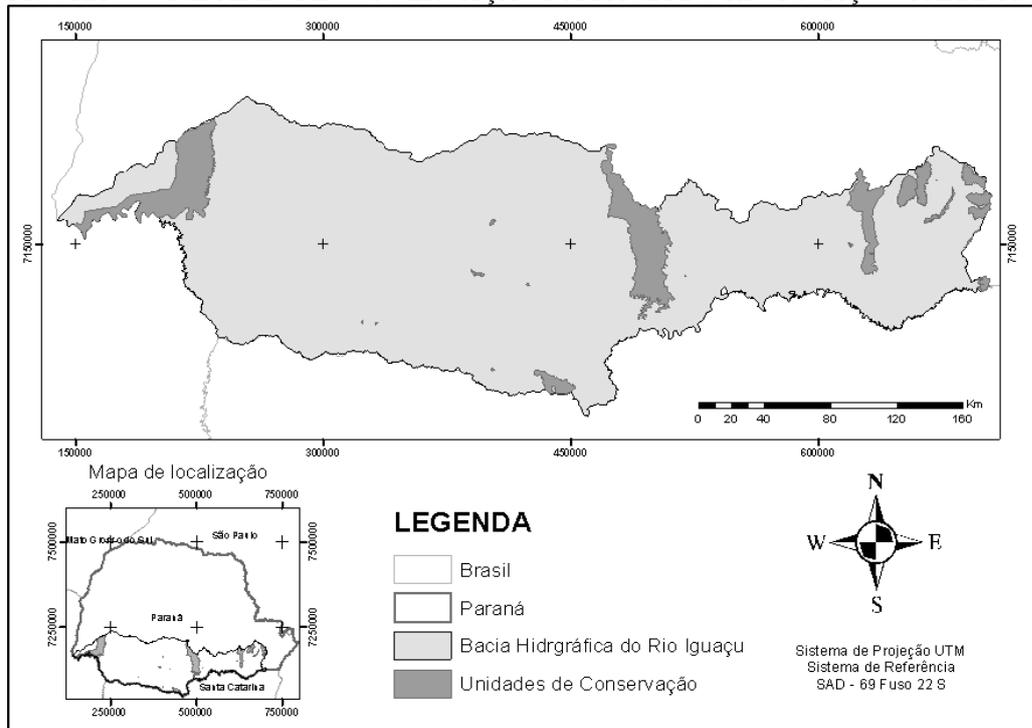
que têm especificações diferenciadas daquelas citadas anteriormente. Além disso, é relevante informar que não foram analisadas as áreas com nascentes.

9.2.2 Unidades de Conservação

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente – MMA (BRASIL, 2018c), as Unidades de Conservação (UCs) são espaços territoriais, incluindo seus recursos ambientais, com características naturais relevantes, que têm a função de assegurar a representatividade de amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas jurisdicionais, preservando o patrimônio biológico existente. Estas áreas estão sujeitas a normas e regras especiais e são legalmente criadas pelos governos federal, estadual e municipal após a realização de estudos técnicos dos espaços propostos e, quando necessário, consulta à população.

As UCs dividem-se em dois grupos: Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável. Para o presente estudo foram utilizadas todas as UCs presentes na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu totalizando 23 UCs das esferas municipal, estadual e federal (FIGURA 9).

FIGURA 9 - UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NA BACIA DO RIO IGUAÇU – PARANÁ.



FONTE: A autora (2020).

A caracterização das UCs da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu pode ser observada na Tabela 11, a qual mostra o grupo pertencente, a esfera, ano de criação e a área de ocupação. Quatorze unidades de conservação foram criadas até o ano de 2000 somando 447.045,21 ha, enquanto nove foram criadas após esse ano (juntas somam 18.881,27 ha de área). Além da mudança da cobertura florestal das UCs como um todo, foi analisada a mudança da cobertura florestal por grupo, ou seja, para UCs de Proteção Integral (PI) e Uso Sustentável (US).

TABELA 11 - CARACTERIZAÇÃO DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

UNIDADE DE CONSERVAÇÃO	GRUPO	ESFERA	CRIAÇÃO	ÁREA (ha)
Parque Nacional do Iguaçu	PI	F	1939	169.636,41
Refúgio da Vida Silvestre do Pinhão	PI	E	1983	203,83
ARIE do Buriti	US	E	1990	83,1
Floresta Estadual do Passa Dois	US	E	1990	252,7
ARIE da Serra do Tigre	US	E	1990	33,92
APA do Iguaçu	US	M	1991	4.288,00
APA do Passaúna	US	E	1991	15.560,01
APA Estadual da Escarpa Devoniana	US	E	1992	54.247,60
APA Estadual da Serra da Esperança	US	E	1992	156.554,53
APA Estadual de Guaratuba	US	E	1992	4.919,04
APA do Iraí	US	E	1996	10.640,72
APA do Pequeno	US	E	1996	6.968,83
APA Estadual do Piraquara	US	E	1996	8.848,01
APA do Rio verde	US	E	2000	14.808,51
Estação ecológica do Rio dos Touros	PI	E	2001	1.215,54
RPPN do Urú	US	F	2004	131,04
Estação Ecológica de Mata Preta	PI	F	2005	15,63
Parque Estadual de Santa Clara	PI	E	2006	631,59
Refúgio dos Campos de Palmas	PI	F	2006	16.582,36
Parque Estadual de Palmas	PI	E	2007	181,33
Parque Estadual Vitório Piassa	PI	E	2009	107,25
Parque Natural Municipal Vista Alegre	PI	M	2012	10,06
RPPN Pedra Sobre Pedra	US	F	2016	6,47
Total				465.926,48

APA: Área de Proteção Ambiental; ARIE: Área de relevante interesse ecológico; RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural; US: Uso sustentável; PI: Proteção Integral; F: Federal; E: Estadual; M: Municipal.

FONTE: Brasil (2018b).

O Sistema Nacional de Conservação da Natureza (SNUC), Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, foi instituído para atingir o objetivo de preservação dessas áreas de forma eficiente (BRASIL, 2000). Essa Lei representou grandes avanços à criação e gestão das UCs nas três esferas de governo por possibilitar uma visão de conjunto das áreas naturais a serem

preservadas, além de estabelecer mecanismos que regulamentam a participação da sociedade na gestão das UCs intensificando a relação entre o Estado, os cidadãos e o meio ambiente (BRASIL, 2018b).

9.2.3 Terras Indígenas

De acordo com a legislação vigente, os povos indígenas detêm o direito originário e o usufruto exclusivo sobre as terras que tradicionalmente ocupam. As Terras Indígenas podem ser classificadas em algumas modalidades, tais como: I) Terras Indígenas Tradicionalmente Ocupadas, que são as Terras Indígenas que trata o art. 231 da Constituição Federal de 1988 (CF/88), a qual dá direito originário dos povos indígenas, cujo processo de demarcação é disciplinado pelo Decreto n.º 1775/96; II) Reservas Indígenas, que são as terras doadas por terceiros, adquiridas ou desapropriadas pela União, que se destinam à posse permanente dos povos indígenas; III) Terras Dominiais, aquelas de propriedade das comunidades indígenas, havidas, por qualquer das formas de aquisição do domínio, nos termos da legislação civil; e IV) Interditadas, cujas áreas foram interditadas pela Fundação Nacional do Índio (FUNAI) para proteção dos povos e grupos indígenas isolados, com o estabelecimento de restrição de ingresso e trânsito de terceiros na área (FUNAI, 2019).

As Terras Indígenas Tradicionalmente Ocupadas passam por fases do procedimento demarcatório, as quais atualmente podem ser: a) Em estudo: Área em fase de realização de estudos antropológicos, históricos, fundiários, cartográficos e ambientais, que fundamentam a identificação e a delimitação da terra indígena; b) Delimitadas: Terras que tiveram os estudos aprovados pela Presidência da FUNAI, com a sua conclusão publicada no Diário Oficial da União (DOU) e do Estado, e que se encontram na fase do contraditório administrativo ou em análise pelo Ministério da Justiça, para decisão acerca da expedição de Portaria Declaratória da posse tradicional indígena; c) Declaradas: Terras que obtiveram a expedição da Portaria Declaratória pelo Ministro da Justiça e estão autorizadas para serem demarcadas fisicamente, com a materialização dos marcos e georreferenciamento; d) Homologadas: Terras que possuem os seus limites materializados e georreferenciados, cuja demarcação administrativa foi homologada por decreto Presidencial; e) Regularizadas: Terras que, após o decreto de homologação, foram registradas em Cartório em nome da União e na Secretaria do Patrimônio da União; ou então, f) Interditadas: Áreas Interditadas, com restrições de uso e ingresso de terceiros, para a proteção de povos indígenas isolados (FUNAI, 2019).

As Reservas Indígenas passam por duas etapas do processo de regularização fundiária, sejam essas, “Encaminhadas com Reserva Indígena (RI)”, são áreas que se encontram em procedimento administrativo visando sua aquisição (compra direta, desapropriação ou doação); ou “Regularizadas”, cujas áreas adquiridas possuem registro em Cartório em nome da União e que se destinam a posse e usufruto exclusivos dos povos indígenas, nesta etapa incluem-se a área Dominial (FUNAI, 2019).

O Estado do Paraná contém vinte e sete Terras Indígenas, sendo que desse total, dezoito são regularizadas, ou seja, são terras que, após o decreto de homologação, foram registradas em Cartório em nome da União e na Secretaria do Patrimônio da União. As demais se encontram em outras modalidades, tais como: em estudo, delimitadas, declaradas, homologadas ou interditadas (FUNAI, 2019). Dessas 27 áreas indígenas, sete situam-se da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, dessas sete, quatro estão regularizadas, uma declarada e duas em estudo. Sendo que, cinco encontram-se totalmente na área de abrangência da Bacia do Rio Iguaçu, enquanto duas têm seus limites extrapolados da bacia (TABELA 12).

TABELA 12 - TERRAS INDÍGENAS LOCALIZADAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR

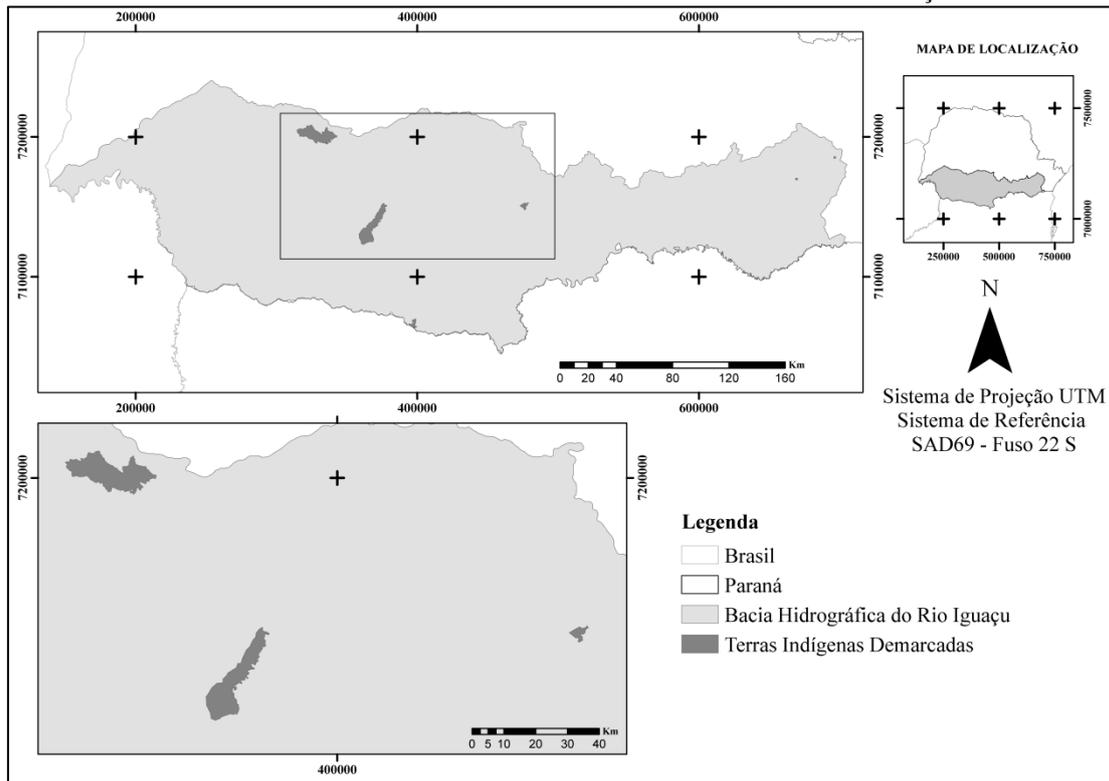
TERRA INDÍGENA	ETNIA	UF	MUNICÍPIO	FASE	MOD.	ÁREA (ha)	ÁREA_C (ha)
Rio das Cobras	Gua. Kai.	PR	Nova Laranjeiras, Espigão Alto do Iguaçu	Reg.	T.O.	18.681,98	19.069,78
Mangueirinha	Gua. Kai.	PR	Vivida, Chopinzinho	Reg.	T.O.	16.375,76	17.252,73
Rio Areia	Gua.	PR	Inácio Martins	Reg.	T.O.	1.352,38	1.365,60
Palmas*	Kai.	PR SC	Abelardo Luz, Palmas	Reg.	T.O.	3.800,88	1.627,85
Boa Vista *	Kai.	PR	Laranjeiras do Sul	Dec.	T.O.	7.336,33	13,75
Araçai (Karuguá)	Gua.	PR	Piraquara	Est.	T.O.	0,00	0,00
Kaaguy Guaxy - Palmital	Gua.	PR	União da Vitória	Est.	T.O.	0,00	0,00

Em que: Gua.: Guarani; Kai: Kaingang; Reg.: Regularizada; Dec.: Declarada; Est.: Em estudo; Mod.: Modalidade de classificação; Fase: Fase do procedimento demarcatório; T.O.: Tradicionalmente Ocupada; Área_C: área calculada. *Parte do território localizado na área de abrangência da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu.

FONTE: A autora (2020).

Houve uma pequena divergência (1 a 5%) entre a área oficial, em hectares, disponibilizada no sítio da FUNAI e a área (ha) calculada pelo programa ArcGIS. No presente trabalho a área calculada (ÁREA_C) foi utilizada para análise da mudança da cobertura florestal, assim como, não foram analisadas as Terras Indígenas que se encontram em estudo na fase do procedimento demarcatório, analisadas, portanto, cinco Terras Indígenas (FIGURA 10).

FIGURA 10 - ÁREAS INDÍGENAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.



FONTE: A autora (2020).

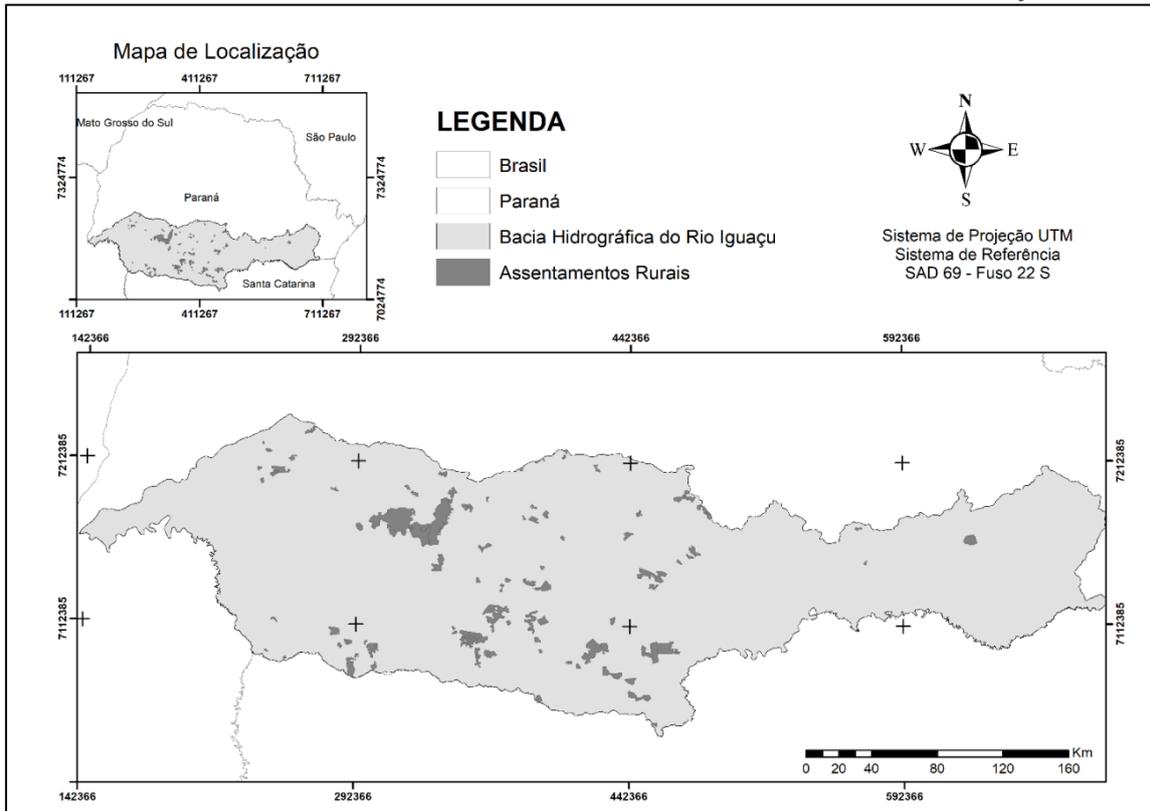
9.2.4 Assentamentos Rurais

Assentamento Rural é um conjunto de unidades agrícolas independentes entre si, instaladas pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) onde originalmente existia um imóvel rural que pertencia a um único proprietário. Cada uma dessas unidades é entregue a uma família sem condições econômicas para adquirir e manter um imóvel rural por outras vias (INCRA, 2018).

Os assentamentos podem ser divididos em dois grandes grupos: I) Aqueles criados através de obtenção de terras pelo INCRA, na forma tradicional, denominados Projetos de Assentamento (PAs), os quais incluem os ambientalmente diferenciados e o Projeto Descentralizado de Assentamento Sustentável (PDAS); e II) cuja implantação é realizada por instituições governamentais e reconhecidos pelo INCRA para acesso às políticas públicas do Programa Nacional de Reforma Agrária (PNRA) (INCRA, 2018).

De acordo com dados do INCRA (2018), existem 9.394 assentamentos em todo o país, ocupando uma área de 88.276.525,78 ha, dentre os quais 135 assentamentos rurais estão localizados nos limites da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu (FIGURA 11).

FIGURA 11 - ASSENTAMENTOS RURAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR



FONTE: A autora (2020).

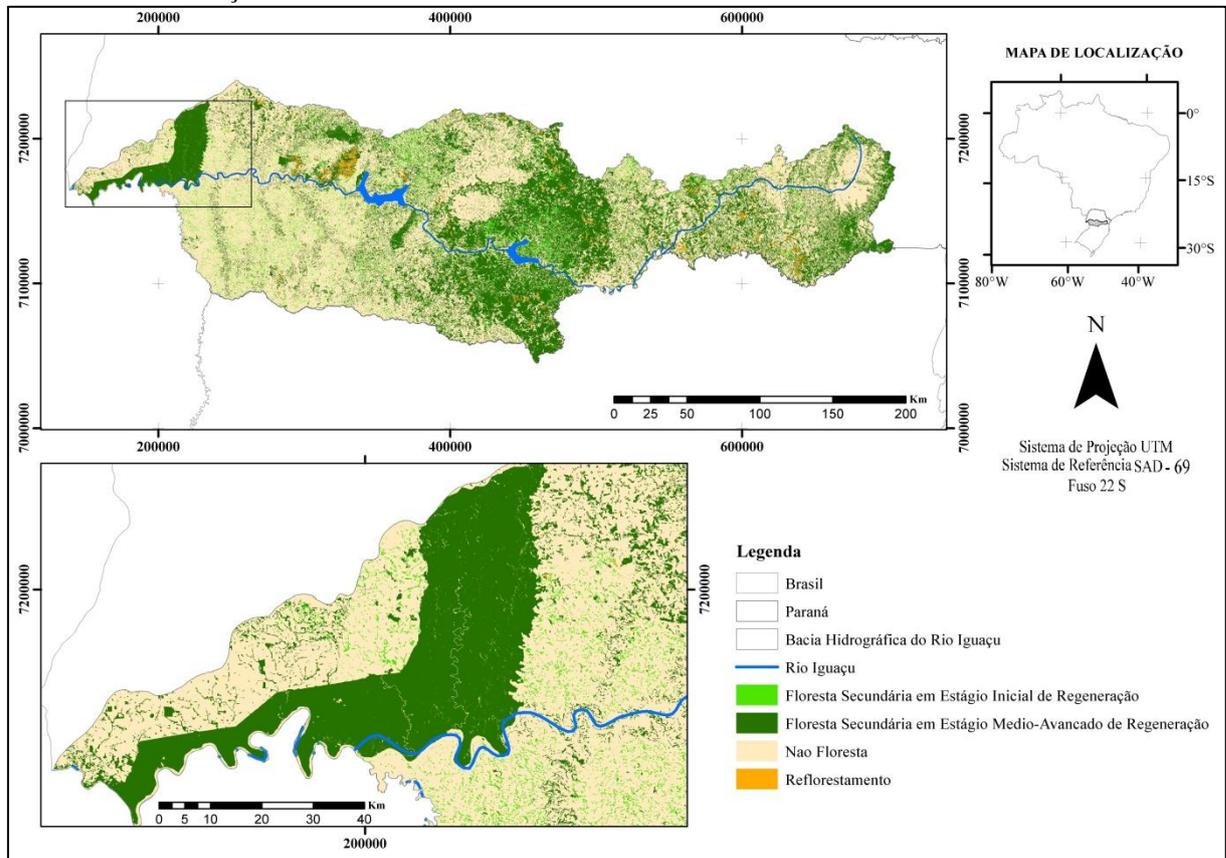
10 RESULTADOS E DISCUSSÃO

10.1 MUDANÇA DA COBERTURA FLORESTAL – ÁREA TOTAL

Nas Figuras 12 e 13 estão apresentados os mapas para os períodos 2000 e 2015 com a cobertura florestal subdividida em estágio Inicial (FSEI), estágio Médio-Avançado (FSEMA) e Reflorestamento, além das áreas de Não-Floresta, as quais possuem outros usos, como: área urbana, estradas, rios, agricultura e pastagem.

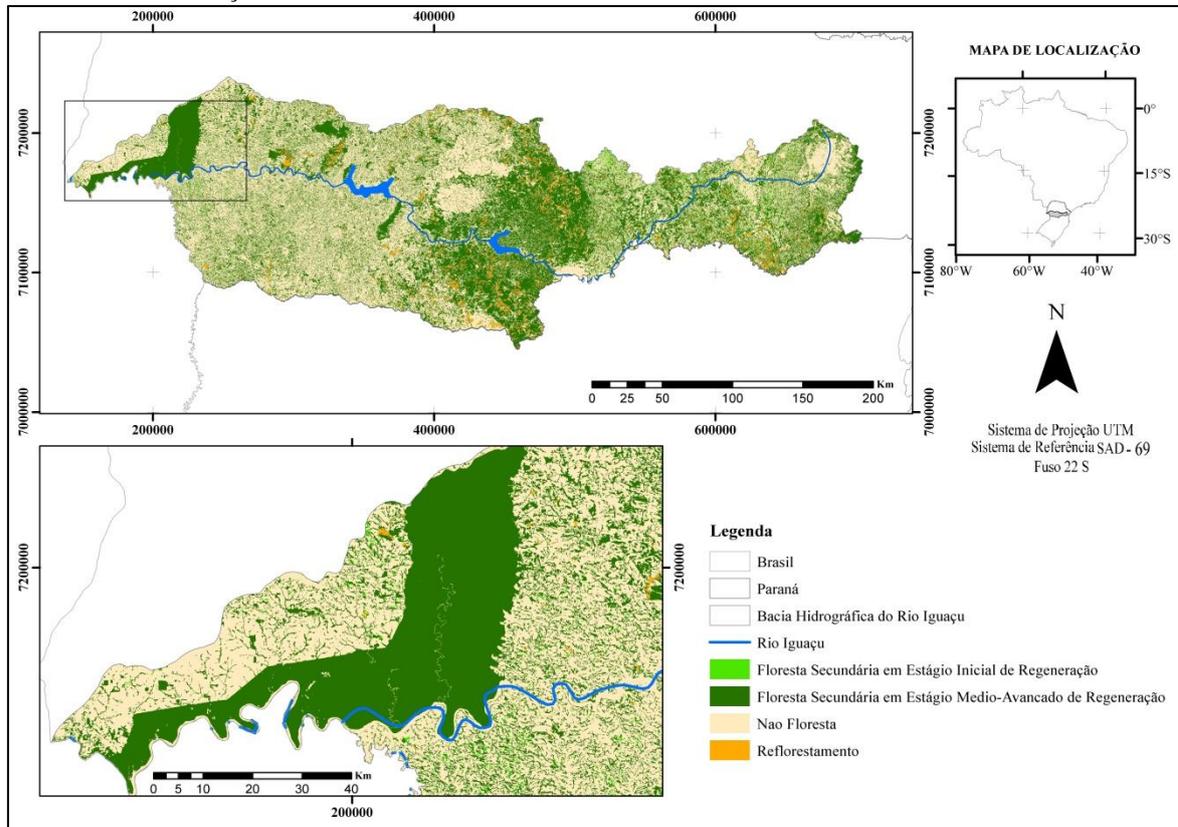
A área total da bacia é de 5.513.028,626 hectares. Observa-se um grande aumento de cobertura florestal na classe FSEMA, principalmente na porção central e leste da Bacia do Rio Iguaçu, assim como, foi possível perceber uma diminuição dos fragmentos de classe FSEI nessa mesma porção da bacia. Tais resultados reafirmam a tendência de recuperação de áreas florestais nativas observados por Doubrawa et al. (2014), que analisaram a dinâmica da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu entre 2000 e 2010.

FIGURA 12 - COBERTURA FLORESTAL DIAGNOSTICADA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000 COM DETALHE NA ÁREA DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 13 - COBERTURA FLORESTAL DIAGNOSTICADA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015 COM DETALHE NA ÁREA DO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU



FONTE: A autora (2020).

No ano 2000, a cobertura florestal contava com 2.285.737,35 ha de extensão o que correspondeu a 41,5% da área total da bacia. Sendo que do total da cobertura florestal para o ano 2000, 256.004,73 ha (11,2%) continham FSEI, 1.966.756,12 ha (86%) FSEMA e 62.976,50 ha (2,8%) de reflorestamento. Já no ano de 2015, a cobertura florestal representou 47,3% da bacia total, ou seja, 2.605.957,32 ha, sendo que desse total, 2,7% (70.419,12 ha) foram FSEI, 88,9% (2.316.703,03 ha) FSEMA e 8,4% (218.835,18 ha) de área reflorestada.

Quanto à cobertura florestal nativa (FSEI+FSEMA), no ano de 2000 a bacia contava com 2.222.760,85 ha, sendo que esse montante representava 40,32% da cobertura total da bacia. Em 2015, esse percentual subiu para 43,30% evidenciando aumento da cobertura florestal nativa para 2.387.122,15 ha. Em relação a todo o Paraná, o Inventário Florestal Nacional (IFN) apresentou os resultados para a cobertura florestal paranaense, o qual constatou que em 2019 o Estado contava com 29% de sua extensão coberta por florestas naturais (INVENTÁRIO FLORESTAL NACIONAL (IFN), 2019).

A diminuição nos fragmentos de FSEI, ao passo que os de FSEMA aumentaram no decorrer do período analisado, sugere que as florestas estejam se estabilizando, ou seja, em

áreas desmatadas que foram abandonadas, a vegetação arbórea voltou a se estabelecer passando do estágio Inicial para Médio-Avançado, assim como concluído por Doubrava et al. (2014). De acordo com Chazdon (2012), as florestas tropicais, assim como as subtropicais, retratam a herança de períodos sucessivos de colonização, exploração, cultivo, abandono e recrescimento, moldados por ocupações humanas, transformações culturais, catástrofes naturais e mudanças climáticas.

A regeneração florestal é um processo de sucessão secundária em nível de comunidade e de ecossistema, sobre uma área desmatada que anteriormente continha floresta, então, o processo sucessional segue uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012).

Além disso, a diminuição dos fragmentos em FSEI pode ser devido à maior flexibilidade de exploração desses, previstos na lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006), a qual dispõe que “o corte, a supressão e a exploração da vegetação secundária em estágio inicial de regeneração do Bioma Mata Atlântica, serão autorizados pelo órgão Estadual competente” (BRASIL, 2006, p. 5), em que esses fragmentos possam ter sido convertidos em áreas de “Não-Floresta”. Tendo em vista que para os estágios médio e avançado, além da vegetação primária, o corte e a supressão de floresta somente é permitido em caráter excepcional, como em casos de Interesse Social e Utilidade Pública (BRASIL, 2006).

Nos 15 anos de análise houve um acréscimo de 164.361,29 ha (aumento de 7,39%) de áreas com cobertura florestal nativa (FSEI+FSEMA), evidenciando a eficiência de algumas leis criadas a fim de garantir a preservação dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, tais como a Lei da Mata Atlântica (Lei 11.428/2006), a qual regulamenta a utilização e proteção da vegetação nativa desse bioma em todo o país (BRASIL, 2006). Além disso, a exigência do governo do Estado do Paraná no cumprimento do Decreto Estadual 387 de 1999, previa a obrigatoriedade das áreas rurais do Estado do Paraná em recuperar, manter e proteger as Áreas de Reserva Legal e de Preservação Permanente instituído pelo SISLEG (Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente) (PARANÁ, 1999).

De acordo com a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável e do Turismo do Estado do Paraná – SEDEST (PARANÁ, 2018), o SISLEG foi um sistema de gerenciamento instituído pelo Estado do Paraná objetivando facilitar o cumprimento das exigências legais estabelecidas pelo Código Florestal Brasileiro aos proprietários rurais e averbar as margens das matrículas, as áreas de Reservas Legais e de Preservação Permanente

de suas propriedades. Atualmente o Cadastro Ambiental Rural (CAR) é o mecanismo para adequação das propriedades rurais de acordo com o Código Florestal Brasileiro.

Segundo Doubrava (2013), algumas hipóteses são plausíveis para explicar o decréscimo do desmatamento na Bacia do Rio Iguaçu. Uma delas seria a própria diminuição na taxa de desmatamento em nível nacional no bioma da Mata Atlântica constatado no “Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica” (HIROTA et al. 2019).

Outra hipótese citada por Doubrava (2013) seria a criação das áreas prioritárias para conservação pelo Decreto de 5.092, de 21 de maio de 2004, estabelecido pelo Ministério do Meio Ambiente, o qual define as regras para identificação de áreas prioritárias a conservação via Portaria 126/2004, na qual a Bacia do Rio Iguaçu encontra-se nas classes alta, muito alta e extremamente alta em termos de importância de biodiversidade e dentro da classe de alta e muito alta quando se trata de áreas prioritárias à conservação.

Outra explicação para a diminuição do desmatamento seria a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000) o qual foi criado com objetivos de contribuir para a preservação e restauração da diversidade dos ecossistemas naturais.

Ademais, outro fenômeno que pode ter influenciado no aumento da cobertura florestal da bacia e a evolução de estágio sucessional dos fragmentos florestais foi o abandono de propriedades rurais, ou seja, o êxodo rural. De acordo com levantamentos históricos do Censo brasileiro realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população rural paranaense vem apresentando queda desde a década de 1970, sendo que de 2000 para 2010 reduziu cerca de 14% (IBGE, 2020). Com o êxodo rural muitas propriedades que antes eram produtivas têm suas áreas abandonadas e, como consequência, a vegetação regenera-se como um processo natural.

A constatação de decréscimo da taxa de desmatamento na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu vem ao encontro de outras pesquisas realizadas no bioma Mata Atlântica. Costa et al. (2017), citam estudos recentes sugerindo que, nas últimas duas ou três décadas, esse bioma vem experimentando um balanço positivo de mudanças florestais, apesar da extensa devastação histórica sofrida. Ou seja, a Mata Atlântica pode estar no início de uma “transição florestal”, ou seja, a transição da perda florestal (desmatamento maior que a regeneração) para o ganho florestal (regeneração maior que o desmatamento) (COSTA et al., 2017).

Na Mata Atlântica, assim como já discutido, a transição florestal pode ser resultado da criação e aplicação da legislação ambiental mais rigorosa e também do abandono de terras

degradadas, o que reduziu o desmatamento e permitiu a sucessão de florestas em áreas desflorestadas.

A Tabela 13 mostra a extensão da cobertura do solo por estágio sucessional e fitofisionomia na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu nos anos 2000 e 2015. Quanto à área das diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica, 16,62% da área total da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu pertence à fitofisionomia Campos, 17,01% à Floresta Estacional Semidecidual (FES), 0,55% à Floresta Ombrófila Densa (FOD) e 65,82% à Floresta Ombrófila Mista (FOM).

TABELA 13 - EXTENSÃO DA COBERTURA DO SOLO POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU ENTRE OS ANOS 2000 E 2015.

ESTÁGIO SUCESSIONAL	FITOFISIONOMIA	COBERTURA 2000 (ha)	COBERTURA 2015 (ha)
FSEI	Campos	19.920,76	12.570,72
	FES	43.312,90	5.863,33
	FOD	585,02	32,68
	FOM	192.186,05	51.952,39
Total Inicial		256.004,73	70.419,12
FSEMA	Campos	308.677,74	318.016,86
	FES	287.851,15	366.192,35
	FOD	22.283,38	22.490,88
	FOM	1.347.943,85	1.610.002,94
Total Médio-Avançado		1.966.756,12	2.316.703,03
Reflorestamento		62.976,50	218.835,18
Total de Florestas		2.285.737,35	2.605.957,33

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES: Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

As áreas de vegetação nativa em estágios inicial e médio-avançado identificadas na área de domínio da fitofisionomia Campos, foram respectivamente, 19.920,76 ha e 308.677,74 ha para o ano-base 2000, e, 12.570,71624 ha e 318.016,8611 ha para o ano-base 2015. Apesar de ocorrer uma redução de 36,9% na área em estágio inicial e um aumento de 3,03% na área de estágio médio-avançado, de modo geral, houve um aumento de 1.989,08 ha na área de cobertura florestal desta fitofisionomia. Com base na classificação do ano 2015, a cobertura florestal na área de Campos representou cerca de 6% da bacia, sendo que em 2000, representava 5,96%.

A fitofisionomia de Campos é denominada no Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012), de Estepe. Segundo esse manual, as chamadas Estepes brasileiras

estão submetidas a intenso processo de antropização, principalmente pela criação extensiva de gado aliada ao uso do fogo, fatores que condicionam sua estrutura e composição florística atuais. Em décadas mais recentes, intensificou-se a pressão antrópica sobre a Estepe em consequência da ampliação da área produtora de grãos, especialmente de soja, que contribuiu para dizimar também a grande maioria das formações florestais da Região Sul do País (IBGE, 2012).

Além disso, a fitofisionomia de Campo é caracterizada por formações vegetais predominantemente campestres, ou seja, extensões territoriais destituídas de vegetação arbórea, no entanto, no Planalto das Araucárias, essa fitofisionomia coexiste com a Floresta Ombrófila Mista, e portanto, pode apresentar capões e florestas-de-galeria (IBGE, 2012). Esse fato corrobora na justificativa da menor representatividade da cobertura florestal de Campos (cerca de 6%) em relação a cobertura total da fitofisionomia na bacia (17,01%), uma vez que a classificação orientada a objetos identificou apenas polígonos com cobertura de vegetação arbórea, sendo os polígonos com vegetação campestre classificadas como “Não-Floresta”.

No ano-base de 2000 identificou-se uma área de 585,02 ha e 22.283,38 ha, em estágios inicial e médio-avançado, respectivamente, na fitofisionomia de FOD. No ano-base de 2015, na mesma fitofisionomia, as áreas foram de 32,68 ha em estágio inicial e 22.490,88 ha em médio-avançado. Nesta área de domínio ocorreu a maior redução percentual em área de vegetação inicial (94,41%) e o menor aumento em área de vegetação médio-avançada (0,93%). De modo geral, houve uma redução da cobertura florestal nativa de 344,84 ha.

A cobertura vegetal na área de domínio da FOD, no ano de 2000, representava 0,42% da área da bacia, e no ano de 2015, passou a representar 0,41%. Pessôa e Ponzoni (2015), estudando a dinâmica da cobertura florestal das fitofisionomias da Mata Atlântica nos Estados de São Paulo e Rio de Janeiro (de 2000 a 2013), constataram que a fitofisionomia mais afetada em área para ambos os Estados foi a FOD, com área total desflorestada de 5.022 ha e 2.430 ha que corresponderam a 0,1% e 0,4% do que era encontrado desta fitofisionomia em 2000 para São Paulo e Rio de Janeiro, respectivamente.

Na área de domínio da FES, em 2000, a vegetação em estágio inicial era de 43.312,90 ha e em estágio médio-avançado de 287.851,15 ha. Já em 2015, constatou-se 5.863,33 ha e 366.192,35 ha no estágio inicial e médio-avançado, respectivamente. A mudança da cobertura florestal nesta fitofisionomia foi semelhante a área de Campos nos períodos analisados, havendo uma redução da cobertura florestal em estágio inicial de 86,46% e um aumento de 27,22% em médio-avançado. Analisando a cobertura florestal nativa total

(FSEI+FSEMA) observou-se um aumento de 40.891,63 ha no período. Em 2000, a cobertura vegetal em FES, representava 6,01% da bacia e em 2015 passou a representar 6,75%.

De acordo com Campos e Silveira Filho (2010), a FES caracteriza-se como a segunda principal formação florestal do bioma Mata Atlântica no Paraná e também a mais ameaçada nesse Estado, sendo que cobria originalmente 37,3 %, passando a conter apenas 3,4% do total no início dessa década. De acordo com o IFN (2019), a proporção da área ocupada pela tipologia FES corresponde a 47,6% das florestas naturais no Paraná. Segundo Estevan et al. (2016), diversos fatores relacionados com a exploração das riquezas da terra e sua consequente colonização contribuíram para a diminuição da área florestada do Estado paranaense como um todo.

Na área de domínio da fitofisionomia FOM, em 2000 identificou-se 192.186,05 ha em estágio inicial e 1.347.943,85 ha em estágio médio-avançado; e em 2015, 51.952,39 ha e 1.610.002,94 ha, em estágio inicial e médio-avançado, respectivamente. De 2000 para 2015, houve uma redução de 72,97% na vegetação classificada em estágio inicial e um aumento de 19,44% em áreas com vegetação em estágio médio-avançado. Analisando a vegetação da FOM como um todo, houve um aumento da área com vegetação nativa em 121.825,43 ha. A área de cobertura florestal em FOM representava 27,95% em 2000 e aumentou para 30,16% em 2015.

De acordo com Martins et al. (2017), a FOM é caracterizada floristicamente pela coexistência de vegetação de origens tropical e subtropical, com presença de gêneros de Coniferales e Laurales em que a espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (*Araucariaceae*) domina, espécie de alto valor econômico e paisagístico.

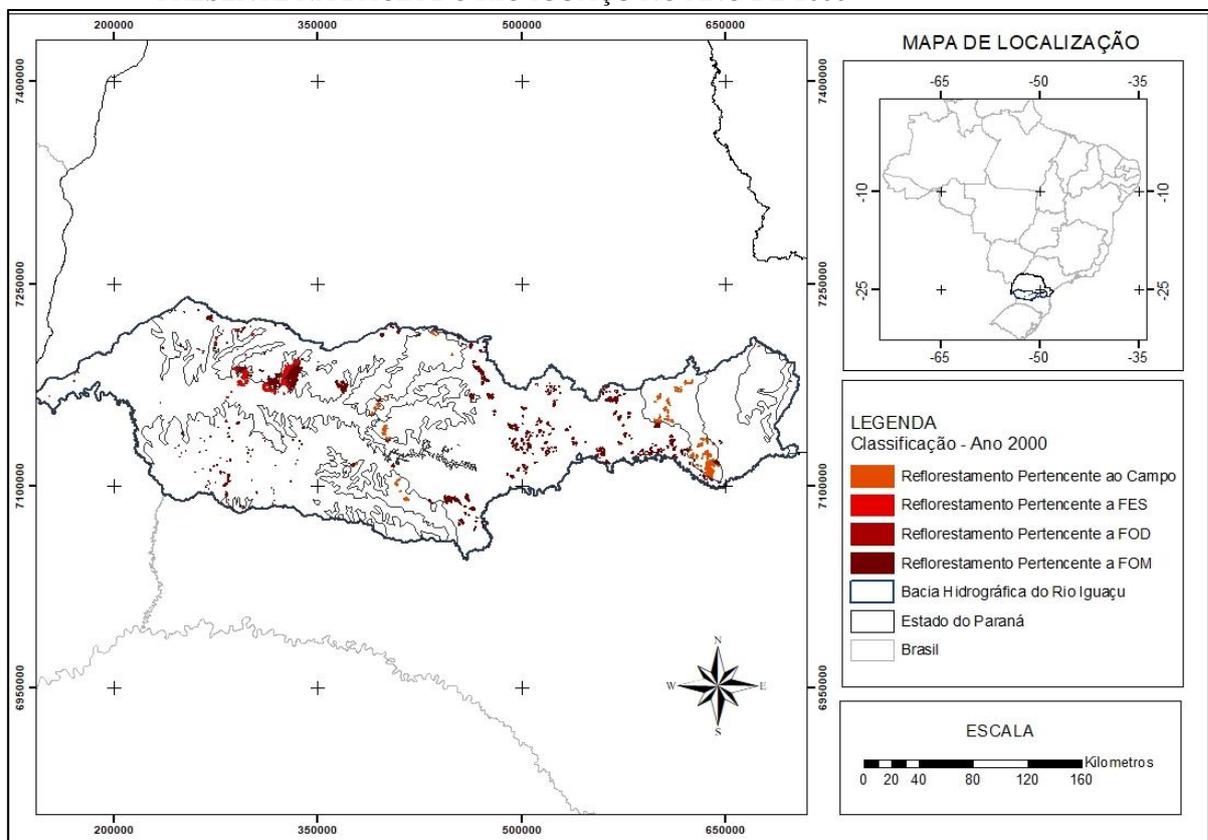
Esse cenário de aumento da cobertura florestal é visto como um grande avanço na conservação dessa fitofisionomia tão importante para o Paraná, uma vez que essa formação florestal sofreu grande devastação no século XX, devido à intensidade da exploração madeireira principalmente da *A. angustifolia*. Além disso, desmatamentos e queimadas, substituição da vegetação por pastagens e agricultura, plantios homogêneos com espécies exóticas e ampliação das zonas urbanas que se sucederam, também contribuíram para a redução das áreas de florestas originais de FOM no início do século XX (MARTINS et al. 2017).

A partir destes dados pode-se verificar que, com exceção da FOD, a área total de cobertura vegetal dentro das fitofisionomias aumentou de 2000 para 2015. Observou-se, também, que, com exceção da FOD, nas demais fitofisionomias as regiões com Não-Floresta

apresentaram redução da área de ocupação. Sendo que, de modo geral, de 2000 para 2015 foram reduzidas 9,92% dessas áreas.

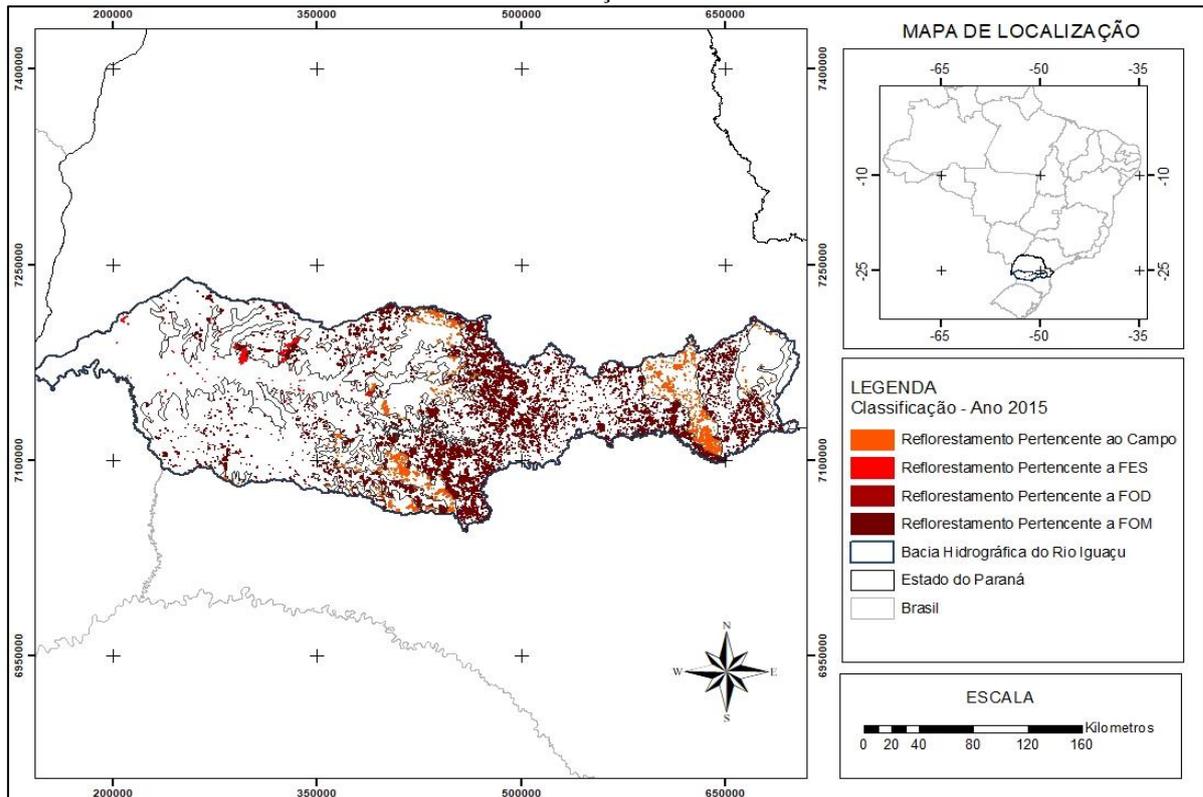
A cobertura das áreas de reflorestamento nas fitofisionomias para os anos de 2000 e 2015 pode ser observada nas Figuras 14 e 15. No ano de 2000, as florestas plantadas ou reflorestamentos presentes na fitofisionomia Campos, representavam 1,47%; para FES, 1,09% e FOM, 1,08%, não foram identificadas áreas de reflorestamento na fitofisionomia FOD neste período.

FIGURA 14 - ÁREA REFLORESTADA POR FITOFISIONOMIAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA PRESENTE NA BACIA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 15 - ÁREA REFLORESTADA POR FITOFISIONOMIAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA PRESENTE NA BACIA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015



FONTE: A autora (2020).

No ano de 2015, as áreas de plantios florestais ocuparam 4,70%, 1,07%, 0,38% e 4,57%, nas formações vegetais Campos, FES, FOD e FOM, respectivamente. Com exceção da formação FES, a qual reduziu sua área de plantio florestal em 2,22%, nas demais formações verificou-se um aumento da área de reflorestamento na bacia, sendo que na área de Campos aumentou 219,79%, FOD, 115,41% e FOM 321,66%.

No ano 2000 foi constatado no total 62.976,50 ha de florestas plantadas na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e em 2015 os reflorestamentos passaram a ter 218.835,18 ha na bacia. Uma das razões plausíveis para a elucidação desse montante relativamente baixo em 2000, seria a escassez de madeira ou o aumento da demanda no período de 1999 a 2005, conforme Almeida et al. (2009), que evidenciaram um forte aumento no preço da madeira nesse período, fato que corrobora com essa questão da carência de madeira para atender o mercado, principalmente externo. Além disso, outra questão que auxilia nesse esclarecimento é que na classificação das imagens, áreas destinadas à silvicultura que estavam em corte raso ou recém-plantio foram classificadas como Não-Floresta, o que é válido também para 2015.

De modo geral, houve um aumento de 155.858,68 ha (+247,5% em relação à 2000) na área com reflorestamento dentro da Bacia do Rio Iguaçu nesses 15 anos, o que representa

uma taxa de 10.390,58 ha por ano. Todavia, trabalhos da Secretaria da Agricultura e Abastecimento do Paraná (SEAB) em parceria com o Instituto Paranaense de Assistência Técnica e Extensão Rural (EMATER-PR), no ano de 2014, apontavam para a necessidade de plantio anual de aproximadamente 43.000 ha de florestas para atender a demanda existente no Estado, além do que já vem sendo plantado, sem considerar o índice de crescimento anual médio do setor (PLANO ESTADUAL DE CULTIVOS FLORESTAIS, 2016).

De acordo com o Plano Estadual de Cultivos Florestais (2016), a madeira representa o terceiro produto de exportação no Agronegócio do Estado do Paraná, conforme dados do Programa Especial de Exportações do Governo do Estado. Exemplo da importância do setor madeireiro é que em 2016 o Estado foi responsável por 38% das exportações brasileiras de madeira plantada e abriga o segundo maior polo moveleiro do País, na região de Arapongas, que gera mais de 9.000 empregos diretos, entre outros indiretos gerados na cadeia produtiva.

De acordo com Einfeld e Nascimento (2015), com mais de 50 anos de experiência em exploração de plantios florestais, o mercado paranaense é consolidado e muito diversificado, envolvendo a produção de lenha, carvão vegetal, madeira em tora, serrados, celulose, painéis, entre outros produtos derivados da madeira.

A questão dos cultivos florestais tem sido abordada por grupos nacionais e internacionais sob enfoques negativos, como destruição de ecossistemas, ameaça às comunidades locais, diminuição da segurança alimentar, violação de territórios indígenas e de direitos territoriais, ameaça à agropecuária e fortalecimento excessivo dos grandes grupos empresariais do setor. Porém, é importante ressaltar que as plantações florestais são como qualquer outro tipo de cultura, e que, portanto, não envolvem destruição ou comprometimento da biodiversidade, entre outros problemas anteriormente citados (PLANO ESTADUAL DE CULTIVOS FLORESTAIS, 2016).

Além disso, a implantação de plantios florestais reduz a destruição de florestas naturais, auxilia na restauração de áreas degradadas, minimiza os impactos das mudanças climáticas, além de criar empregos e melhoria da renda de pequenos e médios produtores rurais, gerando desenvolvimento e equidade social.

Uma das hipóteses que pode embasar esse aumento das áreas com reflorestamento na Bacia do Rio Iguaçu, além da já comentada demanda por área para suprir o consumo do mercado florestal estadual, foi a criação do Programa Nacional de Florestas (PNF) pelo Decreto nº 3.420, de 20 de abril de 2000, que tinha dentre os objetivos: “fomentar as atividades de reflorestamento, notadamente em pequenas propriedades rurais”; “apoiar o

desenvolvimento das indústrias de base florestal”; “ampliar os mercados interno e externo de produtos e subprodutos florestais” (BRASIL, 2000b).

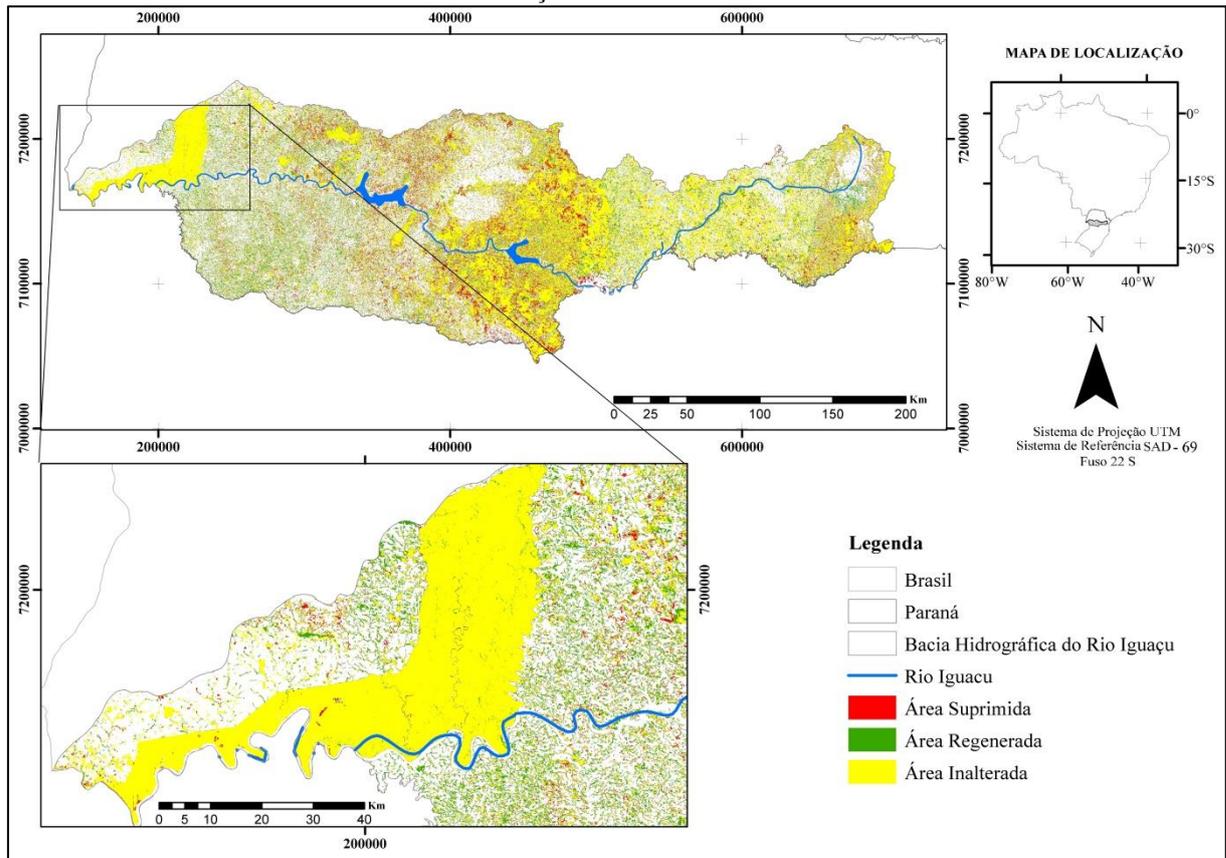
Siminski e Fantini (2010) comentam que, entre as metas do PNF até 2007, estava a expansão de 1.200.000 ha da base florestal plantada em programas empresariais e 800.000 ha plantados em pequenas médias propriedades. Ainda segundo Siminski e Fantini (2010), como forma de incentivo aos pequenos e médios produtores rurais, o PNF promoveu em 2002 o lançamento do Programa de Plantio Comercial e Recuperação de Florestas (PROPFLORA) para apoiar a implantação e manutenção das florestas comerciais desses produtores, além do Programa Nacional de Agricultura Familiar para as atividades florestais (PRONAF Florestal).

10.1.1 Detecção de mudanças na cobertura florestal – Área Total

No mapa de detecção de mudança da cobertura florestal é possível observar as áreas com cobertura florestal que foram suprimidas, regeneradas ou inalteradas (FIGURA 16). “Área Regenerada” são aqueles polígonos que não continham cobertura florestal no primeiro momento (2000) e que no segundo momento (2015) continham vegetação. Por outro lado, polígonos que no ano de 2000 continham cobertura florestal e em 2015 não, foram considerados “Área Suprimida”. Já as áreas identificadas como “Área Inalterada” foram aquelas em que havia cobertura florestal tanto no ano 2000 quanto em 2015.

Visualmente é possível perceber que os polígonos com Áreas Inalteradas (amarelo) foram maioria, porém, não foi possível afirmar se houve mais áreas regeneradas (verde) ou suprimidas (vermelho) apenas pela análise visual. Neste sentido, o montante das áreas de regeneração, supressão ou inalteradas pode ser observado na Tabela 14.

FIGURA 16 - DETECÇÃO DE MUDANÇAS NA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU



FONTE: A autora (2020).

TABELA 14 - DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM ÁREA DO ANO 2000 PARA O ANO 2015

VEGETAÇÃO NATIVA	ESTÁGIO SUCESSIONAL	ÁREA (ha)	% *
Área Suprimida	Inicial	91.397,42	3,83
	Médio-Avançado	420.377,31	17,61
Área Inalterada	Inicial→Inicial	14.228,35	0,60
	Inicial→Médio-Avançado	150.378,96	6,30
	Médio-Avançado→ Médio-Avançado	1.546.378,81	64,78
Área Regenerada	Inicial	56.187,03	2,35
	Médio-Avançado	619.950,85	25,97

*Em relação à área coberta com floresta nativa em 2015.

FONTE: A autora (2020).

A Tabela 14 revela que nesses quinze anos analisados, entre áreas regeneradas e suprimidas, a maior parte das áreas passou por regeneração, totalizando 676.137,88 ha, enquanto 511.774,73 ha foram desmatadas. Portanto, de maneira geral, houve um aumento de 164.363,15 ha em áreas regeneradas em relação às suprimidas.

As Florestas em estágio Inicial de regeneração sofreram mais supressão (91.397,42 ha) do que regeneração (56.187,03 ha), o que indica que essas áreas por serem menos

complexas e com indivíduos de menor porte, foram preferidas para supressão florestal em relação às áreas em estágio Médio-Avançado, uma vez que florestas em estágio Médio-Avançado foram mais recompostas (619.950,85 ha) do que desmatadas (420.377,31 ha). Esse comportamento também evidencia a aplicação da Lei da Mata Atlântica (11.428/2006), a qual é mais rigorosa no corte e supressão de vegetação em floresta secundária nos estágios Médio e Avançado do que para vegetação em estágio Inicial de sucessão (BRASIL 2006).

Dos 1.710.986,12 ha que não sofreram alteração, ou seja, tinham cobertura florestal nativa no ano de 2000 e continuaram com essa cobertura em 2015, 150.378,96 ha, passaram de estágio Inicial para Médio-Avançado, ou seja, essas áreas encontraram-se rumo a um clímax de estrutura florestal, sendo que essa área correspondeu a 6,3% da área total coberta por floresta nativa (2.387.122,15 ha) em 2015.

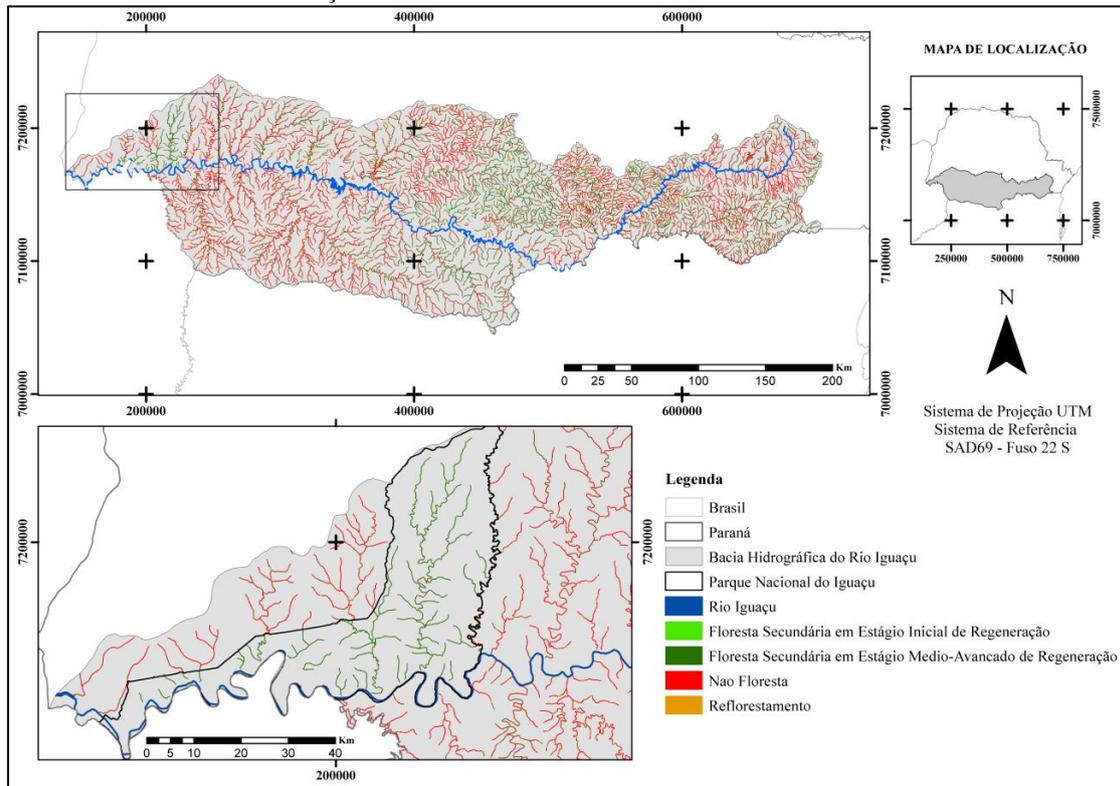
Áreas Regeneradas em estágio Médio-Avançado de regeneração (619.950,85) podem ser adicionadas a esse montante de áreas que avançam de estágio sucessional, tendo em vista que, nessas áreas a cobertura florestal passou rapidamente de inexistente em 2000 para vegetação em estágio inicial e logo para médio-avançado durante esses 15 anos. Assim sendo, pode-se afirmar que 770.329,81 ha avançaram de FSEI para FSEMA de 2000 para 2015, o que correspondeu a 32,3% de toda a área coberta com floresta nativa em 2015.

10.2 DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL – ÁREAS ESPECIAIS

10.2.1 Área de Preservação Permanente – Mata Ciliar

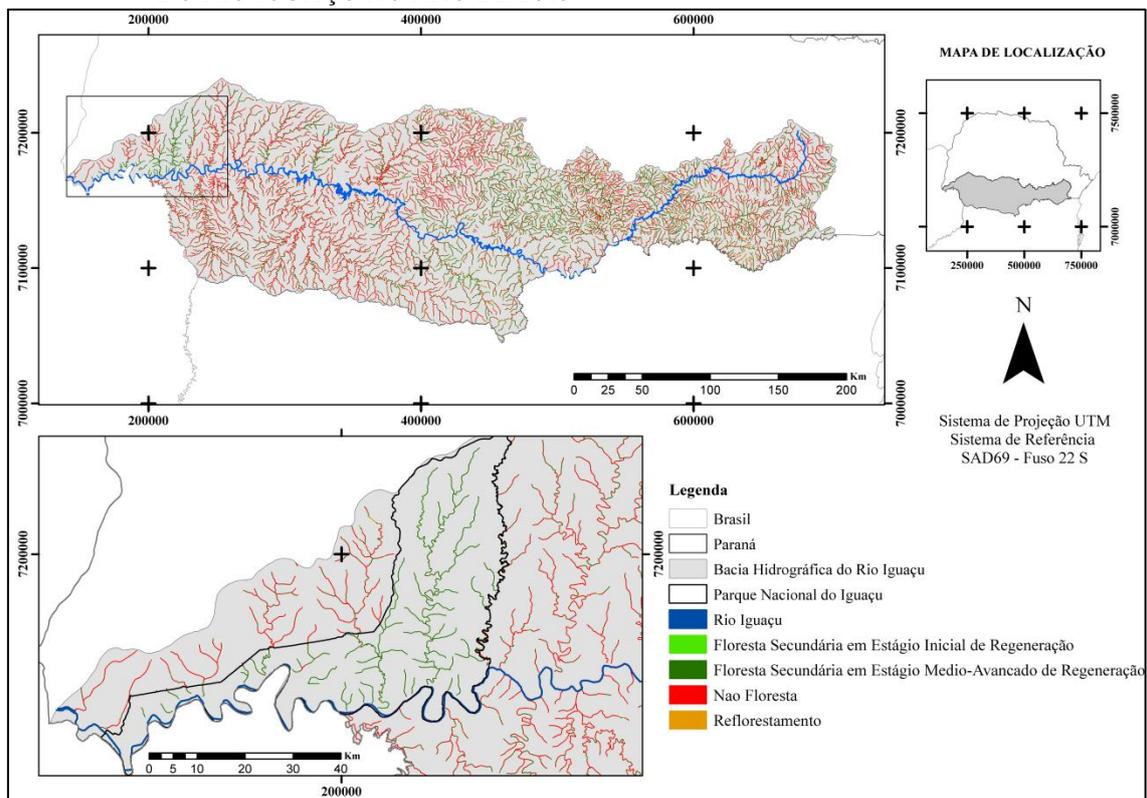
As Figuras 17 e 18 são os mapas da cobertura do solo das áreas de Preservação Permanente (APP) referentes à Mata Ciliar da Bacia do Rio Iguaçu para os anos 2000 e 2015, respectivamente. A área total da Bacia do Rio Iguaçu é 5.513.028,63 ha, enquanto a área de Mata Ciliar em preservação permanente (APP) da bacia foi de 150.946,20 ha, ou seja, 2,74% de toda a cobertura da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu pertence à Mata Ciliar – APP, segundo o critério utilizado no presente estudo.

FIGURA 17 - COBERTURA FLORESTAL DAS ÁREAS DE MATA CILIAR DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 18 - COBERTURA FLORESTAL DAS ÁREAS DE MATA CILIAR DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015



FONTE: A autora (2020).

A mudança na cobertura florestal em Mata Ciliar – APP da Bacia do Rio Iguaçu pode ser averiguado na Tabela 15. No ano de 2000, da área total de APP da bacia (150.946,20 ha), 41,31% (62.361,05 ha) correspondeu à área com floresta, o que significa que 58,69% (88.388,98 ha) da área de APP foi coberta pela classe Não Floresta. Em 2015, 73.307,75 ha foram cobertos por floresta, o que correspondeu a 48,57% de toda a área pertencente à mata ciliar - APP na bacia, portanto, a classe Não Floresta cobriu 51,43% (77.638,45 ha) da área de APP nesse ano.

TABELA 15 - DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DAS ÁREAS DE MATA CILIAR POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

ESTÁGIO SUCESSIONAL	FITOFISIONOMIA	COBERTURA 2000 (ha)	COBERTURA 2015 (ha)
FSEI	Campos*	456,61	424,59
	FES	1097,54	88,40
	FOD	6,39	0,72
	FOM	4067,32	1474,05
Total FSEI		5.627,86	1.987,76
FSEMA	Campos*	8.847,33	10.066,80
	FES	8.953,45	11.148,94
	FOD	536,79	527,31
	FOM	37.117,93	45.155,66
Total FSEMA		55.455,50	66.898,71
Total Floresta Nativa		61.083,36	68.886,47
Reflorestamento		1.277,69	4.421,27
Total Floresta		62.361,05	73.307,75
Não Floresta		88.388,98	77.638,45

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES: Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista. * Vegetação predominantemente campestre.

FONTE: A autora (2020).

Atenção deve ser dada à interpretação da quantidade de Matas Ciliares em Campos, pois, nessa fitofisionomia a vegetação ciliar pode ser campestre e não arbórea como uma característica da formação, e, portanto, essas áreas com vegetação campestre dessa fitofisionomia podem ter sido classificadas como Não-Floresta em ambos os períodos analisados.

Assim sendo, quantificou-se separadamente a área sob domínio de Campos classificada como Não Floresta a fim de melhor caracterizar a situação das Matas Ciliares da bacia. No ano de 2000, 10,49% da cobertura das Matas Ciliares foram classificadas como Não Floresta em Campos e em 2015, 9,39%. Descontados esses percentuais, torna-se mais

coerente afirmar que 48,06% das Matas Ciliares foram cobertos por Não Floresta em 2000 passando para 42,04% em 2015. Contudo, apesar de suavizado, o percentual de Não Floresta em áreas de Mata Ciliar ainda foi bastante expressivo para uma classe de área especial considerada de “Preservação Permanente” pela legislação brasileira.

O alto percentual de área não coberta por vegetação florestal nas zonas ciliares, fundamenta-se pelo fato de as atividades humanas sempre estarem centradas ao longo dos rios e zonas ribeirinhas devido à sua posição na paisagem, apesar de grande pressão da legislação ambiental para preservação dessas áreas. Atividades como a agricultura, exploram os substratos ricos em nutrientes das planícies de inundação, enquanto os rios em *canyons* ou vales abertos são represados para armazenar água para uso agrícola, doméstico e industrial. Além do mais, cursos d’água são adaptados para servir como corredores de transporte, facilitando o desenvolvimento florestal, industrial e urbano em zonas ribeirinhas (GONZÁLEZ et al., 2017).

Além disso, o Código Florestal Brasileiro traz ressalvas em relação às Áreas de Preservação Permanente, tais como as áreas rurais consolidadas, as quais são definidas como “área de imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvipastoris, admitida, neste último caso, a adoção do regime de pousio” (BRASIL, 2012). O Código trata na Seção II especificamente sobre “Áreas Consolidadas em Áreas de Preservação Permanente” em que o Art. 61-a determina que “Nas Áreas de Preservação Permanente, é autorizada, exclusivamente, a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008” (BRASIL, 2012).

Nos casos acima citados, é prevista a mínima recomposição das respectivas faixas marginais em 5 metros ao longo de cursos d’água naturais para os imóveis rurais com área de até um módulo fiscal, independentemente da largura do curso d’água. Sendo que a largura para a recomposição aumenta de acordo com o aumento do número de módulos chegando a um mínimo de 20 metros para imóveis com mais de quatro módulos (BRASIL, 2012).

Neste sentido, recomenda-se que tais áreas consolidadas sejam levadas em consideração em avaliações futuras acerca da cobertura florestal de APPs a fim de que os resultados sejam o mais próximo possível à realidade atual. Todavia, como o objetivo deste trabalho foi fazer uma generalização simples acerca das áreas especiais avaliadas, tal análise não foi realizada no presente trabalho. Ademais, uma ressalva deve ser realizada a respeito da resolução espacial utilizada no presente estudo, de 30 metros, em que se por ventura algum curso d’água apresentasse largura muito superior à generalização (10 metros para rios

secundários e 100 para o Rio Iguaçu), os pixels de cobertura dessa hidrografia também estariam na classe de Não Floresta.

De qualquer forma, é importante ressaltar que a vegetação ciliar possui função protetora da camada superficial do solo, evitando o desencadeamento de processos erosivos e o incremento consequente de sedimentos nos corpos d'água que acarretam desequilíbrios nos sistemas fluviais. A supressão da cobertura vegetal ciliar provoca interferência no ciclo e na dinâmica hidrológica local, bem como, nos processos ecológicos e geomorfológicos, tornando a situação mais grave conforme estes espaços passam a ser ocupados por construções e pavimentações que desfavorecem a infiltração das águas nos solos, o que acelera o fluxo de águas superficialmente (FURLAN et al., 2016).

Então, mesmo que o código seja mais flexível em relação a áreas consolidadas, a recomposição de uma faixa mínima ainda é exigida, ainda que essa faixa mínima não seja totalmente eficiente para o propósito que têm, minimizam os efeitos da falta de vegetação ao entorno dos corpos hídricos.

Do total de área com floresta em 2000, 97,95% (61.083,36 ha) continham floresta nativa (FSEI+FSEMA) e 2,05% (1.277,69 ha) Reflorestamento. Em 2015, da área total com floresta, 93,97% (68.886,47 ha) foram cobertos por floresta nativa (FSEI+FSEMA) enquanto, 6,03 % (4.421,27 ha) por Reflorestamento.

Nos 15 anos analisados, houve aumento da cobertura florestal como um todo. Esse aumento representou 17,55% para a classe floresta no geral (FSEI, FSEMA e Reflorestamento) e 12,77% para floresta nativa. Já a área de reflorestamento aumentou substancialmente, com uma taxa de aumento de 246,04%, o que correspondeu a 3.143,58 ha para toda área de Mata Ciliar - APP da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu de 2000 a 2015.

De modo geral, e para todas as fitofisionomias, houve decréscimo de 64,68% na área de cobertura de floresta em estágio Inicial de regeneração (FSEI), e aumento de 20,63% da cobertura de vegetação em estágio Médio-Avançado (FSEMA) em APP no período analisado. Dentre as fitofisionomias, o maior decréscimo de FSEI foi constatado para Floresta Estacional Semidecidual (FES) (-91,95%), enquanto para FSEMA o maior acréscimo na cobertura foi para a formação FES (+24,52%).

De acordo com González et al. (2017), as zonas ribeirinhas ou ciliares executam múltiplas funções ecológicas, tais como refúgio para a biodiversidade regional, regulação climática, tamponamento de inundações, filtragem de água e nutrientes, canais de fluxo sombreado e alta produção de biomassa. Muitas dessas funções estão diretamente relacionadas aos principais serviços ecossistêmicos prestados à sociedade e tem relevância

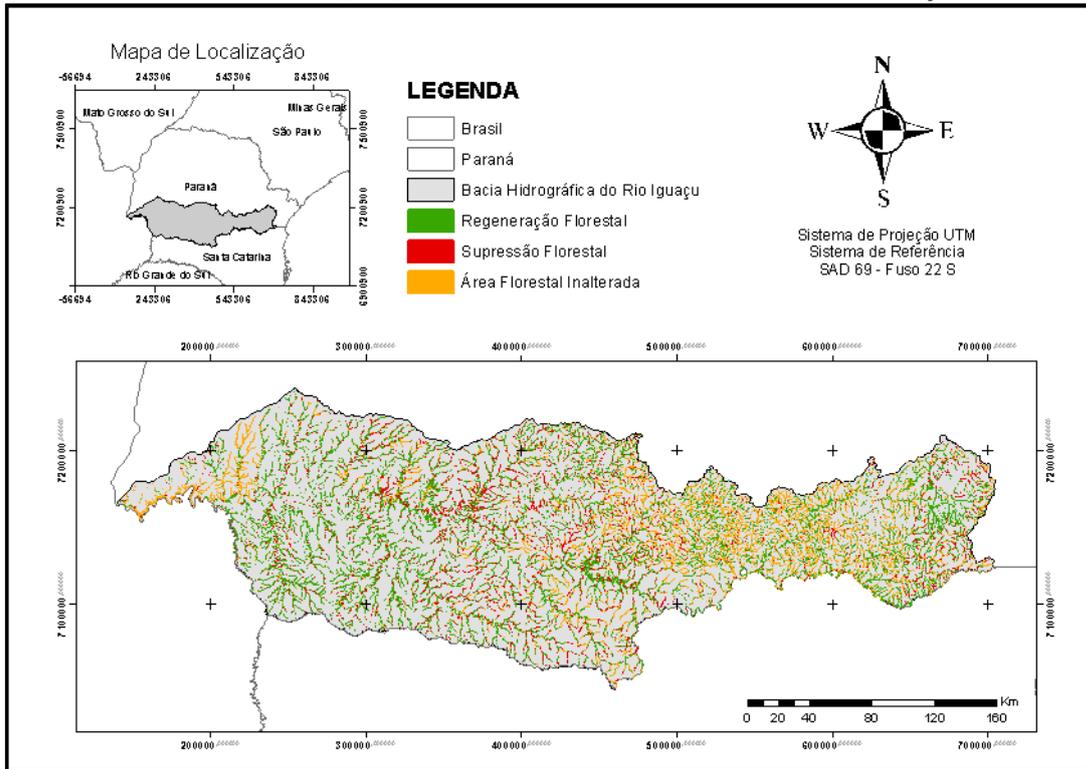
econômica direta, incluindo o controle de inundações, apoio à agricultura, silvicultura, indústria e urbanização, entre outras várias atividades recreativas ao ar livre, como visitas a ambientes naturais, caminhadas, canoagem e pesca.

Além disso, a deterioração de uma bacia hidrográfica com a remoção da vegetação ciliar modifica significativamente a qualidade da água do rio e isso tem várias consequências no abastecimento público, pois a deterioração da qualidade da água aumenta consideravelmente os custos do tratamento para fornecimento público, além de consequente perda de serviços ecossistêmicos (TUNDISI; TUNDISI, 2010).

Tundisi e Tundisi (2010) afirmam que o investimento com tratamento de água proveniente de áreas protegidas com mananciais de boa qualidade é menor quando comparado ao tratamento de água em região desmatada. De acordo com esses autores, no ano de 2010, os custos deste tratamento chegavam a no máximo R\$ 2,00 ou R\$ 3,00 por 1.000 m³ de água tratada (adição de cloro e flúor), enquanto em áreas com desmatamento e degradação dos mananciais este custo poderia chegar a R\$ 250,00 ou R\$ 300,00 por 1.000 m³. Segundo esses autores, este aumento significativo ocorre em função de necessidade do uso de floculantes, coagulantes e desinfetantes que devem ser adicionados para tornar a água potável.

Na Figura 19 é possível observar as áreas onde houve Regeneração (verde) ou Supressão (vermelho) Florestal e, ainda, Áreas Inalteradas (amarelo) de cobertura florestal.

FIGURA 19 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM MATA CILIAR (APP) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR



FONTE: A autora (2020).

É importante ressaltar que a Figura 18 acima não faz distinção sobre a mudança de estágio sucessional, apenas contabiliza regiões com presença ou ausência de vegetação nos anos 2000 e 2015. De maneira geral, houve predominância de áreas inalteradas em Mata Ciliar em toda a bacia. Na região do extremo oeste da bacia, a maioria das Matas Ciliares não sofreu alterações, essa região abriga o Parque Nacional do Iguaçu, e, portanto, sua área é protegida, o que contribuiu para a manutenção da cobertura florestal existente. A mudança da cobertura florestal por estágio de sucessão pode ser observada na Tabela 16.

TABELA 16 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM MATA CILIAR (APP) DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

VEGETAÇÃO NATIVA	ESTÁGIO SUCESSIONAL	ÁREA (ha)
Área Suprimida	Inicial	1.868,87
	Médio-Avançado	11.187,52
Área Inalterada	Inicial → Inicial	278,94
	Inicial → Médio-Avançado	3.486,13
	Médio-Avançado → Médio-Avançado	44.346,26
	Médio-Avançado → Inicial	0,00
Área Regenerada	Inicial	1.709,13
	Médio-Avançado	19.157,02

FONTE: A autora (2020).

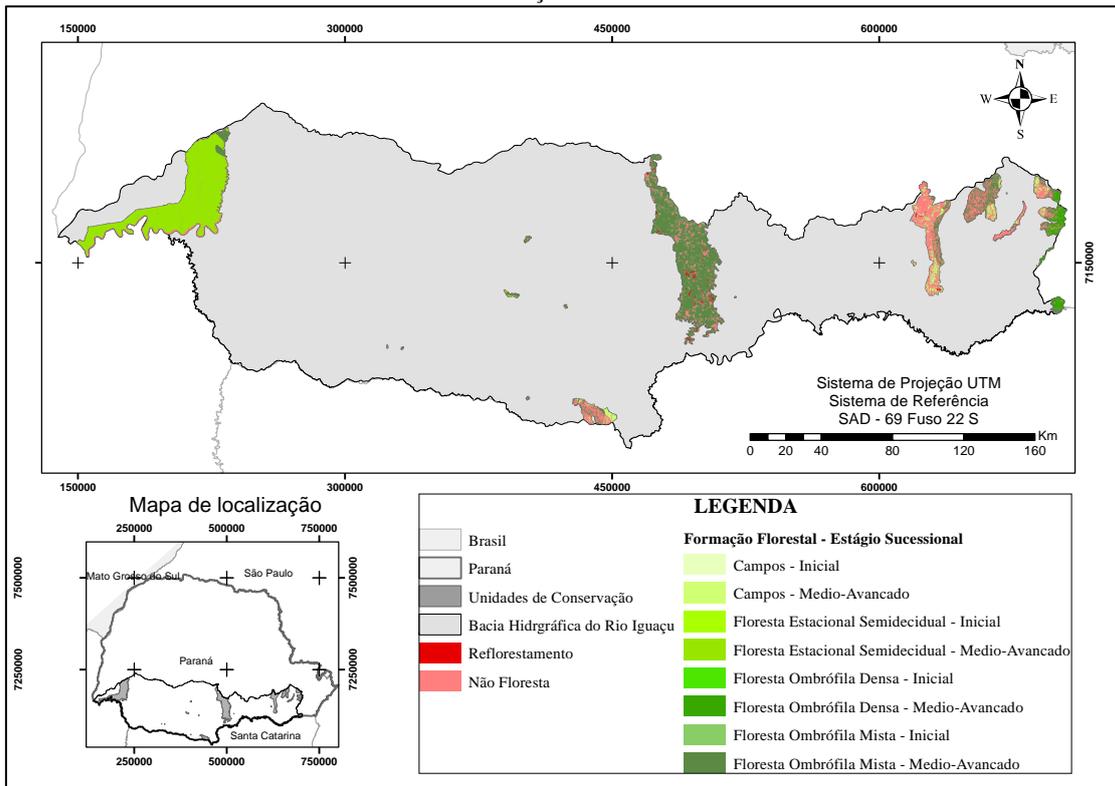
Na Tabela 16, confirma-se a alegação acima de que as Áreas Inalteradas foram maioria para áreas de Mata Ciliar da Bacia do Rio Iguaçu, com 48.111,33 ha de modo geral. Dentre essas áreas, houve 3.486,13 ha de floresta que passaram do estágio Inicial para Médio-Avançado. Todavia, maior parte das áreas inalteradas correspondem às regiões que estavam em Estágio Médio-Avançado e assim permaneceram de 2000 para 2015. A área suprimida de modo geral foi inferior à área regenerada. O estágio Médio-Avançado foi o que sofreu maior supressão, todavia, também foi o mais regenerado, isso porque foi a condição inicial da maioria da cobertura florestal das Matas Ciliares da Bacia do Rio Iguaçu.

Não foram constatadas áreas em que a vegetação nativa inicialmente (2000) estava em estágio Médio-Avançado de regeneração e posteriormente, em 2015 passou para estágio Inicial de sucessão, o que poderia indicar a supressão da vegetação da área e, posterior abandono, restauração ou recuperação ambiental.

10.2.2 Unidades de Conservação

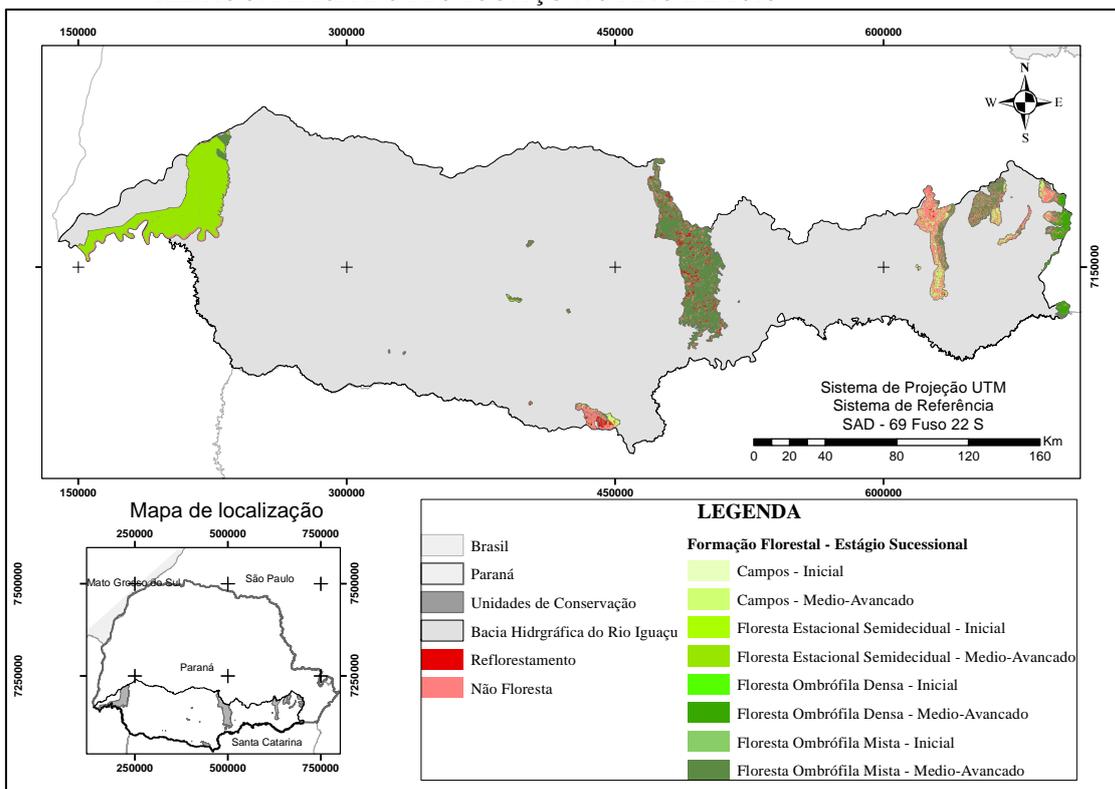
As Figuras 20 e 21 são os mapas da cobertura florestal classificada por fitofisionomias florestais nos estágios Inicial e Médio-Avançado de sucessão e Reflorestamento para os anos 2000 e 2015, respectivamente. A área total pertencente às Unidades de Conservação (UCs) foi de 465.926,47 ha, ou seja, 8,45 % de toda a cobertura da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. Da área total recoberta por UCs, 72,4% (337.494,66 ha) foram cobertos por floresta no ano 2000 e 77% (358.765,27 ha) em 2015, ou seja, de maneira geral nos quinze anos analisados houve um acréscimo de mais de 4% em cobertura florestal nas Unidades de Conservação da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. O acréscimo em cobertura florestal no período pode ser justificado pela criação de nove UCs após o ano 2000, que juntas somam 18.881,27 ha em área.

FIGURA 20 - COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2000



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 21 - COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU NO ANO DE 2015



FONTE: A autora (2020).

Em 2015 cerca de 23% da área das UCs foi coberta pela classe “Não Floresta”, que envolve usos do solo tais como: agricultura, pecuária, edificações, solo exposto, rios entre outros. Porém, é necessário atentar-se às UCs de Uso Sustentável (US), pois essas visam conciliar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2018b) e, conseqüentemente, admitem a presença de moradores, sendo então, natural que a classe Não Floresta seja presente. Dentre as UCs na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, 14 são de uso sustentável e essas representavam 50,67% da extensão em área das UCs em 2000 e 52,80% em 2015.

Mesmo que parte das UCs analisadas integre o grupo de Unidades de Conservação de Uso Sustentável, é necessária muita atenção às atividades desenvolvidas nessas áreas, visto que, a apropriação humana dos recursos naturais potencializa e acelera alterações na paisagem quando comparada às modificações ocorridas de forma natural (MAGANHOTTO et al., 2014).

Outro aspecto importante a ser levado em consideração, é que a ocupação humana pode alterar a paisagem de tal modo que a área pode perder a eficiência em conservação ambiental. Como a exemplo de outras regiões brasileiras, tais como na Amazônia Legal, que entre 1995 e 2013 os governos federal e estaduais de Rondônia, Mato Grosso e Pará retiraram a proteção de 2,5 milhões de ha em 38 áreas protegidas (UCs e Terras Indígenas) sendo as principais justificativas as ocupações (74% dos casos) e instalação de projetos hidrelétricos (MARTINS et al., 2014).

Mascia e Pailler (2011) afirmam que os parques nacionais e outras áreas protegidas (APs) são a base dos esforços globais para conservar a diversidade biológica, logo, políticas e práticas de conservação presumem que as APs são equipamentos permanentes na paisagem. Todavia, evidências apontam para o rebaixamento ou desclassificação, redução e degradação de áreas protegidas (PADDD do inglês *Protected Areas Downgrading, Downsizing, and Degazettement*). Esses mesmos autores realizaram uma investigação preliminar sobre PADDD e suas implicações para a ciência e política de conservação, explorando a literatura publicada e relatos da mídia contemporânea e afirmam que as causas imediatas do PADDD variam amplamente, mas se concentram no acesso e uso de recursos naturais dessas áreas.

No Brasil, Bernard et al. (2014) identificaram 93 eventos do PADDD de 1981 a 2012, sendo que esses eventos aumentaram em frequência desde 2008 e foram atribuídos principalmente a geração e transmissão de eletricidade na Amazônia. Esse montante soma 7,3 milhões de ha que foram afetados em decorrência do PADDD em parques e reservas brasileiras. Os mesmos autores destacam ainda, que o bioma mais afetado foi a Mata

Atlântica, com 44,1% dos casos, seguida da Amazônia (42,6%), Cerrado (9,7%) e Caatinga (3,2%).

Neste contexto, segundo Maganhotto et al. (2014), acredita-se que as UCs têm sua contribuição na preservação da natureza, todavia é notório que apenas a sua criação não garante o uso racional dos recursos naturais, sendo necessária, portanto, a implementação da unidade de modo planejado, tendo como base de gestão, o Plano de Manejo e o Zoneamento Ambiental, os quais precisam ser elaborados com base em uma análise integrada das variáveis físicas, biológicas e antrópicas presentes na unidade.

A Tabela 17 mostra a cobertura florestal das UCs em hectares por estágio sucessional e por fitofisionomia florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu em 2000 e 2015. Nota-se que, de maneira geral, todos os estágios sucessionais aumentaram de área de 2000 para 2015, assim como o Reflorestamento. A cobertura florestal em FSEI diminuiu em área para a maioria das fitofisionomias, com exceção de Campos que apresentou acréscimo de 111,32 %, a qual é responsável pelo aumento total desse estágio de sucessão. Por outro lado, a cobertura florestal em FSEMA aumentou para a maioria das fitofisionomias, com exceção da Floresta Ombrófila Mista (FOM), a qual apresentou um decréscimo de 2.280,29 ha.

TABELA 17 - DINÂMICA DA COBERTURA FLORESTAL DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

ESTÁGIO SUCESSIONAL	FITOFISIONOMIA	COBERTURA 2000 (ha)	COBERTURA 2015 (ha)
FSEI	Campos	828,89	1.751,63
	FES	52,39	0,13
	FOD	383,26	17,56
	FOM	2.590,41	2.546,71
Total FSEI		3.854,95	4.316,02
FSEMA	Campos	15.861,39	17.174,40
	FES	154.739,80	156.428,66
	FOD	13.010,21	13.200,92
	FOM	145.064,40	142.784,11
Total FSEMA		328.675,81	329.588,10
Total Floresta Nativa		332.530,76	333.904,12
Reflorestamento		4.963,90	24.861,15
Total Floresta		337.494,66	358.765,27

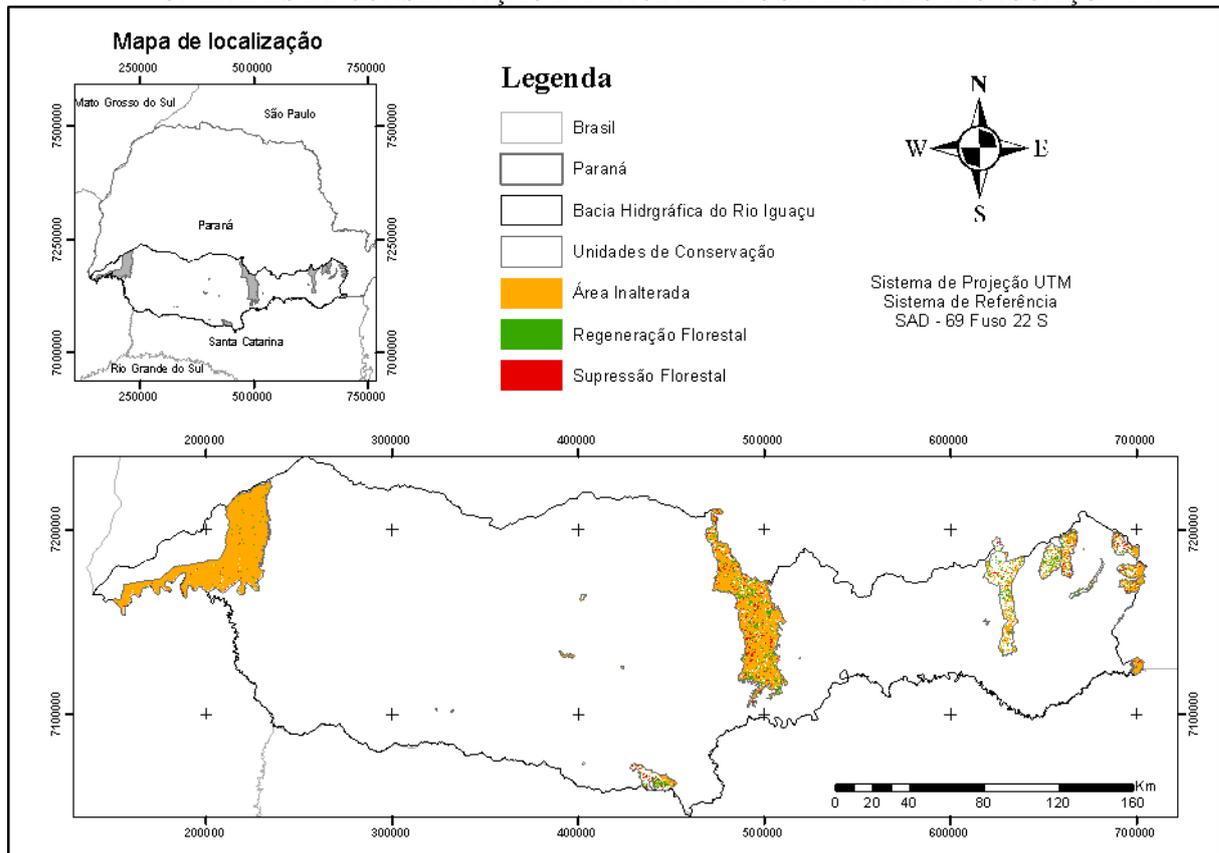
Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES: Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

Esses resultados podem evidenciar que a cobertura florestal nativa das UCs da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu se desenvolveram no decorrer do período analisado, ou seja, passaram de estágio Inicial para Médio-Avançado, o que confirma a hipótese de que essas áreas encontram-se de fato protegidas e contribuem para a proteção ambiental da Bacia do Rio Iguaçu, e portanto, Unidades de Conservação apresentam uma alternativa eficaz para proteção da natureza (MAGANHOTTO et al., 2014).

A detecção localizada de mudanças ocorridas na floresta nativa das UCs de 2000 para 2015 pode ser observada na Figura 22. Áreas Inalteradas (amarelo) foram grande maioria nos territórios de UCs com 303.221,26 ha de vegetação mantida, isso de modo geral, ou seja, sem distinção de estágio sucessional.

FIGURA 22 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR



FONTE: A autora (2020).

A Tabela 18 apresenta a mudança de estágio sucessional ocorrida dentro das classes de Áreas Suprimidas, Regeneradas ou Inalteradas na bacia entre os anos de 2000 e 2015.

TABELA 18 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR

VEGETAÇÃO NATIVA	ESTÁGIO SUCESSIONAL	ÁREA (HA)
Área Suprimida	Inicial	509,85
	Médio-Avançado	15.991,36
Área Inalterada	Inicial→Inicial	233,38
	Inicial→Médio-Avançado	2.657,27
	Médio-Avançado→Médio-Avançado	300.330,61
	Médio-Avançado→ Inicial	0,00
Área Regenerada	Inicial	4.082,65
	Médio-Avançado	25.256,72

FONTE: A autora (2020).

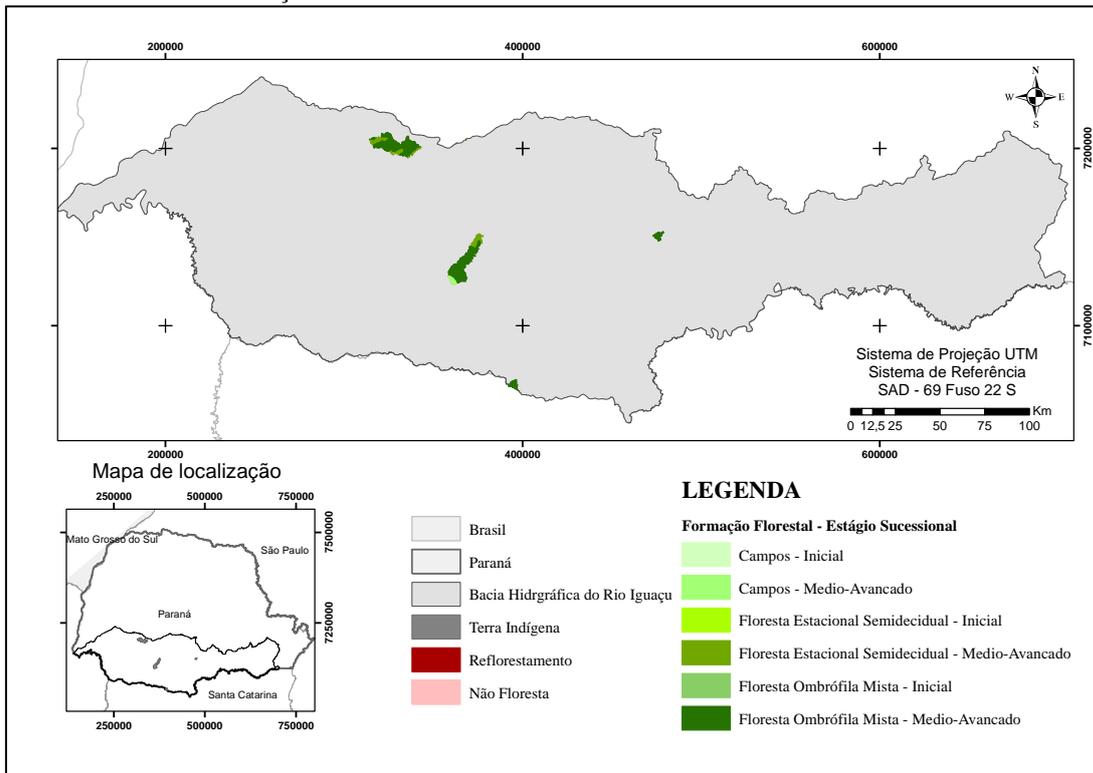
Dentre as Áreas Inalteradas, em 2.657,27 ha foram constatadas florestas em desenvolvimento sucessional, ou seja, migraram de estágio Inicial para Médio-Avançado. Por outro lado, nenhuma área fez o caminho inverso, ou seja, nenhum fragmento foi de Médio-avançado para Inicial.

Observa-se pontos isolados de Regeneração (verde) e de Supressão (vermelho) nessas áreas, sendo que, de maneira geral, as áreas regeneradas superam as áreas suprimidas, totalizando um aumento de 12.838,16 ha regenerados em todos os estágios sucessionais nas UCs da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. O estágio sucessional Médio-Avançado foi o detentor de maior extensão de área tanto suprimida, inalterada ou restaurada, isso porque foi o estágio em que a maioria da vegetação nativa se encontrava no ano 2000.

10.2.3 Terras Indígenas

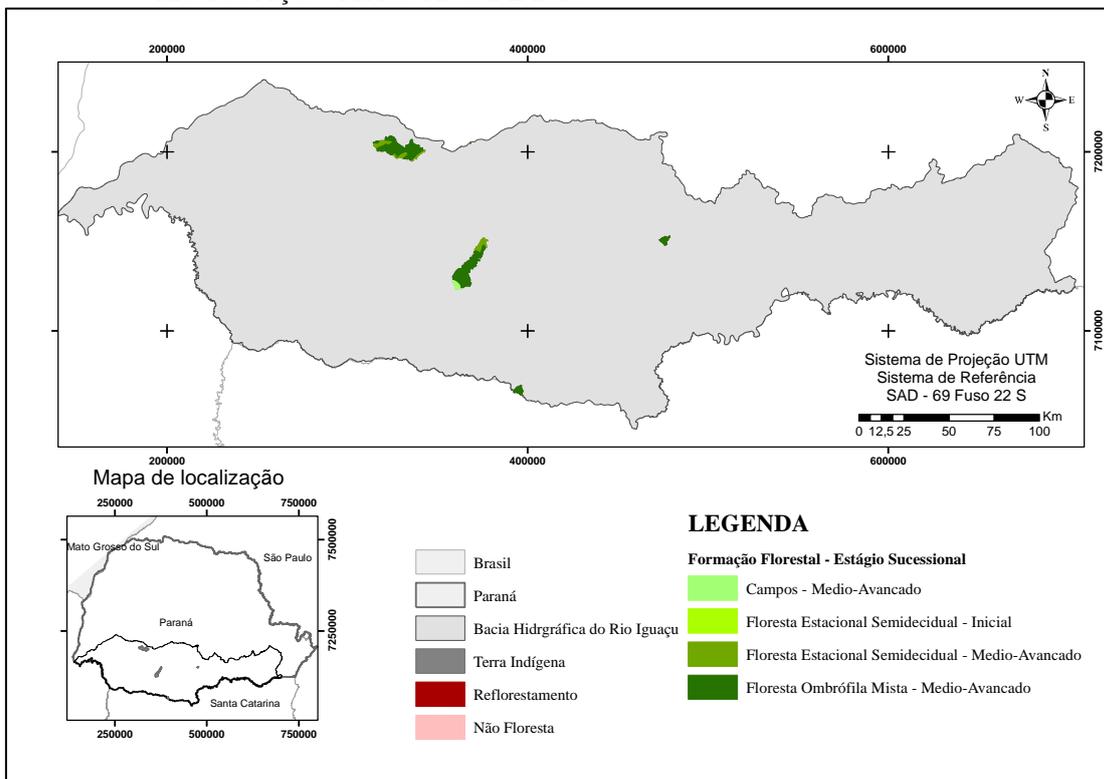
As Figuras 23 e 24 exibem a cobertura florestal para os anos de 2000 e 2015, respectivamente, das Terras Indígenas regularizadas e declaradas localizadas na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. A área total das Terras Indígenas foi de 39.707,29 ha, o que correspondeu a menos de 1% (0,72%) de toda a área da bacia. Visualmente percebe-se grande cobertura florestal, ou seja, a classe Não Floresta quase não é percebida. A Tabela 19 demonstra a cobertura de cada classe analisada.

FIGURA 23 - COBERTURA FLORESTAL DE TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR NO ANO DE 2000



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 24 - COBERTURA FLORESTAL DE TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR NO ANO DE 2015



FONTE: A autora (2020).

TABELA 19 - COBERTURA FLORESTAL DAS TERRAS INDÍGENAS POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

ESTÁGIO SUCESSIONAL	FITOFISIONOMIA	COBERTURA 2000 (ha)	COBERTURA 2015 (ha)
FSEI	Campos	15,68	0,00
	FES	60,65	0,30
	FOD	0,00	0,00
	FOM	375,42	0,00
Total FSEI		451,74	0,30
FSEMA	Campos	1.054,69	1.144,16
	FES	5.616,82	6.259,82
	FOD	28,99	28,72
	FOM	24.785,51	25.212,50
Total FSEMA		31.486,00	32.645,20
Total Nativas		31.937,74	32.645,50
Reflorestamento		0,45	53,70
Total Floresta		31.938,19	32.699,20

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES: Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

A área de floresta correspondeu a 31.938,19 ha e 32.699,20 ha em 2000 e 2015 respectivamente, o que corresponde a 80,43 e 82,35% da área total de Terras Indígenas na Bacia do Rio Iguaçu. Sendo que a classe Não floresta foi o oposto da floresta na classificação, ou seja, tudo aquilo que não foi classificado como Floresta foi classificado como Não Floresta, essa classe representou 19,57% em 2000 e 17,65% em 2015. Esse é o menor percentual da classe Não Floresta entre todas as áreas especiais analisadas no presente estudo, inclusive em relação a bacia toda.

A cobertura florestal secundária em estágio Inicial de regeneração (FSEI) diminuiu tendendo a zero para todas as fitofisionomias. Já a cobertura de floresta secundária em estágio Médio-avançado (FSEMA) aumentou para a maioria das fitofisionomias, sendo a FES a formação com acréscimo mais expressivo (11,45%), seguida por Campos (8,48%) e FOM (1,72%). Apenas FOD apresentou decréscimo para FSEMA, porém, pouco expressivo (-0,93%).

Pesquisadores de conservação geralmente concordam que muitos tipos de áreas protegidas serão necessários para proteger as florestas tropicais. Nesse contexto, Nepstad et al. (2006) compararam o desempenho de reservas habitadas (Terras Indígenas, reservas extrativistas e florestas nacionais) e desabitadas (parques) em retardar a forma mais extrema

de perturbação florestal: conversão para agricultura; e concluíram que as Terras Indígenas foram frequentemente criadas em resposta a expansão das fronteiras, e muitas impediam o desmatamento completamente, apesar das altas taxas ao longo de suas fronteiras.

Carranza et al. (2014) examinaram a eficácia de Unidades de Conservação (UCs) e Terras Indígenas em comparação com áreas desprotegidas na redução da destruição do Bioma Cerrado de 2002 a 2009, constataram que tanto as áreas de UCs quanto Terras Indígenas tiveram menor conversão de habitat durante este período do que áreas desprotegidas. Todavia, Ferreira (2018), afirma que as reivindicações de terras por povos indígenas também podem resultar em desclassificação, redução e degradação de áreas protegidas (PADDD), porém, o resultado dessas desapropriações não é necessariamente negativo do ponto de vista da conservação, já que áreas gerenciadas por populações tradicionais podem ser eficazes na prevenção do desmatamento.

Assim como as demais categorias de áreas especiais citadas até o momento (APP – Mata Ciliar e Unidades de Conservação), a classe Reflorestamento apresentou grande expansão no período analisado, tendo para essa classe um acréscimo de 53,25 ha o que representa mais de 10.000%, uma vez que a área inicial dessa classe foi de apenas 0,45 ha.

De maneira geral, houve decréscimo de 451,44 ha de cobertura florestal em estágio Inicial de regeneração, ao passo que houve acréscimo de 1.159,20 ha de floresta em estágio Médio-Avançado de 2000 para 2015, e, portanto, pode-se afirmar que a cobertura florestal nativa em Terras Indígenas encontra-se preservada e evolui ao clímax estrutural.

Esse comportamento também pode ser constatado na Tabela 20 a qual demonstra que, dentre a cobertura de floresta nativa, 392,42 ha em estágio Inicial desenvolveu para floresta em estágio Médio-Avançado de sucessão.

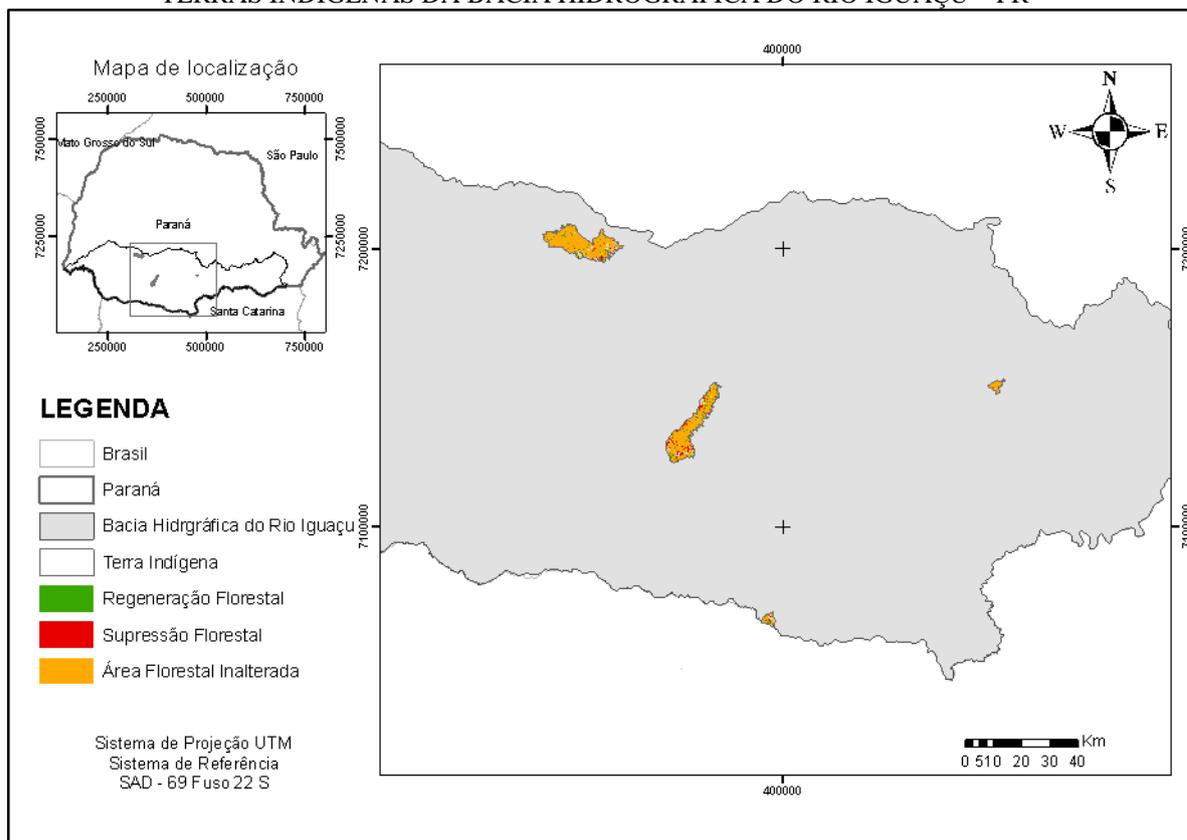
TABELA 20 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR

VEGETAÇÃO NATIVA	ESTÁGIO SUCESSIONAL	ÁREA (ha)
Área Suprimida	Inicial	76,05
	Médio-Avançado	2.329,16
Área Inalterada	Inicial → Inicial	0,00
	Inicial → Médio-Avançado	392,42
	Médio-Avançado → Médio-Avançado	30.144,78
	Médio-Avançado → Inicial	0,00
Área Regenerada	Inicial	0,63
	Médio-Avançado	3.284,46

FONTE: A autora (2020).

Assim como as demais categorias analisadas, áreas inalteradas foram maioria (30.537,20 ha) em Terras Indígenas da Bacia do Rio Iguaçu (FIGURA 25). Bem como, de maneira geral, houve mais áreas regeneradas do que suprimidas.

FIGURA 25 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

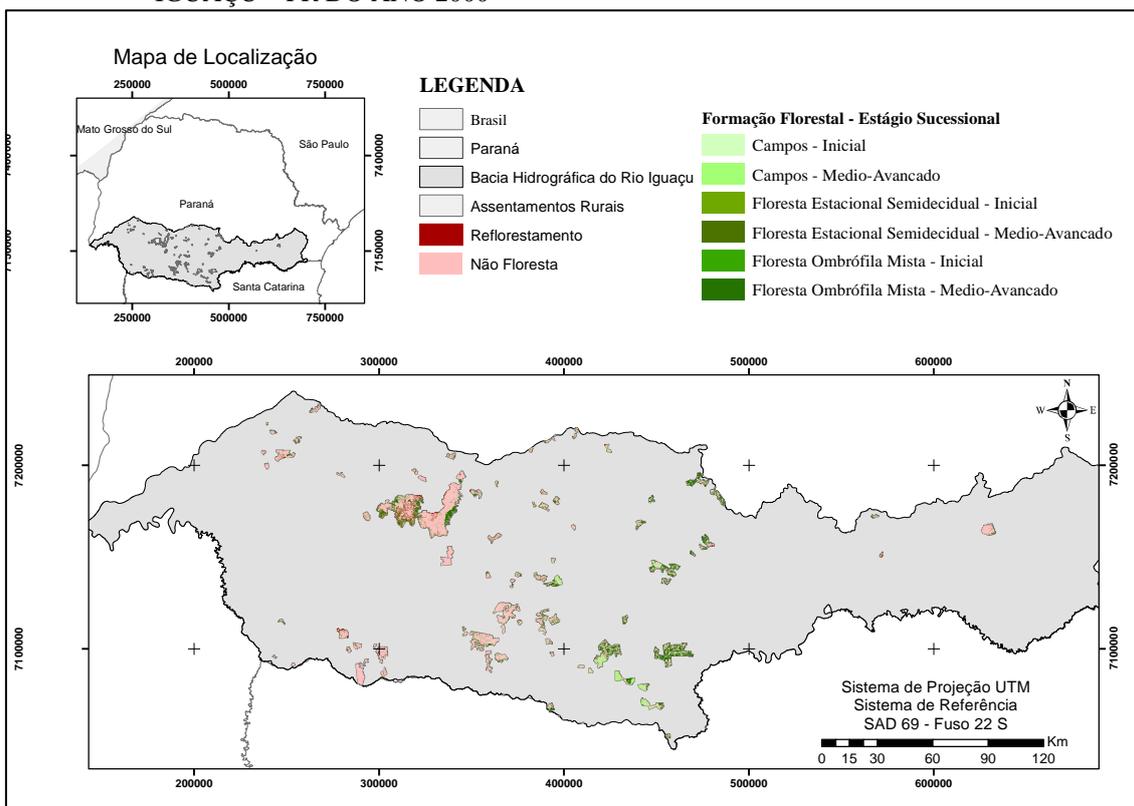


FONTE: A autora (2020).

10.2.4 Assentamentos Rurais

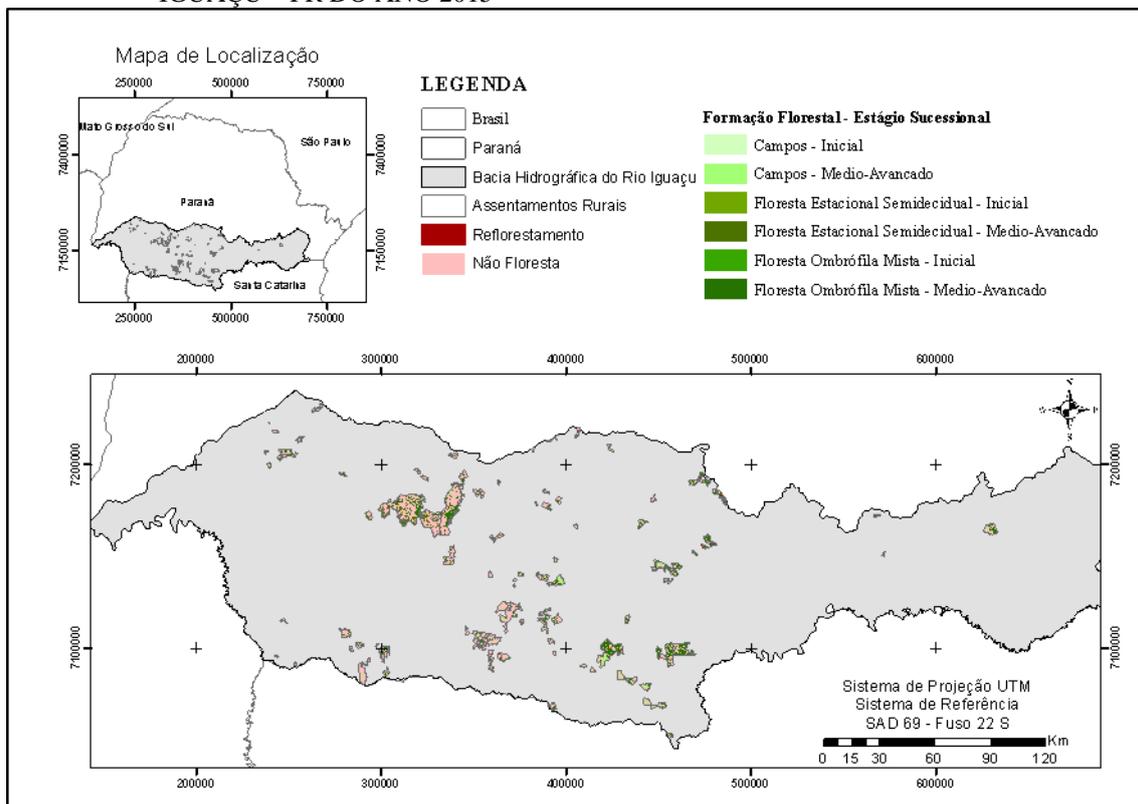
A cobertura florestal dos Assentamentos Rurais na Bacia do Rio Iguaçu corresponde a 171.578,39 ha, ou seja, 3,11% da área total da bacia. Os Assentamentos Rurais concentram-se na porção central e oeste da área de estudo. Não foi constatado nenhum Assentamento Rural nos domínios da Floresta Ombrófila Densa (FOD). Visualmente percebe-se que a classe Não Floresta foi predominante tanto para 2000 quanto para 2015 (FIGURAS 26 e 27).

FIGURA 26 - COBERTURA DOS ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR DO ANO 2000



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 27 - COBERTURA DOS ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR DO ANO 2015



FONTE: A autora (2020).

Assim como a maioria das demais áreas especiais analisadas no presente estudo, nos Assentamentos Rurais a cobertura florestal nativa em estágio Inicial de regeneração diminuiu, bem como houve aumento da floresta nativa em estágio Médio-Avançado. Todavia, no total houve decréscimo de 9,05% da cobertura florestal nos Assentamentos Rurais presentes na Bacia do Rio Iguaçu (TABELA 21), diferente das demais categorias. Do total de área coberta com floresta, 44,85% correspondeu a floresta nativa (FSEI+FSEMA) em 2000 e 42,14% em 2015.

TABELA 21 - COBERTURA FLORESTAL DOS ASSENTAMENTOS RURAIS POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

ESTÁGIO SUCESSIONAL	FITOFISIONOMIA	COBERTURA 2000 (ha)	COBERTURA 2015 (ha)
FSEI	Campos	1.337,09	69,88
	FES	1.463,59	100,19
	FOD	0,00	0,00
	FOM	6.646,58	176,91
Total FSEI		9.447,25	346,98
FSEMA	Campos	11.625,96	10.541,28
	FES	10.586,42	11.850,05
	FOD	0,00	0,00
	FOM	45.301,51	49.570,72
Total FSEMA		67.513,88	71.962,04
Total Nativas		76.961,14	72.309,02
Reflorestamento		3.992,06	1.315,29
Total Floresta		80.953,20	73.624,31

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES: Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

A diminuição da cobertura florestal nativa apontada no período analisado se deve à diminuição acentuada da cobertura em FSEI (-96,33% da sua cobertura). Essas áreas provavelmente foram convertidas em áreas de agricultura, edificações ou estradas, uma vez que esse decréscimo vem acompanhado da diminuição da área coberta com FSEMA, ou seja, nem toda vegetação em estágio Inicial de 2000 evoluiu para um estágio de sucessão mais complexo como Médio-Avançado em 2015.

A área coberta com Reflorestamento diminuiu 67,05% nesses 15 anos analisados, que corresponde a 2.676,78 ha, comportamento contrário as demais áreas especiais e a Bacia do Rio Iguaçu como um todo. Isso significa que esses assentamentos rurais designam maior parte de suas áreas para atividades agropecuárias e não à silvicultura.

Brown et al. (2016) avaliando as ocupações de terra e desmatamento na Amazônia, afirmam que os processos sociais duvidosos inerentes ao sistema brasileiro de posse da terra e reforma agrária, causam uma quantidade significativa de desmatamento. Esses autores acreditam que isso se deve ao fato de que um ambiente de título de terra inseguro e políticas que valorizam a terra desmatada sobre a terra florestada, entre outros fatores, encorajam tanto os proprietários quanto os ocupantes a desmatar mais terra do que o necessário para a produção de pasto ou de culturas.

De acordo com Calandino et al. (2012), fatores como a vulnerabilidade econômica, o atraso na liberação dos financiamentos rurais, as incertezas fundiárias, tamanho dos lotes e a exploração madeireira são apontados como algumas das causas determinantes para a tendência de desmatamento no âmbito dos assentamentos. Esses autores reforçam a importância de se implementar políticas integradas de desenvolvimento territorial, pois sem a referida implementação, não é possível conciliar crescimento econômico com cidadania e qualidade ambiental.

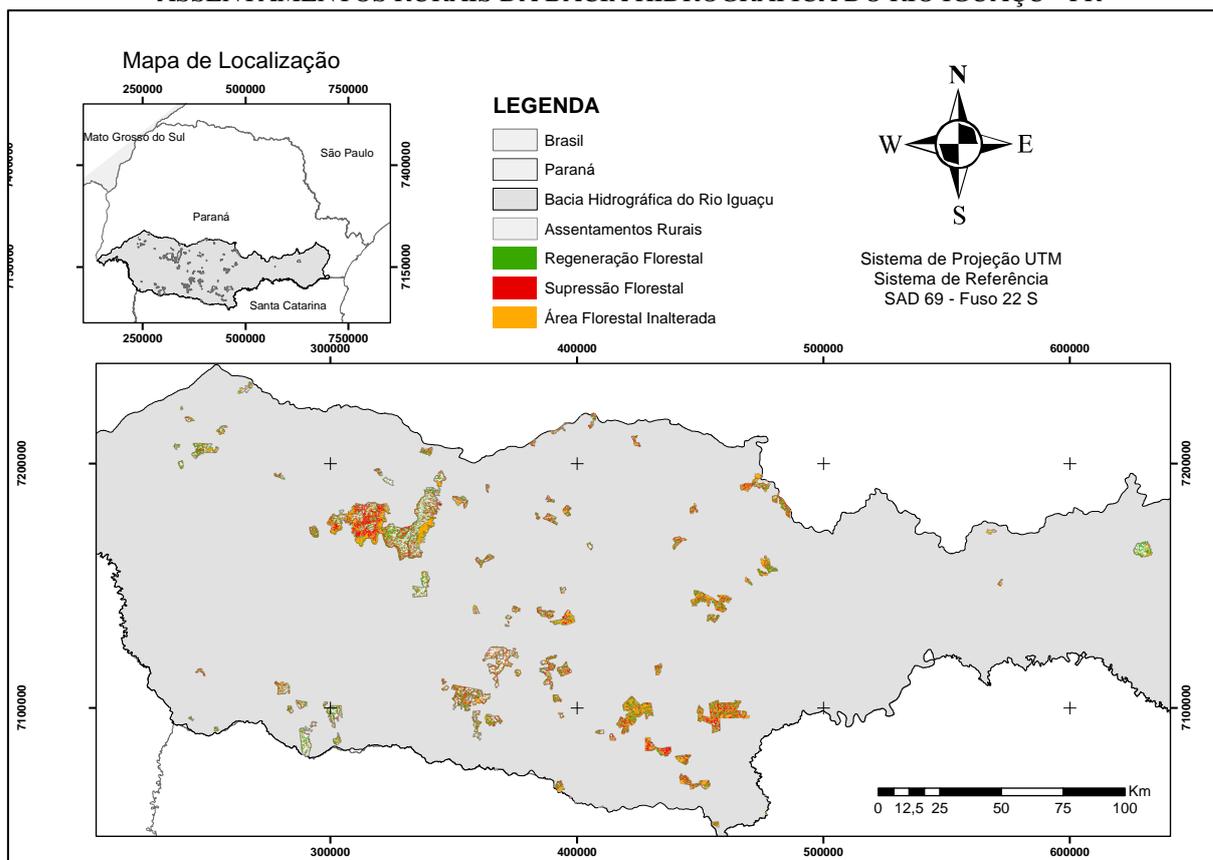
Em relação às mudanças na cobertura de floresta nativa, a maior parte das terras de Assentamentos Rurais não apresentou mudanças (Área Inalterada), como pode ser observado na Tabela 22 e na Figura 28. Todavia, áreas com vegetação florestal suprimida foram superiores às áreas regeneradas, diferente das demais áreas especiais analisadas.

TABELA 22 - FLORESTA NATIVA SUPRIMIDA, INALTERADA E RESTAURADA DE 2000 PARA 2015 EM ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR

VEGETAÇÃO NATIVA	ESTÁGIO SUCESSIONAL	ÁREA (ha)
Área Suprimida	Inicial	4.341,68
	Médio-Avançado	20.387,08
Área Inalterada	Inicial→Inicial	41,21
	Inicial→ Médio-Avançado	5.011,89
	Médio-Avançado→ Médio-Avançado	46.519,48
	Médio-Avançado→ Inicial	3,73
Área Regenerada	Inicial	301,39
	Médio-Avançado	19.097,71

FONTE: A autora (2020).

FIGURA 28 - MAPA DE DETECÇÃO DE MUDANÇAS DA COBERTURA FLORESTAL NATIVA EM ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR



FONTE: A autora (2020).

Diferentemente das áreas protegidas analisadas no presente estudo, em Assentamentos Rurais houve uma porção de áreas em que a priori (2000), fora constatada vegetação florestal em estágio Médio-Avançado e, a posteriori (2015), a vegetação florestal encontrava-se em estágio Inicial de regeneração. Isso indica que nesses polígonos houve a supressão florestal em estágio Médio-Avançado e, posteriormente, a área foi restaurada ou abandonada de modo que a cobertura florestal se regenerou e em 2015 encontrava-se em estágio Inicial de regeneração.

A cobertura florestal dos Assentamentos Rurais presentes na Bacia do Rio Iguaçu apresentaram comportamento diferente das demais áreas especiais analisadas em diversos aspectos, e isso era esperado, pois o objetivo dessas terras é a agricultura familiar, ou seja, essas áreas são destinadas à produção agropecuária e não à conservação ambiental como as Matas Ciliares, Unidades de Conservação ou Terras Indígenas.

Calandino et al. (2012) comparando as taxas de desmatamento em áreas com Assentamentos Rurais e seus entornos com e sem áreas protegidas na Amazônia brasileira, constataram que as áreas protegidas amenizaram a tendência de desmatamento fora dos

assentamentos, de forma que, se estas áreas fossem excluídas da análise (cenário sem áreas protegidas no entorno), o percentual desmatado sofreria incremento. Esses autores citam diversos estudos com resultados semelhantes que comparam o desmatamento em assentamentos com outras destinações de uso dentro de uma mesma região da Amazônia legal.

Por outro lado, na Mata Atlântica, alguns Assentamentos Rurais que implementaram princípios agroflorestais e sistemas consorciados têm demonstrado cooperação para proteção do Bioma. No sul da Bahia foi lançado em 2017, o programa para recuperação e implantação de 400 mil hectares de cacau no sistema Cabruca (plantio da lavoura consorciada com a Mata Atlântica) e de Sistemas Agroflorestais (MOVIMENTO DOS TRABALHADORES RURAIS SEM TERRA - MST, 2017). No litoral paranaense, um projeto de assentamento do Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST) ganhou prêmio do Instituto Socioambiental (ISA), que é uma organização da sociedade civil brasileira sem fins lucrativos, que contempla iniciativas que promovem a ampliação e a conservação da agrobiodiversidade (MST, 2017).

É importante ressaltar que, há uma relação considerável entre as ocupações de terra e o desmatamento que pesquisadores, ativistas e formuladores de políticas no Brasil devem enfrentar. De maneira geral, as políticas que produzem incentivos para a interação social contenciosa são ineficientes e mantêm externalidades importantes, incluindo efeitos prejudiciais ao meio ambiente, e, portanto, verifica-se uma importante oportunidade para pesquisas que informem a maneira como a distribuição da terra é realizada em países em desenvolvimento (BROWN et al., 2016).

11 CONCLUSÃO

A cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu passou por melhorias no período analisado evidenciados pelo aumento de mais de 7% da cobertura florestal nativa que veio acompanhada pelo avanço sucessional de boa parte dos fragmentos florestais (32% dos fragmentos florestais em 2015).

Muitos são os fatores que podem estar associados a esse fato, tais como, a criação de leis ambientais em meados do ano 2000, tais como, a Lei da Mata Atlântica e a lei que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). O abandono de terras pelo êxodo rural também pode ter contribuído. Além disso, subsídios financeiros por parte de políticas públicas, tais como o ICMS ecológico podem também ter aumentado o interesse da população em manter e conservar a cobertura florestal nativa, não só na Bacia do Rio Iguaçu, mas no Bioma Mata Atlântica de um modo geral.

As mudanças da cobertura florestal nas áreas especiais analisadas apresentaram comportamento diferente de acordo com a finalidade principal da área especial, ou seja, áreas com função principal de conservação ambiental como as Áreas de Preservação Permanente dos recursos Hídricos, Unidades de Conservação e Terras Indígenas apresentaram acréscimo na cobertura florestal tanto de florestas nativas quanto plantadas. Em contrapartida, a área especial Assentamento Rural que tem como finalidade principal de desenvolvimento de agricultura familiar apresentou diminuição da cobertura florestal, seja de florestas nativas ou plantadas. Este comportamento evidencia a importância das áreas protegidas e destinadas a conservação da natureza para a preservação da biodiversidade e dos recursos florestais.

CAPÍTULO IV: MUDANÇA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU DE 2000 A 2015

RESUMO

Fragmentação florestal é, provavelmente, a mais intensa alteração antrópica ao meio ambiente. O objetivo desse capítulo foi analisar a mudança da fragmentação florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu entre os anos 2000 e 2015. Foram utilizados os arquivos vetoriais da cobertura florestal resultantes do segundo nível da classificação orientada a objetos para os anos-base 2000 e 2015 (classes: Floresta Secundária em estágio Inicial de regeneração (FSEI) e Floresta Secundária em estágio Médio-Avançado de regeneração (FSEMA)). A análise de fragmentação ocorreu para floresta com e sem divisão por estágio sucessional, e com e sem a subdivisão por classes de tamanho. Foram calculadas métricas relativas à área e densidade, borda, forma, área central e vizinhança dos fragmentos florestais. O processamento dos dados foi realizado no programa ArcGIS 10.5 e com a extensão VLATE 2.0. A fragmentação na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu está em processo decrescente, pois houve diminuição do número de fragmentos e aumento da área com cobertura florestal nativa no período. Os fragmentos avançam rumo ao clímax estrutural, pois o número de fragmentos e a área dos fragmentos em FSEI diminuíram e os fragmentos em FSEMA aumentaram. Houve aumento da quantidade de bordas e ligeira diminuição de qualidade na forma dos fragmentos florestais do período. Houve diminuição da quantidade e porcentagem de área central para toda a floresta indicando incorporação de fragmentos estreitos. Os fragmentos florestais estavam em média 25 metros mais próximos em 2015 do que em 2000, indicando processo de regeneração florestal entre fragmentos florestais.

Palavras-chave: Ecologia da Paisagem; Mata Atlântica; Floresta Tropical; Efeito de Borda.

ABSTRACT

Forest fragmentation is probably the most intense anthropic change to the environment. The purpose of this chapter was to analyze the change in forest fragmentation in the Iguaçu River Basin between the years 2000 and 2015. The vector files of the forest cover resulting from the second level of object-oriented classification for the base years 2000 and 2015 were used (Secondary Forest in Early stage of regeneration (FSEI) and Secondary Forest in Medium-Advanced stage of regeneration (FSEMA)). The fragmentation analysis occurred for forest with and without division by successional stage, and with and without subdivision by size classes. Metrics related to area and density, edge, shape, central area and neighborhood of forest fragments were calculated. Data processing was performed in the ArcGIS 10.5 program and with the extension VLATE 2.0. Fragmentation in the Iguaçu River Basin is in a decreasing process, as there was a decrease in the number of fragments and an increase in the area with native forest cover in the period. The fragments advance towards the structural climax, as the number of fragments and the area of the fragments in FSEI decreased and the fragments in FSEMA increased. There was an increase in the amount of edges and a slight decrease in quality in the shape of the forest fragments of the period. There was a decrease in the amount and percentage of central area for the entire forest, indicating the incorporation of narrow fragments. Forest fragments were on average 25 meters closer in 2015 than in 2000, indicating a process of forest regeneration between forest fragments.

Keywords: Ecology of Landscape; Atlantic forest; Tropical Forest; Border effect.

12 INTRODUÇÃO

Fragmentação é o processo de separar um todo em partes, assim um fragmento é uma parte retirada desse todo. No contexto ambiental, a fragmentação é o processo em que um habitat contínuo é dividido em manchas ou fragmentos com certo grau de isolamento. Essas manchas são, direta ou indiretamente, afetadas por problemas relacionados às características da fragmentação, tais como o tamanho e a forma do fragmento, o tipo de matriz circundante, o efeito de borda e o grau de isolamento. O processo de fragmentação florestal sempre esteve associado aos ciclos econômicos e à expansão urbana em todo o mundo e esse processo global de fragmentação de habitats é, provavelmente, a mais intensa alteração antrópica ao meio ambiente (CERQUEIRA et al., 2003).

O Brasil passou por diferentes ciclos econômicos nesses cinco séculos pós-descobrimiento, tais como pau-brasil, cana-de-açúcar, mineração, café e pecuária, sendo que todos concentraram-se na faixa litorânea e, conseqüentemente, foram os grandes responsáveis pelo desmatamento e fragmentação da Mata Atlântica. Sendo a Mata Atlântica um dos *hotspot* de biodiversidade, seu desmatamento e fragmentação são particularmente preocupantes, uma vez que esse bioma apresenta além de alta diversidade biológica, elevado nível de endemismo, então, esses processos podem levar à extinção um número incalculável de espécies e populações (ALMEIDA, 2016).

A ecologia da paisagem estuda a influência do padrão espacial sobre os processos ecológicos, assim sendo, algumas métricas foram desenvolvidas para descrever padrões espaciais, e muitas têm sido testadas utilizando informações sobre cobertura da terra geradas por imagens de sensoriamento remoto (KUPFER, 2012). Mesmo que apresente algumas limitações, tais como não considerar a conectividade funcional de espécies, essas métricas podem ser muito úteis no estabelecimento de diretrizes gerais para o planejamento de conservação, onde os inventários de espécies em larga escala e os padrões de distribuição da biodiversidade são ainda indisponíveis, como é o caso da maioria das áreas tropicais e subtropicais (FAIRBANKS et al., 2001; RIBEIRO et al., 2009).

Métricas da paisagem podem ser quantificadas tanto para manchas individuais quanto para classes de manchas, ou ainda para a paisagem como um todo. Para manchas individuais, as métricas apenas quantificam a característica média da mancha ou alguma medida de variabilidade nas características da mesma, tais como tamanho e forma. Já as métricas utilizadas para caracterizar a paisagem são utilizadas para quantificar o relacionamento espacial das manchas e a matriz circundante que constitui a paisagem, tais

como vizinho mais próximo, diversidade, conectividade e contágio (MCGARIGAL; MARKS, 1995; KUPFER, 2012).

Diante do exposto, o objetivo desse capítulo foi analisar a mudança da fragmentação florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu entre os anos 2000 e 2015 utilizando dados de sensoriamento remoto, como imagens de satélite classificadas, e métricas de ecologia da paisagem.

13 MATERIAL E MÉTODOS

13.1 PROCESSAMENTO DOS DADOS

Para as análises de fragmentação foram utilizados os arquivos vetoriais da cobertura do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu resultantes da classificação apresentada no Capítulo 1 para os dois anos-base, 2000 e 2015. Para tanto, foram utilizadas apenas as classes de florestas naturais oriundas do segundo nível de classificação, ou seja, floresta secundária em estágio Inicial (FSEI) e floresta secundária em estágio Médio-Avançado (FSEMA) de regeneração. Assim como, somente os polígonos maiores que 1,0 hectare foram considerados, conforme conceito de florestas da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC, 2001).

A análise de fragmentação ocorreu de duas formas: com e sem divisão por estágio sucessional (FSEI e FSEMA), sendo que, a cobertura florestal sem essa divisão doravante tratada como “floresta total” e a com divisão por estágio como “floresta por estágio”.

Primeiramente, tanto a floresta total quanto a floresta por estágio, foram analisadas sem a subdivisão por classes de tamanho. Posteriormente, as mesmas foram subdivididas por classes de tamanho de fragmento conforme a Tabela 23.

TABELA 23 - CLASSES DE TAMANHO DE FRAGMENTOS FLORESTAIS PARA ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU

CLASSE	TAMANHO (ha)	CLASSE	TAMANHO (ha)
1	1 -- 10	5	500 -- 1.000
2	10 -- 50	6	1.000 -- 10.000
3	50 -- 100	7	10.000 -- 100.000
4	100 -- 500	8	100.000 -- 500.000

FONTE: A autora (2020).

Portanto, as análises de fragmentação foram realizadas para quatro configurações dos dados para ambos os anos-base: floresta total; floresta total por classe de tamanho; floresta por estágio; e floresta por estágio e classe de tamanho. A classificação de tamanho de fragmento foi baseada em trabalhos realizados na Mata Atlântica com a mesma temática, tais como, os trabalhos de Hentz (2015) e de Santos et al. (2017).

O processamento dos dados foi realizado no programa ArcGIS 10.5 e com a extensão VLATE 2.0 para o cálculo das métricas de paisagem. O VLATE 2.0 é uma extensão compatível com o ArcGIS desenvolvida por Lang e Tiede (2003), que por sua vez é baseada no programa FRAGSTATS (MCGARICAL; MARKS, 1995), sendo esse último um dos

programas mais utilizados para a obtenção de métricas e índices de paisagem, dentro da Ecologia de Paisagem (GAIAD, 2018).

13.2 MÉTRICAS DE ECOLOGIA DE PAISAGEM

Segundo Kupfer (2012), métricas de paisagem são índices quantitativos que descrevem aspectos de composição e espacial de paisagens com base em dados de mapas, sensoriamento remoto e estruturas em SIG. Foram calculadas métricas relativas à área e densidade, borda, forma, área central e vizinhança dos fragmentos florestais (TABELA 24).

TABELA 24 - MÉTRICAS DE PAISAGEM CALCULADAS PARA OS REMANESCENTES FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR

TIPO	MÉTRICA	SIGLA	UNIDADE	DESCRIÇÃO
Área e densidade	Número de Fragmentos	NP	-	Somatório do número de fragmentos da classe
	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
	Desvio padrão do tamanho	PSSD	ha	Razão da variância do tamanho das manchas
Borda	Total de Bordas	TE	m	Somatório de bordas dos fragmentos da classe
	Tamanho Médio de bordas	MPE	m	Valor médio de borda de fragmentos por classe
	Densidade de bordas	ED	m/ha	Total de bordas da classe ponderados pela área da paisagem
Forma	Índice de forma médio	MSI	-	Soma de perímetro dividido pela raiz quadrada da área, e ajustada para o padrão circular, ponderado pelo n° de fragmentos da classe
	Média da Relação Perímetro/Área	MPAR	m/m ²	Relação entre o perímetro de cada classe pela área total classe dividido pelo número de manchas.
	Dimensão Fractal da mancha média	MFRAC	-	Expressa a complexidade de forma da mancha, sendo que valores próximos de 1 representam perímetros simples e valores próximos de 2 indicam perímetros complexos, baseados na forma
Área central	Fragmentos com Áreas Centrais	NCA	-	Somatório de fragmentos que apresentam área central, em cada classe.
	Área Total da Classe	TCCA	ha	Expressa o total de área central de todos os fragmentos da classe
	Índice da Área Central	CAI	%	Expressa a porcentagem de área central em relação a área total da classe.
Vizinhança	Vizinho mais próximo	NNDist	m	Expressa a distância do fragmento vizinho mais próximo.

FONTE: Adaptado de Hentz (2015).

Para a análise de área central foi retirado um corredor de 50 metros de influência de borda, assim como realizado por Hentz (2015), a qual cita que esse é o valor encontrado como distância de influência por vários autores. Ainda segundo Hentz (2015), áreas de borda influenciam diretamente fatores bióticos e abióticos dentro do fragmento, e, portanto, é importante calcular qual é a área dos fragmentos fora do efeito de borda, ou seja, as áreas centrais.

A métrica de vizinhança, por se tratar de uma métrica em nível de paisagem, foi analisada sem a divisão por classe de tamanho, tanto para floresta total quanto para floresta por estágio. O grau de isolamento foi analisado utilizando a classificação proposta por Almeida (2008), na qual o isolamento foi considerado baixo, médio, alto ou muito alto quando distantes até de 60 m, 120 m, 200 m e maiores que 200 m, respectivamente do fragmento vizinho mais próximo. Hentz (2015) e Santos et al. (2017) utilizaram essa classificação em seus estudos com a fragmentação de áreas pertencentes aos domínios da Mata Atlântica.

14 RESULTADOS E DISCUSSÃO

14.1 ÁREA E DENSIDADE DE FRAGMENTOS FLORESTAIS

14.1.1 Floresta Total

Na Tabela 25 pode-se observar os resultados para métricas de área e densidade dos fragmentos florestais para a Floresta Total e por classe de tamanho por ano.

TABELA 25 - MÉTRICAS DE ÁREA E DE DENSIDADE PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015

CLASSE DE TAMANHO	NP	%FRAG	CA (ha)	2000			
				%BACIA	MPS (ha)	PSSD (ha)	CV%
1) 1 -- 10	31.771	72,79	121.433,68	2,20	3,82	2,32	60,75
2) 10 -- 50	9.208	21,10	191.210,81	3,47	20,77	10,02	48,26
3) 50 -- 100	1.319	3,02	91.986,84	1,67	69,74	14,08	20,18
4) 100 -- 500	1.068	2,45	210.654,16	3,82	197,24	92,73	47,01
5) 500 -- 1.000	158	0,36	105.347,92	1,91	666,76	134,26	20,14
6) 1.000 -- 10.000	110	0,25	252.270,99	4,58	2.293,37	1.594,60	69,53
7) 10.000 -- 100.000	9	0,02	194.954,02	3,54	21.661,56	13.063,77	60,31
8) 100.000 -- 500.000	4	0,01	1.036.047,01	18,79	259.011,75	132.472,77	51,15
Floresta Total	43.647	100,00	2.203.905,44	39,98	50,49	2.812,22	5.569,43
2015							
1) 1 -- 10	30.673	73,05	111.108,49	2,02	3,62	2,27	62,60
2) 10 -- 50	8.418	20,05	179.293,95	3,25	21,30	10,16	47,71
3) 50 -- 100	1.414	3,37	98.254,90	1,78	69,49	13,80	19,85
4) 100 -- 500	1.219	2,90	245.247,69	4,45	201,19	95,85	47,64
5) 500 -- 1.000	142	0,34	95.184,86	1,73	670,32	136,65	20,39
6) 1.000 -- 10.000	114	0,27	257.499,99	4,67	2.258,77	1.726,51	76,44
7) 10.000 -- 100.000	5	0,01	140.099,50	2,54	28.019,90	14.189,52	50,64
8) 100.000 -- 500.000	4	0,01	1.255.218,42	22,77	313.804,61	141.947,68	45,23
Floresta Total	41.989	100,00	2.381.907,82	43,21	56,73	3.382,28	5.962,39

Em que NP: número de fragmentos; %Frag: representação relativa do número de fragmentos da classe de tamanho; CA: área da classe em hectares; %Bacia: porcentagem de ocupação da área da classe em relação a toda a bacia; MPS: tamanho médio do fragmento, em hectares; PSSD: desvio padrão do tamanho do fragmento da classe, em hectares; CV%: Coeficiente de Variação.

FONTE: A autora (2020).

De maneira geral, considerando os remanescentes florestais sem a identificação de estágio sucessional e sem a divisão por tamanhos (Floresta Total), foram diagnosticados 43.647 fragmentos de floresta natural com área superior a um hectare na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu no ano-base 2000, esse montante correspondeu a cerca de 40% (2.203.901,38 ha) da área total da bacia.

No ano-base 2015 o número de fragmentos (NP) na Floresta Total diminuiu para 41.989, todavia, a área coberta por eles aumentou para cerca de 43% de toda a área da bacia. Essa diminuição do NP e aumento da CA revela diminuição da fragmentação florestal, uma vez que, provavelmente, fragmentos vizinhos tenham se conectado para diminuir o NP, além da incorporação de território a fragmentos já existentes, uma vez que houve aumento da cobertura de floresta natural na bacia no período, como demonstrado no Capítulo 3. Assim, os fragmentos tornaram-se em média maiores, passando de 50,49 ha para 56,73 ha em 2015.

De acordo com Chazdon (2012), a regeneração florestal em paisagens em mosaico pode servir para ampliar fragmentos florestais já existentes e criar corredores biológicos que unem fragmentos anteriormente isolados, além disso, a regeneração desempenha papel crucial na proteção da biodiversidade no nível de paisagem, em particular nas paisagens com poucos e esparsos fragmentos florestais.

Ponte et al. (2017) analisando a fragmentação da cobertura florestal em uma área localizada nos limites da Mata Atlântica no leste do Paraguai, constataram tamanhos médios dos fragmentos maiores em relação ao presente estudo. Todavia, houve diminuição do tamanho médio do fragmento (MPS), que foi de 140 ha em 2003 para 110 ha em 2013, esse decréscimo foi consequência do aumento do desmatamento na área, cerca de -1,8 % (perda anual de aproximadamente 60.400 ha) de cobertura florestal nessa área da Mata Atlântica paraguaia. Assim, como a diminuição do MPS, Ponte et al. (2017), também constataram aumento do NP da região no período analisado (2003 a 2013), o que os levou a conclusão de que houve uma fragmentação crescente da floresta naquela região.

Saito et al. (2016) estudando a fragmentação da região da RPPN de Cafundó – ES, apontam para um possível processo de fragmentação da paisagem, principalmente da classe floresta, uma vez que essa classe teve um aumento do NP de 110 para 194 entre os anos de 1970 e 2007, respectivamente, com redução da área média dos fragmentos.

Desse modo, pode-se afirmar que na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu houve uma fragmentação decrescente no período uma vez que houve a diminuição de 1.658 fragmentos de 2000 para 2015. Além do aumento da cobertura florestal evidenciado no Capítulo 3, as métricas de densidade e de área para a cobertura florestal da Floresta Total indicam diminuição do processo de fragmentação na Bacia do Rio Iguaçu. Todavia, é necessário analisar demais métricas como de perímetro/área e índice de forma, pois essas auxiliam na compreensão da forma dos fragmentos, sendo que quanto mais regulares menos sofrerão pressão de borda, estando menos susceptíveis a novas fragmentações (SAITO et al., 2016).

Observa-se grande variabilidade no tamanho dos fragmentos florestais, sendo que em 2000 o menor contou com 1,004 ha e o maior com 443.982,512 ha, resultando em um coeficiente de variação (CV%) de 5569,44%; em 2015 a amplitude de tamanhos foi maior, de 1,011 ha a 548.303,24 ha com uma variação relativa de 5962,40%.

A combinação do tamanho médio baixo frente à amplitude dos dados e a alta variação, seja pelo desvio padrão (PSSD) ou pelo CV%, demonstra que houve maior quantidade de fragmentos pequenos em relação aos de grandes extensões para ambos os anos analisados. Essa afirmação pode ser confirmada pela análise da mediana da área dos fragmentos que, em 2000 estava em 4,59 ha e em 2015 em 4,23 ha, ou seja, quando ordenados de forma crescente, cerca de 50% dos fragmentos continha menos de 5 ha tanto em 2000 quanto em 2015. Desse modo, os dados foram agrupados por classes de tamanho para melhor análise dos mesmos.

Observa-se que, a grande maioria dos fragmentos se concentra na primeira classe de tamanho, ou seja, têm de 1 a 10 ha, com mais de 72% do total para ambos os anos-base. Todavia, em termos de extensão em área (CA), esses fragmentos não são tão expressivos quando comparados com as demais classes de tamanho. A classe 2 (10 a 50 ha) representou cerca de 20% do NP sendo a segunda mais significativa nesse quesito para ambos os anos, todavia, em relação à CA essa classe ocupa a 5ª posição em 2000 e a 4ª em 2015.

Ribeiro et al. (2009) quantificando os remanescentes de toda a Mata Atlântica brasileira e analisando sua distribuição espacial, constataram que 83,4% dos fragmentos eram menores que 50 ha e, juntos, representam 20,2% do total de remanescentes florestais. Esses valores demonstram que a densidade de fragmentos da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu segue a tendência do Bioma tendo grande representatividade de fragmentos menores que 50 ha, pois, juntas as classes de tamanho 1 e 2 representaram 93,9% e 93,1% dos fragmentos florestais da bacia em 2000 e 2015, respectivamente.

Todavia, o grande número de fragmentos pequenos (até 50 ha) foi menos expressivo em termos de extensão relativa com a área total analisada do que no estudo de Ribeiro et al. (2009), representando cerca de 5% de toda a bacia para os dois anos analisados. Ou seja, apesar de grande quantidade de fragmentos menores que 50 ha, esses concentram-se próximos aos limites inferiores de suas classes de tamanho, o que resulta em pouca expressividade em termos de extensão dessas classes frente à área total da bacia.

Resultados semelhantes foram exibidos por Santos et al. (2018), que analisaram a fragmentação de uma área de Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo, a qual abrange o Parque Nacional do Caparaó e uma área prioritária a aproximadamente 60 km desse parque,

nessa área 78,74% dos fragmentos têm até 10 ha, os quais correspondem a 9,96 % da CA da área de estudo.

A classe com menor NP foi a classe 8, ou seja, fragmentos de 100.000 ha a 550.000 ha, com quatro fragmentos nos dois anos analisados. Esses fragmentos maiores estão localizados sob Unidades de Conservação (UCs) localizadas na bacia, como o Parque Nacional do Iguaçu, na região oeste da bacia que corresponde à sub-bacia do Baixo Iguaçu; a Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual da Serra da Esperança, na região central ou sub-bacia do Médio Iguaçu; e as APAs Estaduais da Escarpa Devoniana, de Piraquara e de Guaratuba, além das APAs dos rios Pequeno e Iraí na região do Alto-Iguaçu, porção leste da bacia.

Ribeiro et al. (2009) afirmam que para toda a Mata Atlântica, fragmentos maiores que 250.000 ha existem apenas nas regiões costeiras da Serra do Mar dos Estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina. Todavia, no presente estudo e como já mencionado, foram detectados fragmentos com dimensões superiores a esse limite (250.000 ha).

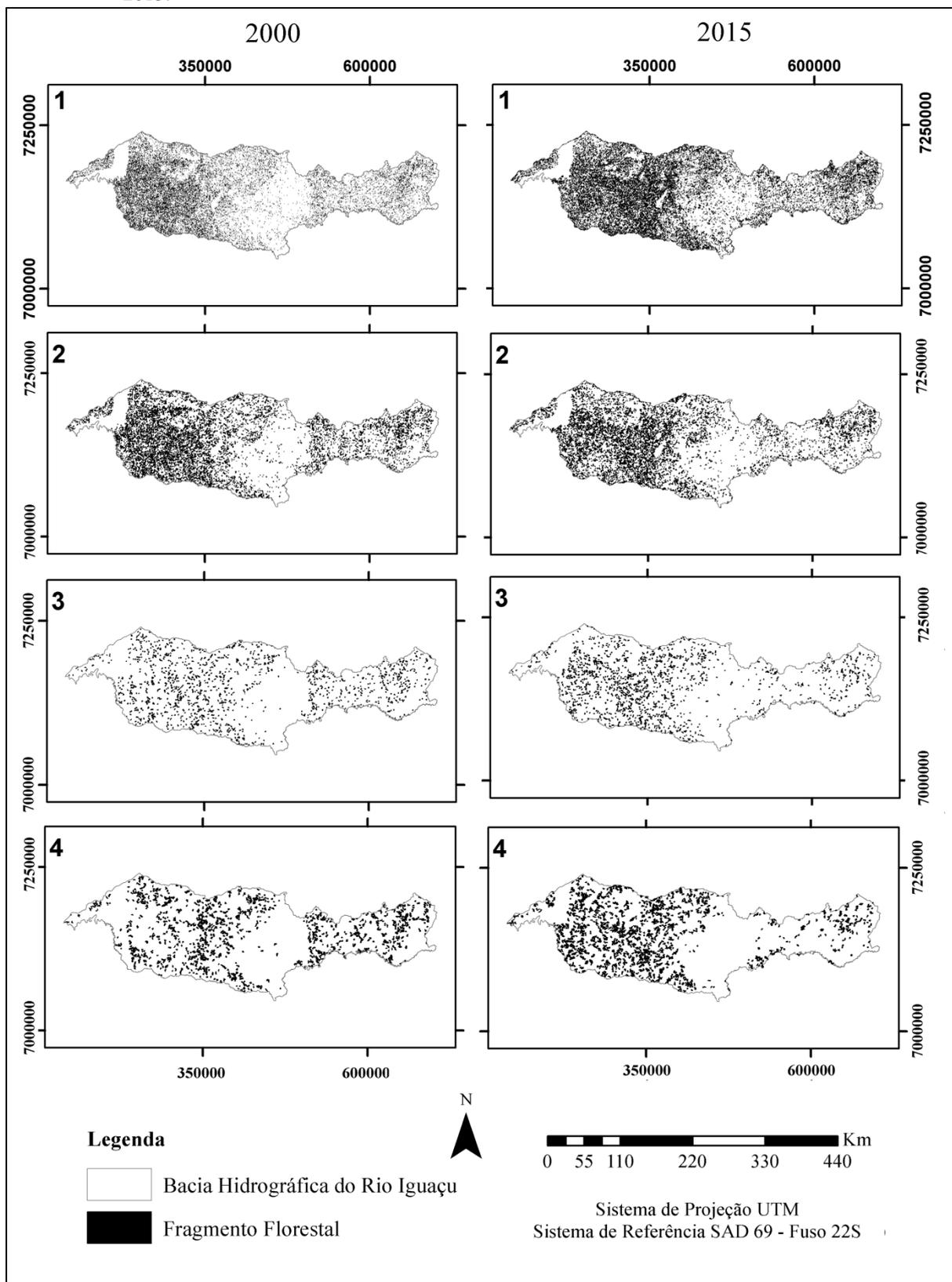
Porém, vale ressaltar que, excluindo-se a região do PN do Iguaçu, os demais fragmentos da maior classe de tamanho (classe 8) são, na verdade, um grande aglomerado de pequenos fragmentos vizinhos que têm alguma conexão, mesmo que essa não seja muito expressiva. Ou seja, muitos fragmentos foram conectados por pequenos corredores de vegetação formando um grande fragmento que deve ser muito retalhado e por consequência, apresentam elevado efeito de borda e não necessariamente têm alto grau de conservação.

Também é importante relatar que, esses grandes fragmentos podem ser cortados por rodovias, todavia, devido à escala do presente trabalho (resolução espacial de 30 m), o classificador identificou o pixel na classe Floresta, uma vez que essas rodovias são, geralmente, circundadas por vegetação.

Em relação à dinâmica dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, percebe-se que de 2000 para 2015 houve diminuição do NP para Floresta Total e para a primeira classe de tamanho, com consequente diminuição da área da classe (CA) e na porcentagem de ocupação da área da classe em relação à toda a bacia (%Bacia).

Comportamento análogo a classe 1 em relação ao NP, verifica-se nas classes de tamanho 2, 5 e 7 e contrário para as classes 3, 4 e 6. Já a classe 8 foi a única a preservar o NP de 2000 para 2015, todavia, a CA aumentou e consequentemente a representatividade, ocupando 18,79% em 2000 e passando a 22,77% da área de cobertura de toda a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, percebe-se que esse aumento da classe 8 localiza-se principalmente na região leste da bacia (FIGURA 29 e 30).

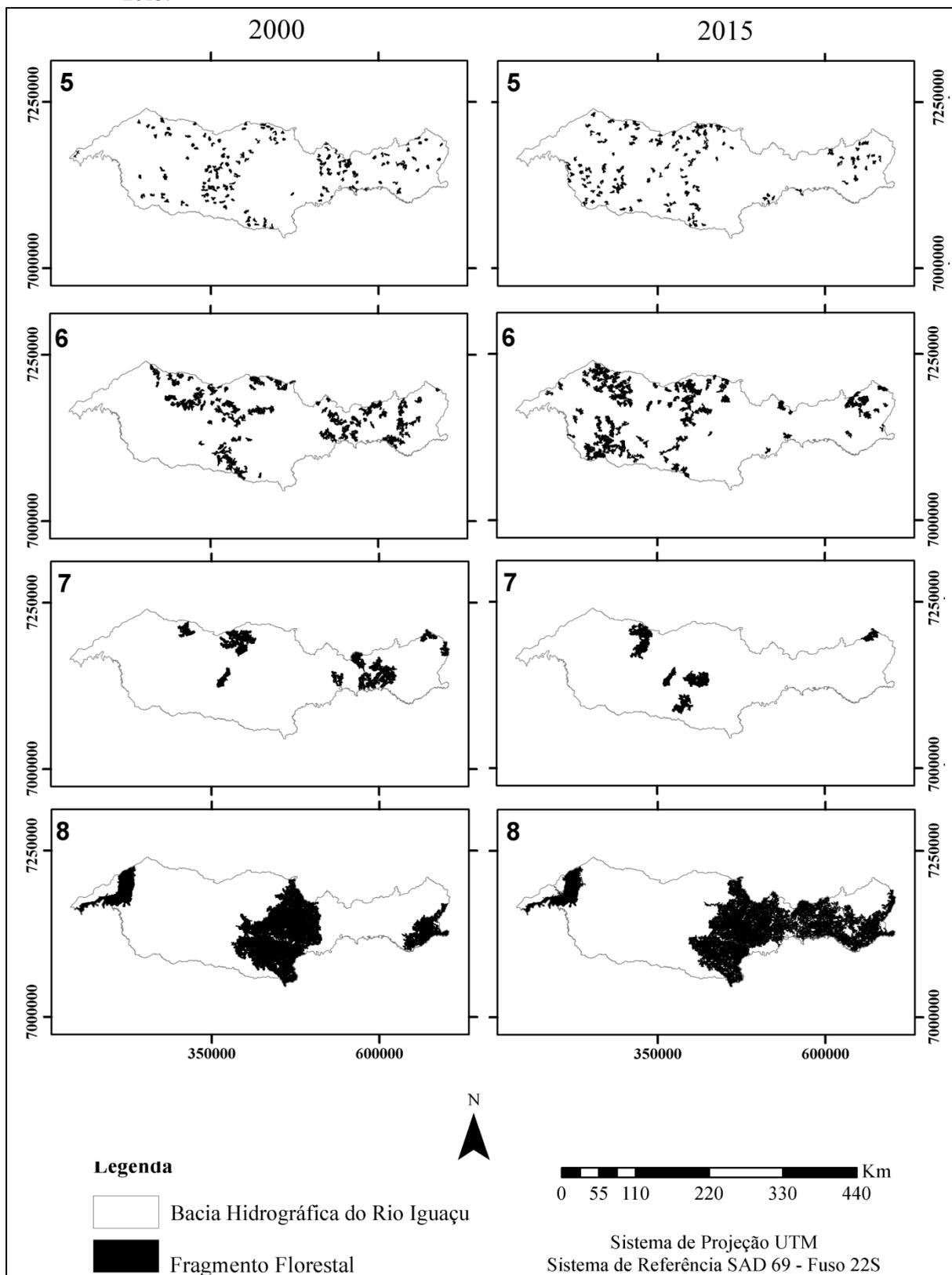
FIGURA 29 - DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL POR CLASSE DE TAMANHO (1, 2, 3, 4) DA BACIA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS-BASE 2000 E 2015.



Classes de Tamanho: 1 = 1 |-- 10 (ha); 2 = 10 |-- 50 (ha); 3 = 50 |-- 100 (ha); 4 = 100 |-- 500 (ha).

FONTE: A autora (2020).

FIGURA 30 - DISTRIBUIÇÃO DOS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL POR CLASSE DE TAMANHO (5, 6, 7 E 8) DA BACIA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS-BASE 2000 E 2015.



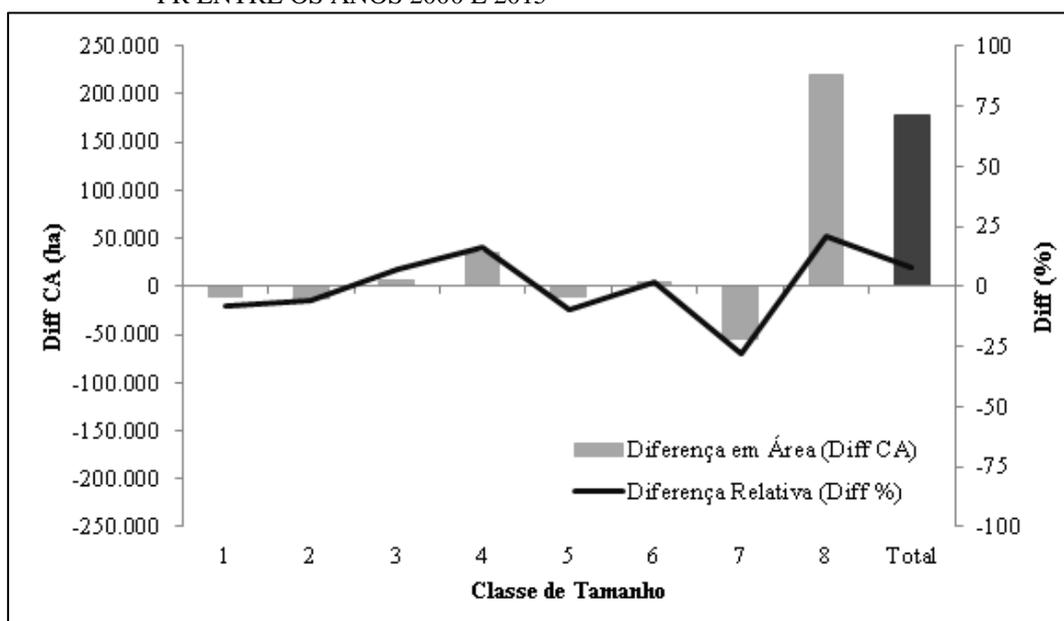
Classes de Tamanho: 5 = 500 |-- 1.000 (ha); 6 = 1.000 |-- 10.000 (ha); 7 = 10.000 |-- 100.000 (ha); 8 = 100.000 |-- 550.000 (ha).

FONTE: A autora (2020).

Para ambos os anos, os fragmentos das primeiras classes de tamanho (1 a 4) encontram-se bem distribuídos por toda a bacia, apresentando algumas clareiras onde estão localizados os fragmentos das maiores classes de tamanho (6 a 8).

As diferenças absolutas (Diff CA) e relativas (Diff %) entre a área de ocupação das classes de tamanho (CA) dos anos 2000 e 2015 pode ser observada na Figura 31. A classe 8 foi a que expressou maior aumento (21,15%), aumento esse superior ao total (8,08%), uma vez que, o total pondera os ganhos e perdas em área para todas as classes de tamanho. Em contrapartida, a classe com maior redução em área foi a 7, com -28,14% em relação à área inicial (2000) que correspondem a redução de 4 fragmentos. Percebe-se pela Figura 29 e 30, que esses fragmentos se conectaram a fragmentos maiores (classe 8) na região leste da bacia em 2015.

FIGURA 31 - DIFERENÇAS ABSOLUTAS (HA) E RELATIVAS (%) DA ÁREA DE OCUPAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS POR CLASSE DE TAMANHO DA BACIA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015



Classes de Tamanho: 1 = 1 |-- 10 (ha); 2 = 10 |-- 50 (ha); 3 = 50 |-- 100 (ha); 4 = 100 |-- 500 (ha); 5 = 500 |-- 1.000 (ha); 6 = 1.000 |-- 10.000 (ha); 7 = 10.000 |-- 100.000 (ha); 8 = 100.000 |-- 550.000 (ha).

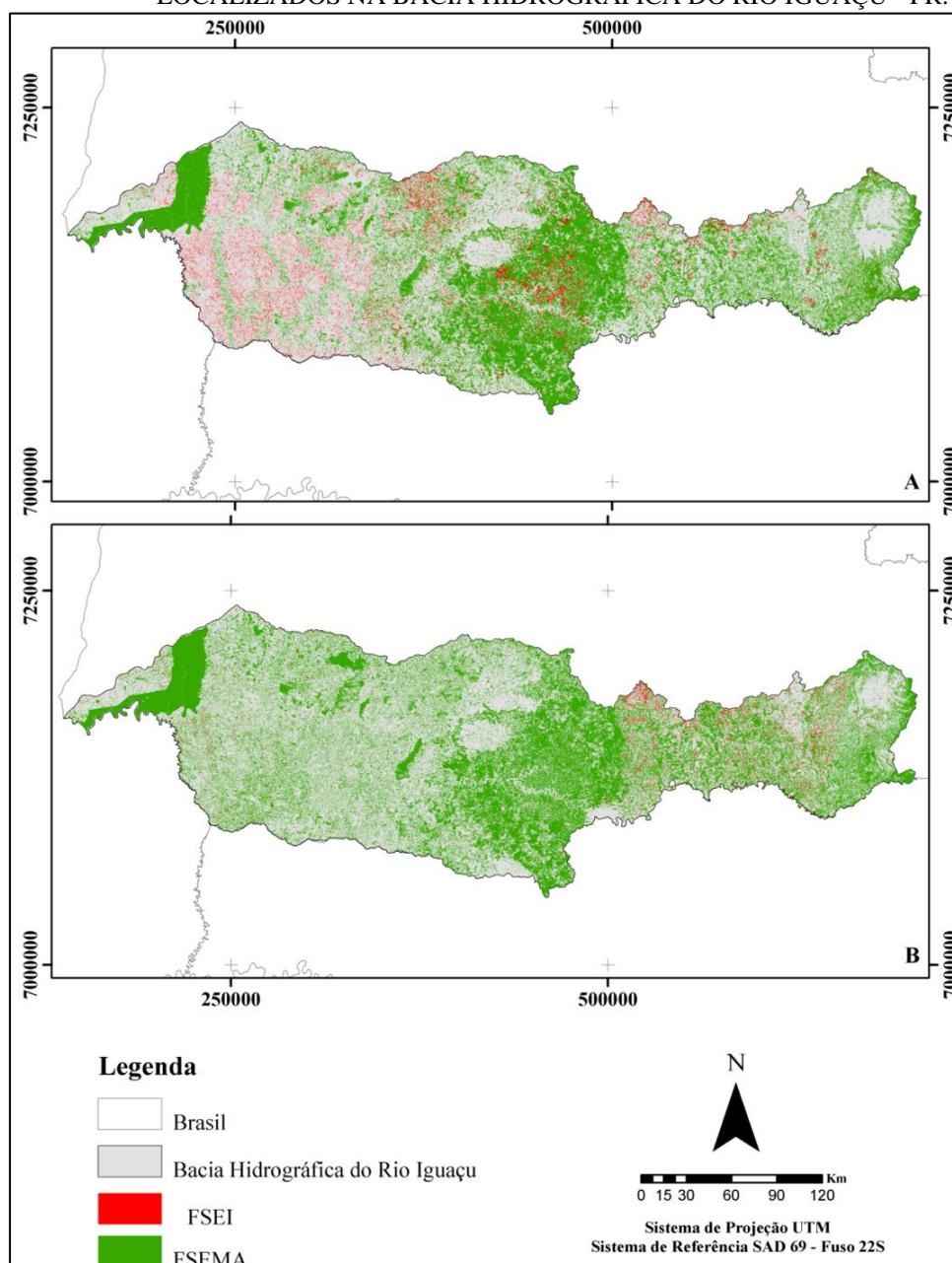
FONTE: A autora (2020).

A classe 5 apresentou redução em área e NP enquanto que a classe subsequente apresentou aumento, isso indica que fragmentos florestais que antes (2000) continham entre 500 a 1.000 ha foram preservados de tal modo que superaram os 1.000 ha de cobertura em 2015, ou seja, migraram para a classe 6 (até 10.000 ha) o que pode ser confirmado na Figura 30, em que se percebe aumento da concentração de fragmentos da classe 6 na região sudoeste da bacia.

14.1.2 Floresta por Estágio de sucessão

A distribuição dos fragmentos florestais de floresta natural dividida por estágio sucessional pode ser observada na Figura 32. Nota-se significativa diminuição de fragmentos de Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração (FSEI) (vermelho) de menor classe de tamanho, principalmente na região sudoeste da bacia, assim como diminuição de fragmentos maiores na região central de 2000 (A) para 2015 (B) nesse estágio sucessional.

FIGURA 32 - FRAGMENTOS DE FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL (FSEI) E MÉDIO-AVANÇADO (FSEMA) DE REGENERAÇÃO DOS ANOS 2000 (A) E 2015 (B) LOCALIZADOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR.



FONTE: A autora (2020).

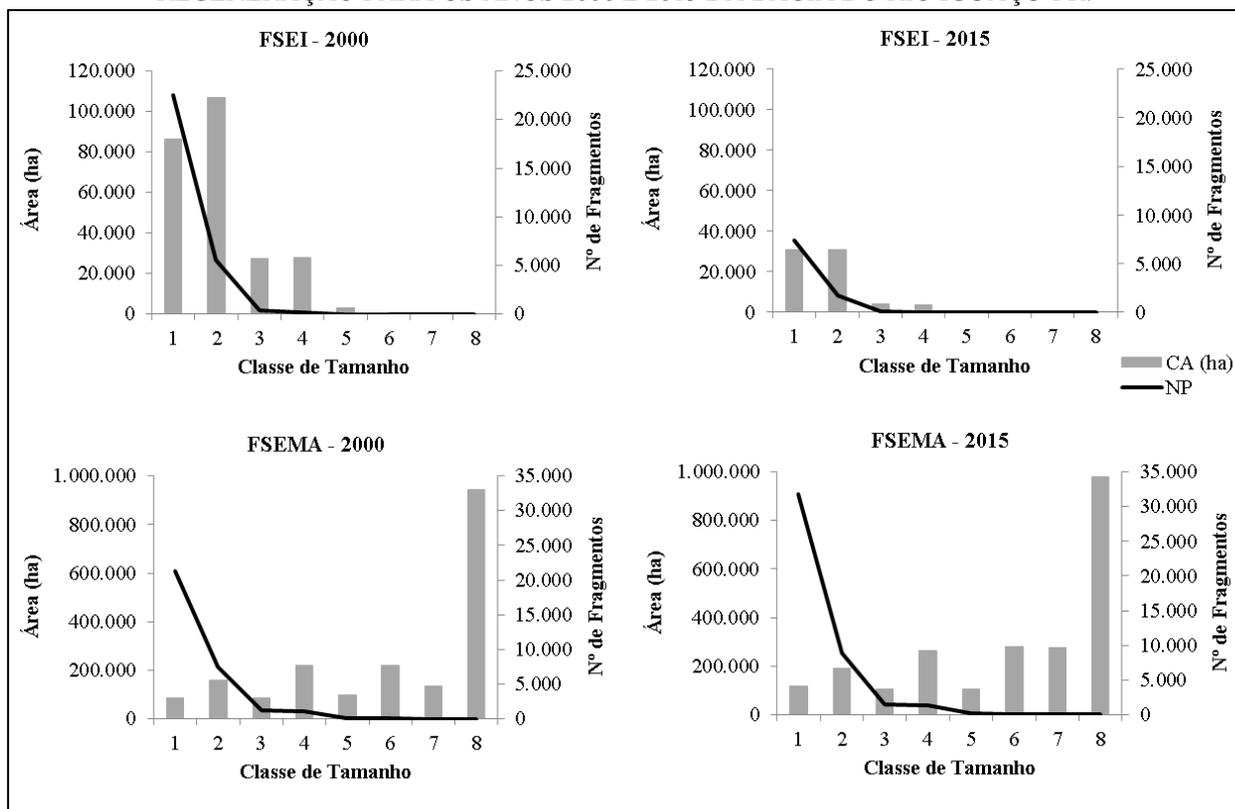
Quando considerada a distinção por estágio sucessional, o ano-base 2000 contava com um número de fragmentos (NP) total de 59.935 e o ano-base 2015 com 52.971 fragmentos. Esse aumento de mais de 10.000 polígonos para cada ano em relação ao NP da “Floresta Total” indica a heterogeneidade dos fragmentos florestais quanto à estrutura, ou seja, um fragmento de “Floresta Total” contém em seu interior partes com FSEI e outras com FSEMA (Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração), o que quando considerada essa diferença, esses fragmentos são classificados em classes diversas e, portanto, o NP aumenta.

De maneira geral, FSEI contava com 28.594 fragmentos em 2000 e passou a ter 9.227 em 2015. Esse decréscimo em NP vem acompanhada com a redução de cerca de 72% da área de cobertura, indo de 251.350,99 ha para 69.863,71 ha no período analisado. Redução da área média do fragmento (MPS) também foi observada, ou seja, em 2000 os fragmentos de FSEI tinham em média 8,79 ha passando a ter 7,57 ha em 2015 com desvio padrão (PSSD) de 19,01 ha e 13,84 ha para 2000 e 2015, respectivamente.

Fragmentos com FSEMA, por outro lado, apresentaram aumento tanto no número (NP) quanto na área de cobertura (CA), porém, com redução da MPS. No ano-base 2000 havia 31.341 fragmentos florestais nesse estágio de sucessão que cobriam 1.950.551,85 ha, e conseqüentemente, continham 62,24 ha em média (PSSD = 2.953,78 ha). No ano-base 2015 2.312.038,00 ha foram cobertos por FSEMA em 43.744 fragmentos de 52,85 ha em média (PSSD = 2.595,14 ha).

Assim como para floresta total, os fragmentos florestais por estágio sucessional foram também analisados por classes de tamanho. Equitativamente à Floresta Total, houve maior NP nas classes menores de tamanho para ambos os estágios sucessionais (FIGURA 33).

FIGURA 33 - MÉTRICAS DE ÁREA E DENSIDADE DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DE FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL (FSEI) E MÉDIO-AVANÇADO (FSEMA) DE REGENERAÇÃO PARA OS ANOS 2000 E 2015 DA BACIA DO RIO IGUAÇU-PR.



Em que: CA: Cobertura em área; NP: Número de fragmentos. Classes de Tamanho: 1 = 1 |-- 10 (ha); 2 = 10 |-- 50 (ha); 3 = 50 |-- 100 (ha); 4 = 100 |-- 500 (ha); 5 = 500 |-- 1.000 (ha); 6 = 1.000 |-- 10.000 (ha); 7 = 10.000 |-- 100.000 (ha); 8 = 100.000 |-- 550.000 (ha).

FONTE: A autora (2020).

Para todas as classes de tamanho ocorreu diminuição em NP e CA de fragmentos em FSEI, ao passo que houve aumento dos fragmentos de FSEMA. Isso indica que, muitos dos fragmentos inicialmente em estágio Inicial de sucessão desenvolveram-se para estágio Médio-Avançado em 2015. Então, além do decrescente processo de fragmentação constatado para a floresta como um todo, quando analisados os estágios sucessionais, pode-se afirmar que os fragmentos avançam rumo ao clímax estrutural.

14.2 MÉTRICAS DE BORDA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

14.2.1 Floresta Total

De acordo com Hentz (2015), as métricas de paisagem que dizem respeito às bordas permitem inferir quanto dos remanescentes estão em contato direto com a matriz circundante.

As métricas de borda para os remanescentes florestais da Bacia do Rio Iguaçu estão na Tabela 26.

TABELA 26 - MÉTRICAS DE BORDAS PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATIVA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015

CLASSE	TAMANHO (HA)	%BACIA	TE (m)	MPE (m)	ED (m/ha)
1	1 -- 10 (ha)	2,20	40.368.934,69	1.270,62	332,44
2	10 -- 50 (ha)	3,47	41.724.219,99	4.531,30	218,21
3	50 -- 100 (ha)	1,67	15.688.036,10	11.893,89	170,55
4	100 -- 500 (ha)	3,82	30.198.260,03	28.275,52	143,35
5	500 -- 1.000 (ha)	1,91	12.821.032,38	81.145,77	121,70
6	1.000 -- 10.000 (ha)	4,58	25.392.151,19	230.837,74	100,65
7	10.000 -- 100.000 (ha)	3,54	18.544.928,07	2.060.547,56	95,12
8	100.000 -- 550.000 (ha)	18,79	49.258.251,06	12.314.562,76	47,54
Floresta Total		39,98	233.995.813,51	5.361,10	106,17
Classe	Tamanho (ha)	2015			
1	1 -- 10 (ha)	2,02	37.541.186,92	1.223,92	337,88
2	10 -- 50 (ha)	3,25	39.690.422,21	4.714,95	221,37
3	50 -- 100 (ha)	1,78	18.191.122,64	12.865,01	185,14
4	100 -- 500 (ha)	4,45	39.631.573,16	32.511,54	161,60
5	500 -- 1.000 (ha)	1,73	13.712.823,41	96.569,18	144,07
6	1.000 -- 10.000 (ha)	4,67	31.915.081,43	279.956,85	123,94
7	10.000 -- 100.000 (ha)	2,54	9.693.374,22	1.938.674,84	69,19
8	100.000 -- 550.000 (ha)	22,77	95.538.275,65	23.884.568,91	76,11
Floresta Total		43,20	285.913.859,64	6.809,47	120,04

Em que: TE: Comprimento total de bordas (m); MPE; comprimento médio de bordas por fragmento (m); ED: densidade de bordas (m/ha).

FONTE: A autora (2020).

Para Floresta Total houve aumento do total de bordas (TE), do valor médio de borda de fragmentos (MPE) e da densidade de bordas (ED) de 2000 para 2015. Esse aumento vem relacionado ao aumento de área total dos fragmentos como já mencionado.

Hentz (2015) destaca que dentre as métricas de borda, a mais importante é a densidade de bordas, pois, quanto menor o valor dessa variável mais forte é o indicativo de que os fragmentos estão mais protegidos da influência exterior. Diante disso, verifica-se que, apesar do aumento em área, os fragmentos florestais de modo geral encontram-se sob maior efeito de borda em 2015 do que estavam no ano 2000, uma vez que ED aumentou nesse período.

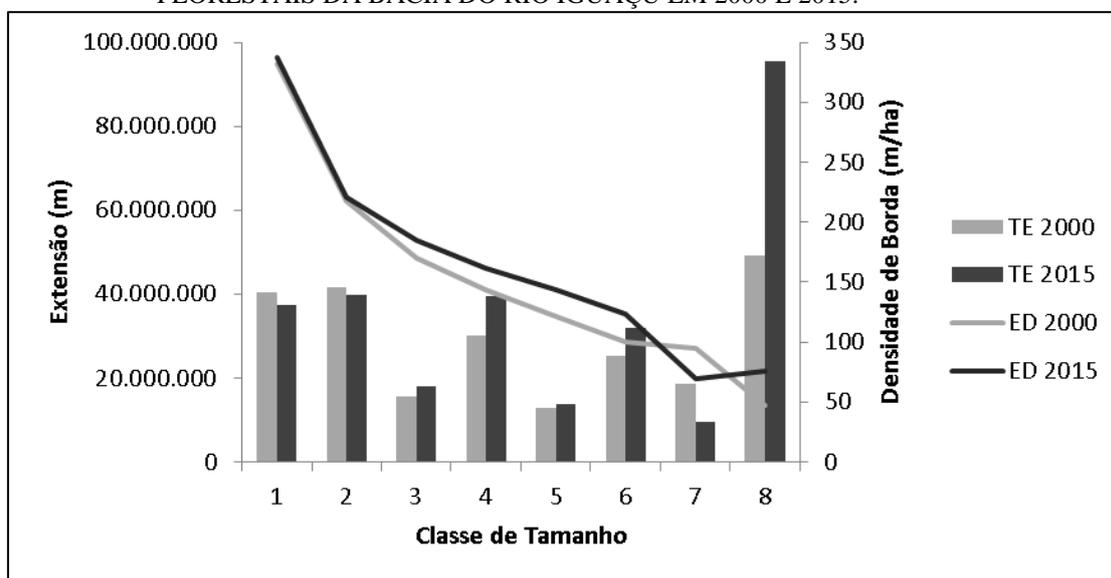
De acordo com Santos et al. (2018), o comprimento das bordas dos fragmentos florestais também desempenha um papel crucial na análise da estrutura da paisagem, pois,

uma alta densidade de borda implica diversidade estrutural. Todavia, segundo Lang e Blaschke (2009), o aumento da densidade de bordas também pode significar retalhamento dependendo da matriz circundante, tais como a presença de rodovias, por exemplo.

Analisando os fragmentos florestais por classes de tamanho, verifica-se que para ambos os anos, a classe de maior tamanho (classe 8) apresentou maior comprimento total de bordas (TE) seguida pelas classes 2 e 1. Esse comportamento de alto valor total de bordas para as menores classes de tamanho era esperado, visto que nessas classes houve um elevado número de fragmentos em relação às demais classes.

A média de bordas por fragmento (MPE) aumenta quanto maior a classe de tamanho, ao passo que a densidade de bordas decai, novamente para ambos os anos (FIGURA 34). A diminuição da densidade de bordas indica que quanto maior a classe de tamanho do fragmento, menor é o retalhamento, ou seja, tais resultados apontam para um menor efeito de borda nos fragmentos grandes, indicando maior grau de conservação (JUVANHOL et al., 2011).

FIGURA 34 - COMPORTAMENTO DO COMPRIMENTO TOTAL DE BORDAS POR CLASSE DE TAMANHO (TE) (m) E DA DENSIDADE DE BORDAS (ED) (m/ha) DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 2000 E 2015.



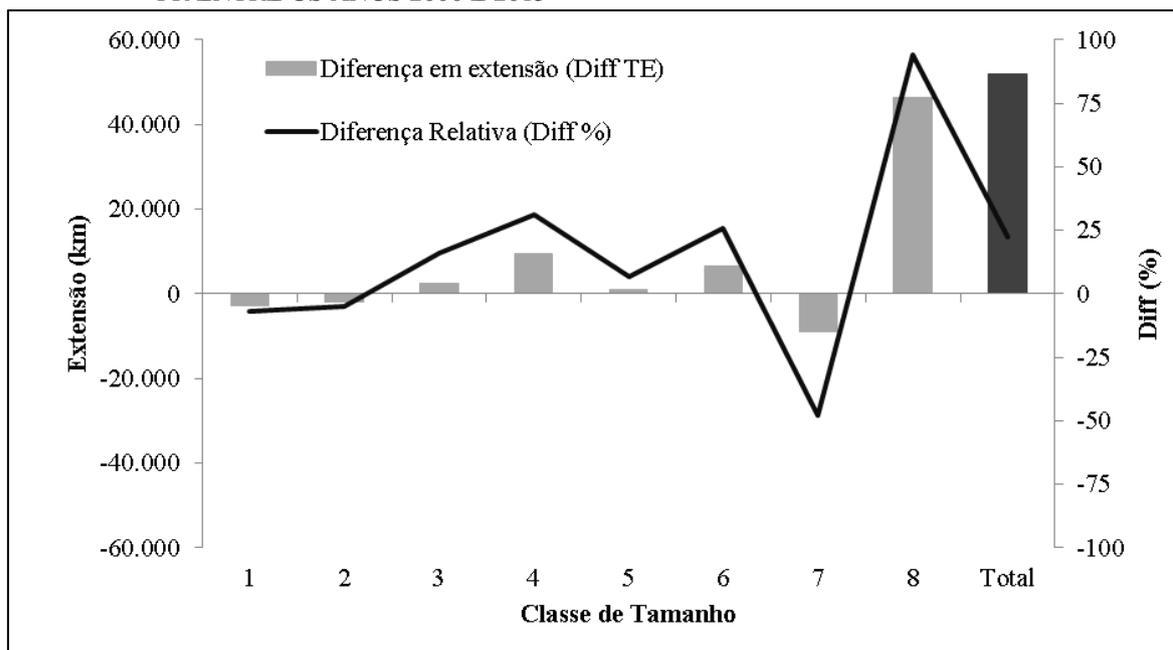
Classes de Tamanho: 1 = 1 |-- 10 (ha); 2 = 10 |-- 50 (ha); 3 = 50 |-- 100 (ha); 4 = 100 |-- 500 (ha); 5 = 500 |-- 1.000 (ha); 6 = 1.000 |-- 10.000 (ha); 7 = 10.000 |-- 100.000 (ha); 8 = 100.000 |-- 550.000 (ha).

FONTE: A autora (2020).

Os fragmentos florestais da Bacia do Rio Iguaçu que sofreram maior efeito de borda foram os das classes 1 e 2, ou seja, 1 a 10 e 10 a 50 ha, tanto para 2000 quanto 2015, uma vez que apresentam maior ED aliados à maior TE, além de serem caracterizados por fragmentos pequenos.

As diferenças absolutas e relativas entre o total de bordas de 2000 e de 2015 podem ser observadas na Figura 35. A classe 8 foi a que apresentou diferença mais significativa (+94%); esse aumento está fortemente relacionado ao aumento em área da classe, cerca de 28%, nesses quinze anos analisados.

FIGURA 35 - DIFERENÇAS ABSOLUTAS (KM) E RELATIVAS (%) DO TOTAL DE BORDAS DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS POR CLASSE DE TAMANHO DA BACIA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015



Classes de Tamanho: 1 = 1 |-- 10 (ha); 2 = 10 |-- 50 (ha); 3 = 50 |-- 100 (ha); 4 = 100 |-- 500 (ha); 5 = 500 |-- 1.000 (ha); 6 = 1.000 |-- 10.000 (ha); 7 = 10.000 |-- 100.000 (ha); 8 = 100.000 |-- 550.000 (ha).

FONTE: A autora (2020).

Em contrapartida, a classe 7 apresentou a maior redução (-45%), também impulsionado pelo comportamento em relação à dinâmica da área de ocupação, pois, como já mencionado, alguns fragmentos da classe 7 localizados na região leste da bacia foram preservados de tal modo que expandiram seus limites e conectaram-se a outros fragmentos, o que fez com que os mesmos fossem classificados em classe de tamanho superior no período subsequente de análise (ano-base 2015).

14.2.2 Floresta por Estágio de sucessão

Quando analisadas as métricas de borda dos fragmentos florestais nos estágios sucessionais, de maneira geral houve decréscimo de TE e MPE dos fragmentos de FSEI de 2000 para 2015, enquanto que ED expressou comportamento contrário no período (TABELA 27 e 28). FSEI não apresentou fragmentos nas classes 6, 7 e 8 em ambos os anos.

TABELA 27 - MÉTRICAS DE BORDA PARA FRAGMENTOS DE FLORESTA POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E CLASSE DE TAMANHO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA O ANO 2000

ESTÁGIO SUCESSIONAL	CLASSE	%BACIA	TE (m)	MPE (m)	ED (m/ha)
FSEI	1	1,57	29.942.056,72	1.331,94	346,27
	2	1,94	25.417.742,31	4.592,18	237,66
	3	0,5	4.934.386,19	12.005,81	180,71
	4	0,5	4.139.144,73	25.393,53	149,42
	5	0,05	334.180,32	66.836,06	114,22
	Total	4,56	64.767.510,27	2.265,11	257,68
FSEMA	1	1,55	27.672.526,34	1.302,54	324,64
	2	2,91	34.091.849,72	4.549,83	212,78
	3	1,59	15.004.247,41	11.879,85	170,95
	4	3,98	31.012.912,13	28.636,11	141,37
	5	1,81	12.163.344,94	81.633,19	121,85
	6	3,98	21.586.092,65	222.537,04	98,4
	7	2,45	12.244.134,67	1.749.162,1	90,63
	8	17,12	48.751.590,43	12.187.897,61	51,66
Total	35,38	202.526.698,29	6.462,18	103,83	

Em que: TE: Comprimento total de bordas da classe (m); MPE; comprimento médio de bordas por fragmento da classe (m); ED: densidade de bordas (m/ha). FONTE: A autora (2020).

TABELA 28 - MÉTRICAS DE BORDA PARA FRAGMENTOS DE FLORESTA POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E CLASSE DE TAMANHO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA O ANO 2015

ESTÁGIO SUCESSIONAL	CLASSE	%Bacia	TE (m)	MPE (m)	ED (m/ha)
FSEI	1	0,56	11.009.417,69	1.483,75	359,22
	2	0,56	8.026.167,37	1.483,75	259,40
	3	0,07	787.060,37	4.650,15	202,29
	4	0,07	755.608,16	13.340,01	202,08
	5	0,01	110.179,28	35.981,34	170,99
	Total	1,27	20.688.651,15	2.242,19	296,13
FSEMA	1	2,1	39.112.088,25	1.231,84	338
	2	3,4	42.136.061,00	4.740,25	222,05
	3	1,9	19.453.617,06	12.908,84	185,64
	4	4,8	42.394.260,04	32.362,03	161,35
	5	1,9	14.690.312,35	95.391,64	141,12
	6	5,1	33.870.465,41	282.253,88	120,75
	7	5	23.509.517,00	2.612.168,56	85,27
	8	17,8	65.124.548,17	16.281.137,04	66,54
Total	41,9	280.290.869,28	6.407,72	121,23	

Em que: TE: Comprimento total de bordas da classe (m); MPE; comprimento médio de bordas por fragmento da classe (m); ED: densidade de bordas (m/ha). FONTE: A autora (2020).

Para FSEMA para floresta total, TE e ED aumentaram de 2000 para 2015, ao passo que a MPE decresceu. O comportamento da ED indica que, os fragmentos de FSEI encontram-se mais recortados em 2015 do que em 2000, tanto para FSEI quanto para FSEMA. Quando analisadas as classes de tamanho dentro dos estágios de sucessão, percebe-se que a ED decai com o aumento da classe de tamanho do fragmento para os dois estágios em ambos os anos, indicando que, assim como para a floresta total, menor é o grau de recorte dos fragmentos maiores indicando melhor estado de conservação.

Quando analisada a dinâmica da densidade de bordas de 2000 para 2015, nota-se o aumento da extensão de bordas por unidade de área (ha) nos fragmentos de FSEI, assim como os fragmentos de FSEMA para a maioria das classes de tamanho, com exceção da classe 7.

14.3 MÉTRICAS DE FORMA DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

14.3.1 Floresta Total

As métricas de forma dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, encontram-se dispostos na Tabela 29. Para a análise de forma de manchas de dados vetoriais é recomendável fazer a comparação do fragmento com um círculo, uma vez que, segundo Lang e Blaschke (2009), o círculo é um formato otimizado com a melhor relação área-borda, pois tem o centro mais distante das bordas do que qualquer outra forma, especialmente as alongadas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

TABELA 29 - MÉTRICAS DE FORMA PARA FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL DA BACIA DO RIO IGUAÇU – PR DOS ANOS 2000 E 2015

CLASSE DE TAMANHO	MSI		MPAR (m/m ²)		MFRACCT	
	2000	2015	2000	2015	2000	2015
1	1,849	1,827	0,037	0,038	1,358	1,357
2	2,798	2,865	0,023	0,023	1,371	1,374
3	4,010	4,343	0,017	0,019	1,389	1,402
4	5,634	6,399	0,015	0,017	1,409	1,427
5	8,859	10,509	0,012	0,015	1,435	1,458
6	13,303	16,001	0,011	0,013	1,453	1,474
7	37,339	31,880	0,009	0,007	1,504	1,483
8	66,839	111,692	0,005	0,007	1,489	1,513
Floresta Total	2,274	2,334	0,033	0,033	1,363	1,365

Em que: MSI: Índice de forma médio; MPAR: Média da relação perímetro/área; MFRACCT: Dimensão Fractal da mancha média.

FONTE: A autora (2020).

A distância do centro da mancha em relação à borda é valorizada, uma vez que o interior de fragmentos florestais geralmente apresenta as melhores condições para o estabelecimento de espécies, pois, apresenta a menor influência de possíveis distúrbios causados pelas manchas circundantes, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda.

O índice de forma médio (MSI) expressa a proximidade ao formato de um círculo, logo quanto mais próximo a 1 mais circular é a mancha. Todavia, assim como a maioria dos índices adimensionais, os valores absolutos por si só pouco são explicativos em relação ao conteúdo, portanto, as vantagens da informação que esses índices fornecem são obtidas somente quando comparados com outros valores de outras classes ou épocas da mancha (LANG; BLASCHKE, 2009).

Isto posto, quando comparados os MSI de 2000 e de 2015, nota-se que os fragmentos florestais de modo geral (Floresta Total) se distanciaram mais do formato circular, ou seja, com o passar desses 15 anos, apesar de um aumento sucinto, os fragmentos tornaram-se mais alongados e a relação área-borda foi prejudicada. Quando analisado por classes de tamanho, a classe com os menores fragmentos fornece os menores índices, tanto para 2000 quanto para 2015, indicando que os fragmentos pequenos têm maior tendência à circularidade. Para as demais classes percebe-se aumento do MSI de um ano para o outro para a maioria das classes, exceto para a classe 1 e 7.

Segundo Hentz (2015), fragmentos menores geralmente têm formato mais arredondado do que as classes com maior dimensão. Além disso, métrica MSI tende a aumentar com o aumento da classe de tamanho, ou seja, quanto maior o fragmento mais irregular a forma ou mais distante do formato arredondado será o fragmento, como o constatado no presente trabalho. Rex et al. (2018), também fazem referência a esse comportamento do MSI e afirmam que fragmentos de maior área possuem a desvantagem de acentuada irregularidade da forma. Assim como Ponte et al. (2017), que também afirmam que a piora na forma geralmente aumenta com tamanhos maiores de fragmentos.

Assim como já mencionado anteriormente, a maioria dos fragmentos da maior classe de tamanho (classe 8: 100.000 a 550.000 ha) detectados na Bacia do Rio Iguaçu, caracterizam-se por serem constituídos pela conexão de fragmentos menores, o que conferem, aos mesmos, irregularidade acentuada da forma. Segundo Ponte et al. (2017), esse tipo de fragmento se caracteriza como de alto nível de recorte causado por muitos pequenos ramos que estão interligados com os grandes e compactos. Além disso, toda a área desses fragmentos tem muitas pequenas falhas, o que aumenta o comprimento total da aresta.

Sendo a métrica média da Razão Perímetro/Área (MPAR) a soma da relação perímetro-área de cada fragmento dividido pelo número de fragmentos da paisagem como um todo ou em cada classe, é natural que quanto menor o seu valor, melhor o indicativo de circularidade das manchas e, conseqüentemente, menor o efeito de borda nos fragmentos.

Quando analisada a dinâmica dessa métrica para floresta total, verifica-se que não houve diferenças entre o valor de 2000 e 2015. Todavia, quando analisadas as classes, nota-se a oscilação de um ano para o outro em diferentes classes. Porém, para os dois períodos de análise é notável a diminuição dessa métrica conforme o aumento da classe de tamanho.

Essa tendência foi observada em outros estudos como os de Hentz (2015). Essa autora ressalta que a menor classe de tamanho é a que tem maior perímetro por área. Já Santos et al. (2017), explicam que os fragmentos maiores, mesmo apresentando formatos mais irregulares, estão sob menor efeito de borda, pois a proporção de área é superior a de borda, e, portanto, apresentam uma MPAR menor.

Outra métrica muito popular para ponderar sobre a complexidade do formato do fragmento é a Dimensão Fractal da mancha média (MFRACT) (LANG; BLASCHKE, 2009). Nessa métrica, formas mais regulares como círculos e quadrados têm valores próximos a 1, enquanto que quanto mais irregular a forma da mancha, mais próximo a 2 o valor de MFRACT, sendo, portanto, esse o horizonte de valores que essa métrica pode expressar. A MFRACT difere da MSI, pois não é calculado pela relação direta entre área e borda (HENTZ, 2015).

Para floresta total houve um sensível aumento da MFRACT, todavia o valor ainda se encontra mais próximo de 1 do que de 2 para ambos os anos, indicando certa regularidade dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. Já por classe de tamanho percebe-se aumento gradual do MFRACT com o acréscimo da classe, exceto para a classe 7.

Vale ressaltar que, a dinâmica da classe 7 teve comportamento diverso das demais classes de tamanho para todas as métricas de forma. Assim como verificado na análise de área, essa teve significativa diminuição de 2000 para 2015 (-28%), então, pode-se inferir que os fragmentos remanescentes ou já apresentavam melhores condições de forma em 2000 e/ou foram preservados de tal maneira que as condições da forma dos fragmentos foram melhoradas em 2015.

14.3.2 Floresta por Estágio de sucessão

As métricas relativas à forma dos fragmentos florestais divididos por estágio de regeneração e por classe de tamanho podem ser observadas na Tabela 30.

TABELA 30 - MÉTRICAS DE FORMA PARA OS FRAGMENTOS DE FLORESTA NATURAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015

ESTÁGIO SUCESSIONAL	C. T.	2000				2015			
		%Bacia	MSI	MPAR	MFRAC	%Bacia	MSI	MPAR	MFRAC
FSEI	1	1,57	1,93	0,038	1,365	0,56	2,06	0,039	1,374
	2	1,94	2,94	0,025	1,382	0,56	3,08	0,027	1,392
	3	0,50	4,15	0,018	1,396	0,07	4,62	0,020	1,413
	4	0,50	5,51	0,016	1,412	0,07	7,45	0,020	1,453
	5	0,05	7,79	0,011	1,426	0,01	12,24	0,017	1,481
Floresta Total		4,56	2,18	0,035	1,369	1,27	2,28	0,037	1,378
FSEMA	1	1,55	1,85	0,036	1,356	2,10	1,83	0,038	1,357
	2	2,91	2,76	0,022	1,369	3,44	2,88	0,023	1,375
	3	1,59	4,02	0,017	1,39	1,90	4,36	0,019	1,402
	4	3,98	5,63	0,015	1,408	4,77	6,38	0,017	1,427
	5	1,81	8,88	0,012	1,435	1,89	10,32	0,014	1,455
	6	3,98	12,96	0,01	1,449	5,09	16,02	0,013	1,474
	7	2,45	33,99	0,009	1,498	5,00	40,88	0,008	1,504
	8	17,12	69,47	0,005	1,493	17,75	89,75	0,007	1,505
Floresta Total		35,38	2,37	0,031	1,363	41,94	2,35	0,033	1,365

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração; C. T.: Classe de Tamanho; MSI: Índice de forma médio; MPAR: Média da relação perímetro/área (m/m²) MFRAC: Dimensão Fractal da mancha média.

FONTE: A autora (2020).

Quando analisados por essa perspectiva, percebe-se que, para a Floresta Total, FSEI apresenta aumento de todas as métricas, ou seja, houve uma piora desses índices, mostrando que esses fragmentos passaram a ter maior irregularidade na forma e o efeito de borda foi potencializado no período analisado. Fragmentos de FSEMA também seguem a tendência de FSEI, com exceção da MSI, todavia, com redução pouco significativa.

A tendência de aumento de MSI e MFRAC foi detectada também por classe de tamanho para ambos os anos, indicando que quanto maior o tamanho do fragmento mais irregular ele é tanto para FSEI quanto para FSMA, assim como para floresta total.

Quanto à dinâmica, percebe-se que em 2015 essas métricas sofrem aumento para ambos os estágios sucessionais, comportamento não observado de forma tão acentuada quando analisada a floresta total. Isso indica diminuição da regularidade de forma dos fragmentos de um período para o outro quando analisados por estágios de sucessão diversos.

Segundo Saito et al. (2016), quanto mais irregulares os fragmentos, mais sofrerão pressão de borda, estando mais susceptíveis a novas fragmentações.

Todavia, os fragmentos seguem a tendência de diminuição de MPAR assim como a floresta total, ou seja, apesar de mais irregulares o efeito de borda é suavizado conforme o aumento da classe de tamanho, porém, comportamento contrário é observado com o aumento do tempo, exceto para a classe 7.

14.4 MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS

14.4.1 Floresta Total

As métricas de área central para a floresta total, por classe de tamanho e para os anos-base 2000 e 2015 podem ser observados na Tabela 31. A área central é um indicativo melhor da qualidade dos fragmentos florestais do que a própria área total dos mesmos, pois essa métrica é afetada diretamente pela forma e borda dos fragmentos (McGARIGAL; MARKS, 1995).

TABELA 31 - MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU PARA OS ANOS DE 2000 E 2015.

Ano	Classe	NCA	TCCA (ha)	CAI (%)	MCA (ha)
2000	1	17.838	8.388,59	6,91	0,47
	2	9.193	46.652,46	24,40	5,07
	3	1.319	33.725,67	36,66	25,57
	4	1.068	94.494,23	44,86	88,48
	5	158	54.349,35	51,59	343,98
	6	110	149.409,49	59,23	1.358,27
	7	9	119.031,49	61,06	13.225,72
	8	4	814.806,25	78,65	203.701,56
	Floresta Total	29.699	1.320.857,53	59,93	44,47
2015	1	16.343	7.006,49	6,31	0,43
	2	8.400	41.914,76	23,38	4,99
	3	1.414	31.730,17	32,29	22,44
	4	1.219	96.229,59	39,24	78,94
	5	142	42.474,12	44,62	299,11
	6	114	132.665,73	51,52	1.163,73
	7	5	100.264,01	71,57	20.052,80
	8	4	843.187,75	67,17	210.796,94
	Floresta Total	27.641	1.295.472,63	54,39	46,87

Em que: NCA: Número de Fragmentos com área central; TCCA: área central total da classe (ha); CAI: Porcentagem de área central da classe em relação à área total da classe (%); MCA: área central média da classe por fragmento (ha).

FONTE: A autora (2020).

Observa-se que, para Floresta Total houve decréscimo de todas as métricas de área central de 2000 para 2015. Essa diminuição pode estar relacionada a redução do número de fragmentos que houve no período.

A diminuição da área central (TCCA) e da porcentagem de área central (CAI) para floresta total de 2000 para 2015 indica que, apesar do aumento da área total (CA), os fragmentos florestais incorporaram trechos de área com formato estreito, o que quando retirada a área de influência (50 metros) esses trechos apresentam pouca ou nenhuma área central, ou seja, esses fragmentos apresentaram redução da qualidade ambiental, uma vez que reduziram a área livre de influência de borda.

Calegari et al. (2010) observaram comportamento semelhante de redução da CAI dos fragmentos de uma Floresta Estacional Semidecidual Secundária localizada em Carandaí (MG) de 1984 a 2007, e afirmam que apesar de constatado o aumento da área central total (TCCA) e do número de fragmentos com área central (NCA), a redução do valor dessa métrica (CAI) comprova a redução da qualidade de cada fragmento devido ao maior efeito de borda que os mesmos estão expostos, assim como constatado no presente estudo.

Todavia, mesmo com a diminuição da área central no período, os fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguazu, de maneira geral, contam com mais de 50% de suas áreas protegidas da influência da borda tanto em 2000 quanto em 2015. Ponte et al. (2017), constataram diminuição de 48% para 39% de CAI de fragmentos da Mata Atlântica leste paraguaia de 2003 para 2013, esses autores indicam processo de fragmentação crescente naquela área.

Quando analisados os fragmentos por classe de tamanho, verifica-se que para ambos os anos de análise, houve aumento gradual da CAI conforme o aumento do fragmento. A CAI é a melhor métrica de comparação entre classes de tamanho, uma vez que traz um índice relativo à área total inicial sem o desconto da faixa de influência de borda.

O aumento de CAI conforme o avanço da classe de tamanho, revela que as menores classes de tamanho sofrem maior redução em área ao se excluir às áreas de borda, o que é o esperado, uma vez que as áreas dos fragmentos são menores, logo, a exclusão de uma faixa de 50 metros torna-se muito mais expressiva do que em fragmento de classes de tamanho maior.

14.4.2 Floresta por Estágio de sucessão

As métricas de área central dos fragmentos florestais por estágio sucessional, classe de tamanho e por ano-base podem ser observados na Tabela 32.

TABELA 32 - MÉTRICAS DE ÁREA CENTRAL PARA OS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR POR ESTÁGIO DE SUCESSÃO EM 2000 E 2015.

ANO	TAMANHO	ESTÁGIO SUCESSIONAL							
		FSEI				FSEMA			
		NCA	TCCA	CAI	MCA	NCA	TCCA	CAI	MCA
2000	1	11.889	5.062,37	5,85	0,43	12.841	6.481,05	7,60	0,50
	2	5.516	22.175,87	20,73	4,02	7.485	41.056,73	25,63	5,49
	3	411	9.415,09	34,48	22,91	1.263	32.130,94	36,61	25,44
	4	163	12.032,49	43,44	73,82	1.083	99.620,68	45,41	91,99
	5	5	1.595,40	54,53	319,08	149	51.576,22	51,67	346,15
	6	-	-	-	-	97	131.541,01	59,96	1.356,09
	7	-	-	-	-	7	84.772,52	62,75	12.110,36
	8	-	-	-	-	4	726.412,75	76,98	181.603,19
Floresta Total		17.984	50.234,94	19,99	2,79	22.929,00	1.173.591,89	60,17	51,18
2015	1	4.248	1.527,53	4,98	0,36	16.994	7.313,26	6,32	0,43
	2	1.721	5.234,34	16,92	3,04	8.869	44.100,57	23,24	4,97
	3	59	1.127,05	28,97	19,10	1.507	33.828,14	32,28	22,45
	4	21	1.041,55	27,86	49,60	1.310	103.538,17	39,40	79,04
	5	1	244,09	37,88	244,09	154	47.446,33	45,58	308,09
	6	-	-	-	-	120	147.506,00	52,59	1.229,22
	7	-	-	-	-	9	179.894,78	65,25	19.988,31
	8	-	-	-	-	4	695.717,75	71,08	173.929,44
Floresta Total		6.050	9.174,57	13,13	1,52	28.967	1.259.345,00	54,47	43,48

Em que: FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; NCA: Número de Fragmentos com área central; TCCA: área central total da classe (ha); CAI: Porcentagem de área centra da classe em relação à área total da classe (%); MCA: área central média da classe por fragmento (ha).

FONTE: A autora (2020).

Houve significativa redução da área central de fragmentos em FSEI de 2000 para 2015. Essa tendência se deve à redução em área total de floresta nesse estágio de sucessão. Todavia, apesar da redução de mais de 80% em área central (TCCA), a redução da qualidade dos fragmentos não foi tão expressiva, uma vez que a CAI reduziu cerca de 7% no período analisado.

Fragmentos de FSEMA apresentaram aumento tanto no número de fragmentos com área central (NCA) quanto na área central (TCCA) de modo geral, todavia, a qualidade dos fragmentos foi inferior após os 15 anos de análise, pois houve decréscimo de CAI, assim como da média de área central dos fragmentos (MCA).

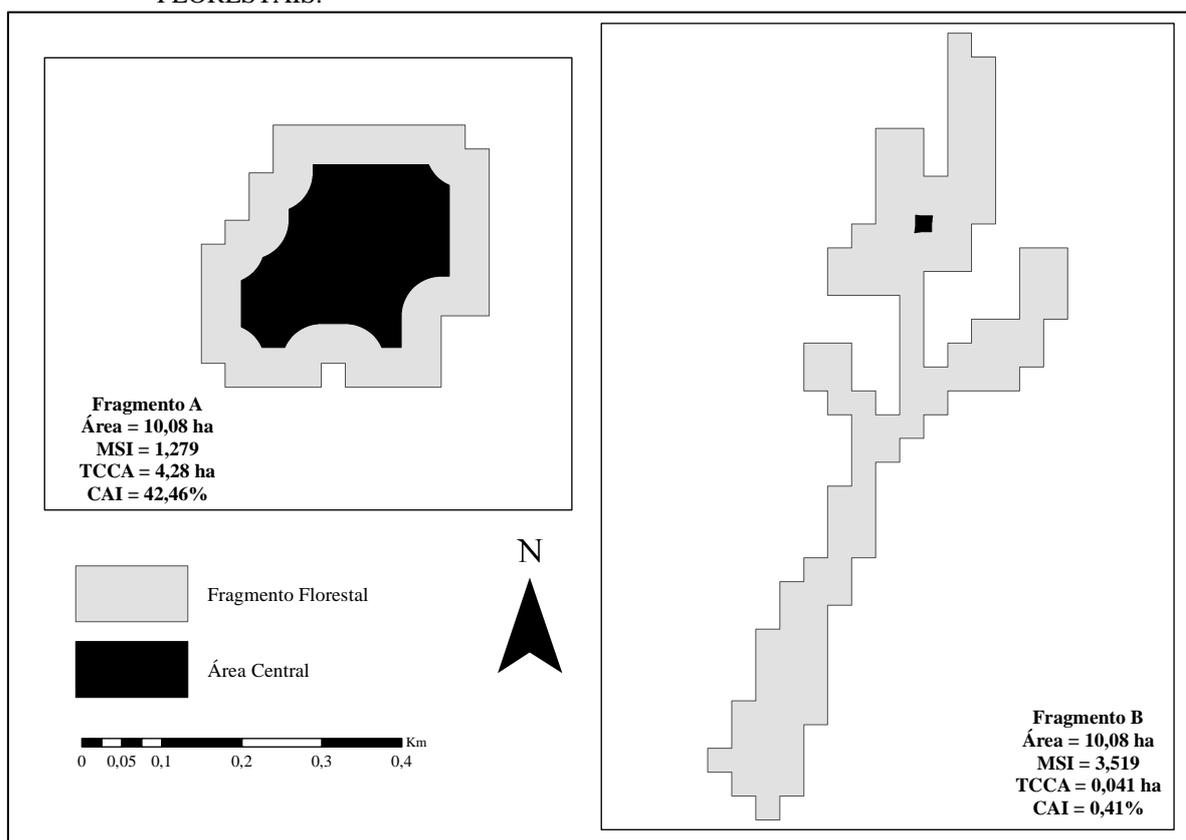
A diminuição NCA e TCCA de FSEI aliado ao aumento dessas métricas para FSEMA indica, novamente, que os fragmentos em estágio Inicial em 2000, passaram para um estágio superior de regeneração (Médio-Avançado) em 2015. A dinâmica dessas métricas revela que os fragmentos de FSEI incorporados a FSEMA tornaram os fragmentos com maior

área com influência de borda e consequente diminuição da qualidade dos fragmentos, pois a CAI passou de 60,16% para 54,45% durante o período analisado.

Quando analisada a dinâmica em nível de classe de tamanho, observa-se a mesma tendência de aumento de TCCA, CAI e MSA com o aumento da classe de tamanho da floresta total sem a divisão por estágio sucessional.

Segundo Calegari et al. (2010), em geral, quanto maior a área total do fragmento, naturalmente maior será sua área central. Todavia, grande atenção deve ser dada à forma da mancha, pois, formas alongadas e muito irregulares contêm uma área central relativamente inferior ao de formas compactas e regulares de mesma área inicial (LANG; BLASCHKE, 2009). A Figura 36 demonstra o efeito da forma na área central do fragmento.

FIGURA 36 - INFLUÊNCIA DA FORMA NA PROPORÇÃO DE ÁREA CENTRAL DE FRAGMENTOS FLORESTAIS.



Em que MSI: Índice de forma médio; TCCA: área central total da classe (ha); CAI: Porcentagem de área central da classe em relação à área total da classe (%).

FONTE: A autora (2020).

Os fragmentos A e B tem mesma área (CA = 10,08 ha), porém o fragmento A tem o índice de forma médio (MSI) inferior ao do fragmento B, o que indica que o fragmento A tem a forma mais compacta com MSI mais próximo a 1, ou seja, sua forma é mais regular e

assemelha-se mais a um círculo do que o fragmento B. Como consequência a área central do fragmento B quase inexistente quando retirada a área de influência (50 metros).

14.5 MÉTRICAS DE VIZINHANÇA ENTRE FRAGMENTOS FLORESTAIS

Na Tabela 33 é possível observar a distância média do vizinho mais próximo e o grau de isolamento (ALMEIDA, 2008) dos fragmentos florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu para os anos 2000 e 2015 para diferentes estágios de sucessão e para a floresta como um todo, ou seja, sem essa distinção de estágio.

TABELA 33 - DISTÂNCIA MÉDIA DO VIZINHO MAIS PRÓXIMO (NNDIST_{MÉDIO}) E GRAU DE ISOLAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR EM 2000 E EM 2015

COBERTURA FLORESTAL	2000		2015	
	NNDIST _{MÉDIO}	ISOLAMENTO	NNDIST _{MÉDIO}	ISOLAMENTO
FSEI	226,18	Muito Alto	386,43	Muito Alto
FSEMA	113,71	Médio	72,66	Médio
Floresta Total	95,87	Médio	71,20	Médio

Em que: NNDist: Vizinho mais próximo; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração.

FONTE: A autora (2020).

É importante ressaltar que, quando utilizada análise por classes de fragmentos, a métrica do vizinho mais próximo calcula a distância do fragmento mais próximo de mesma classe, ou seja, essa métrica não considera a heterogeneidade da vizinhança, pois, em nível de classe, apenas são computadas manchas da mesma classe e essa é uma limitação da própria métrica (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Por esse motivo, para essa métrica não foi utilizada a divisão por classe de tamanho como as métricas anteriores, e sim, analisada a separação apenas por classe de estágio de sucessão a fim de verificar a evolução da cobertura vegetal nesses estágios. Então, a distância média calculada para FSEI corresponde à distância entre fragmentos com esse mesmo estágio de sucessão, assim como para FSEMA.

Percebe-se que, tanto em 2000 quanto em 2015, fragmentos em FSEI apresentaram grau de isolamento “Muito Alto”, ou seja, fragmentos nesse estágio de sucessão encontraram-se com mais de 200 metros de distância entre si.

Para FSEI, a interpretação da dinâmica dessas métricas é diferente, pois, verificado que a cobertura florestal em FSEI diminuiu no período (CAPÍTULO 3), o aumento de NNDIST_{MÉDIO} de 2000 para 2015 pode significar que fragmentos ou parte de fragmentos que

antes estavam em estágio Inicial passaram para estágio Médio-Avançado e foram incorporados em tal classe (FSEMA), o que fez com que os fragmentos de FSEI remanescentes ficassem mais espaçados em 2015.

Esse argumento é reforçado ao analisar a dinâmica de $NNDIST_{MÉDIO}$ para fragmentos de FSEMA pois, ainda que mantendo o grau de isolamento médio, essa métrica diminuiu no período, ou seja, ou áreas de borda antes em FSEI passaram para FSEMA ou fragmentos vizinhos em FSEI evoluíram para FSEMA para que essa distância média fosse diminuída. Podendo esses fatos serem considerados uma evidência da melhora das condições ambientais dos fragmentos florestais da bacia no período analisado.

Outro fato que confirma essa evidência é a dinâmica de $NNDIST_{MÉDIO}$ para a floresta total, que apesar de mantido o grau de isolamento (médio), os fragmentos florestais nativos (FSEI+FSEMA) estavam em média quase 25 metros mais próximos em 2015 do que em 2000.

A distância entre os fragmentos e o isolamento entre estes, são responsáveis pelo grau de conectividade entre os fragmentos e o habitat contínuo. Populações de plantas e animais em fragmentos isolados têm menores taxas de migração e dispersão e, em geral, com o tempo sofrem problemas de troca gênica e declínio populacional (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

15 CONCLUSÃO

A fragmentação na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu está em processo decrescente, pois houve diminuição do número de fragmentos e aumento da área com cobertura florestal nativa de 2000 para 2015. Quando analisados os estágios sucessionais, pode-se concluir que os fragmentos avançam rumo ao clímax estrutural, pois o número de fragmentos e a área dos fragmentos em estágio Inicial diminuíram e os fragmentos em floresta secundária em estágio Médio-Avançado aumentaram.

No que se refere à borda e forma, observou-se aumento da quantidade de bordas e ligeira diminuição de qualidade na forma dos fragmentos florestais de 2000 para 2015. Todavia, os maiores fragmentos apresentaram melhores condições quanto à forma e estão sob menor efeito de borda em ambos os anos.

Houve diminuição da área central e da porcentagem de área central para floresta total de 2000 para 2015 indicando incorporação de fragmentos estreitos no período. Porém, os fragmentos da Bacia do Rio Iguaçu contam com mais de 50% de suas áreas protegidas da influência da borda, tanto em 2000 quanto em 2015.

De maneira geral, os fragmentos de floresta nativa estavam em média 25 metros mais próximos em 2015 do que estavam em 2000 indicando processo de regeneração florestal entre fragmentos florestais.

CAPÍTULO V: MUDANÇA DO VOLUME, BIOMASSA E CARBONO AÉREO NA BACIA DO RIO IGUAÇU EM 15 ANOS

RESUMO

O objetivo deste capítulo foi analisar a dinâmica nos estoques de volume, biomassa e carbono aéreos em área total da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e em áreas especiais dessa bacia entre os anos 2000 e 2015. Foram utilizados arquivos vetoriais da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu para os anos-base 2000 e 2015 para o cálculo do volume lenhoso (V), biomassa aérea acima do solo (AGB) e o carbono da biomassa aérea acima do solo (C), todos por unidade de área (ha). O cálculo de V, AGB e C foi realizado com o auxílio da ferramenta GEOBIOMASS para o ArcGIS 10.x. O Carbono equivalente (CO₂eq) foi determinado pela multiplicação da estimativa de C pelo fator de conversão 3,666. A dinâmica dos estoques de V, AGB, C e CO₂eq foi realizada por meio da comparação das estimativas calculadas para os anos-base 2000 e 2015 por formação florestal e estágio sucessional. A validação das estimativas de AGB e C foi realizada a partir do teste qui-quadrado (χ^2) com 95% de confiabilidade com 20 parcelas levantadas no ano 2001. Houve decréscimo dos estoques de V, AGB, C e CO₂eq para Floresta Secundária em Estágio Inicial de sucessão (FSEI), ao passo que para Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado (FSEMA) houve acréscimo. Sem a subdivisão por estágio sucessional a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu contribuiu positivamente no estoque dessas variáveis de 2000 para 2015. As áreas especiais Matas Ciliares, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu apresentaram comportamento análogo à área total da bacia quanto à dinâmica dos estoques de V, AGB, C e CO₂eq de modo geral, assim como para a vegetação por estágio de sucessão.

Palavras-chave: Mata Atlântica; Mudanças Climáticas; Floresta Subtropical.

ABSTRACT

The objective of this chapter was to analyze the dynamics of air volume, biomass and carbon stocks in the total area of the Iguaçu River Basin and in special areas of that basin between 2000 and 2015. Vector files of the forest cover of the Iguaçu River Basin for base years 2000 and 2015 for the calculation of woody volume (V), above-ground aerial biomass (AGB) and above-ground aerial biomass carbon (C), all per unit area (ha). The calculation of V, AGB and C was performed using the GEOBIOMASS tool for ArcGIS 10.x. Carbon equivalent (CO₂eq) was determined by multiplying the C estimate by the conversion factor 3,666. The dynamics of V, AGB, C and CO₂eq stocks were performed by comparing estimates calculated for base years 2000 and 2015 by forest formation and successional stage. The validation of AGB and C estimates was performed using the chi-square (χ^2) test with 95% reliability with 20 plots surveyed in 2001. There was a decrease in V, AGB, C and CO₂eq stocks for Secondary Forest in Stage. Initial succession (FSEI), while for Secondary-Advanced Secondary Forest (FSEMA) there was an increase. Without successional stage subdivision, the Iguaçu River Basin contributed positively to the stockpiling of these variables from 2000 to 2015. The special areas Riparian Woods, Conservation Units, Indigenous Lands and Rural Settlements of the Iguaçu River Basin showed similar behavior to the total area. basin as to the dynamics of stocks of V, AGB, C and CO₂eq in general, as well as for vegetation by succession stage.

Keywords: Atlantic Forest; Climate changes; Subtropical forest.

16 INTRODUÇÃO

Mudança climática refere-se à mudança gradual no clima da Terra e na geografia física que acompanha o aumento da temperatura do planeta (CHAN, 2018). Essa vem sendo uma grande preocupação das nações na atualidade, pois seus efeitos representam uma ameaça significativa para os seres humanos, animais e o meio ambiente (HART; FELDMAN, 2018).

O Brasil é um dos 10 maiores emissores mundiais de gases de efeito estufa (GEEs) (CLIMATE DATA EXPLORER (CAIT), 2014) e diante disso, o governo brasileiro comprometeu-se com suas Contribuições Pretendidas de Determinado Nacional (iNDC) frente à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC do inglês *United Nations Framework Convention on Climate Change*) em reduzir as emissões de GEEs em 37% abaixo dos níveis de 2005, em 2025, e ainda, até 2030 reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 43% abaixo dos níveis de 2005 (BRASIL, 2015).

No Brasil, o setor de Mudança do Uso da Terra e Floresta tem sido o principal responsável pelas emissões, contribuindo para 46% das emissões nacionais em 2017 (SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG)), 2017). Nesse setor as estimativas estão associadas à cobertura da terra e à mudança de uso do solo mapeada com dados de satélite (AZEVEDO et al. 2018). Todavia, estimativas do último inventário de GEEs no Brasil, revelam que de 2000 para 2015 esse setor apresentou redução de cerca de 56% nas emissões brutas, sendo o único a apresentar queda das emissões no período (BRASIL, 2017). Isto pode ser resultado de esforços via programas de incentivo e legislação, para a redução do desmatamento no Brasil.

Nesse contexto, o papel global das florestas tropicais e subtropicais na regulação do clima é destacado por sua posição como principal sumidouro de carbono terrestre, pois, essas florestas têm um ciclo de carbono finamente equilibrado com a maior parte da matéria orgânica armazenada na biomassa viva (ROBERTS et al., 2018). Isso acontece, pois as florestas capturam dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera por meio da fotossíntese e armazenam o carbono em sua biomassa, principalmente na madeira (FIGUEIREDO et al. 2015).

Quando há o corte ou queima de madeira há a liberação do carbono estocado na biomassa para a atmosfera. Então, o desmatamento pode ser considerado uma das principais causas do aumento das concentrações desse gás na atmosfera, podendo refletir no incremento de aproximadamente 2°C na temperatura do ar na América do Sul entre os anos de 2010 e 2040 (REBOITA et al., 2014).

A quantificação da mudança de estoque de carbono da biomassa florestal é importante para entender os impactos da dinâmica florestal com as mudanças climáticas, além de auxiliar no sucesso na implementação de estratégias para o manejo do carbono florestal (XU et al. 2016). Desse modo, estudos sobre metodologias que visem avaliar dinâmicas de sequestro de carbono tornam-se muito relevantes, especialmente frente aos desafios de monitoração de áreas extensas com floresta, da complexidade da monitorização e da quantificação desses estoques (LOPES et al., 2016).

A Mata Atlântica é reconhecida internacionalmente como uma das maiores e mais importantes florestas tropicais da América do Sul, todavia, esse bioma sofreu redução significativa de sua cobertura original. A maioria de seus remanescentes ocorre na forma de fragmentos pequenos, isolados e compostos por florestas secundárias em diferentes estágios sucessionais (METZGER et al., 2009). Essa configuração dos fragmentos, aliada à diversidade de espécies abrigada pela Mata Atlântica, confere ao Bioma um status de *hotspot* global para conservação da biodiversidade (DELGADO et al. 2018).

Diante do exposto, fica evidente a necessidade de pesquisas relacionadas ao monitoramento de carbono em áreas do bioma Mata Atlântica. Todavia, existe a necessidade de que os levantamentos sejam feitos em áreas representativas da Mata Atlântica em estudos relacionados a mudanças na paisagem e no estoque de carbono (DELGADO et al. 2018).

Analisar áreas com diferentes objetivos quanto ao uso da terra, possibilita inferir sobre como os estoques de biomassa e carbono variam conforme as mudanças na cobertura do solo. Além disso, o volume de madeira, geralmente obtido a partir do diâmetro e altura das árvores, é uma variável importante para estimativa da biomassa e do estoque comercial de madeira das florestas, sendo muito utilizada no manejo florestal (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB), 2018).

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar a mudança nos estoques de volume, biomassa aérea acima do solo e carbono da biomassa em área acima do solo da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e em áreas especiais quanto ao uso do solo dessa bacia, entre os anos 2000 e 2015.

17 MATERIAL E MÉTODOS

Os arquivos vetoriais da cobertura florestal oriundos do segundo nível da classificação orientada a objetos do mosaico de imagens Landsat 7 e 8 para os anos-base 2000 e 2015 foram utilizados para o cálculo do volume lenhoso (V), biomassa aérea acima do solo (AGB) e o carbono da biomassa aérea acima do solo (C), todos por unidade de área (ha), para a cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu. O processamento para obtenção dos arquivos vetoriais da cobertura florestal foi descrito no Capítulo 1 da presente tese.

O cálculo do V, AGB e C foi realizado com o auxílio da ferramenta GEOBIOMASS para o ArcGIS 10.x, em linguagem *Python*, adicionada como ferramenta do módulo *Toolbox* deste mesmo programa, desenvolvida por Machado et al. (2019). A referida ferramenta faz o cálculo dessas variáveis atribuindo valores de referência para cada polígono de vegetação identificado na classificação de imagens, e conseqüentemente, permite a estimativa de V, AGB e C para a vegetação natural conforme a fitofisionomia e estágio de sucessão, neste caso Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração (FSEI) e Floresta Secundária em estágio Médio-Avançado de regeneração (FSEMA). O Apêndice 2 é o tutorial para uso da ferramenta GEOBIOMASS que mostra o passo a passo para o cálculo do V, AGB e C.

Foram utilizados os Valores Padrão de acordo com Wojciechowski (2015) com uma alteração, que consiste na utilização da média aritmética dos valores para estágio médio e para estágio avançado, uma vez que neste trabalho, os estágios Médio e Avançado não foram diferenciados na classificação da vegetação secundária, sendo, portanto, dispostos na classe Médio-Avançado. Os valores padrão utilizados para as estimativas V, AGB e C encontram-se dispostos na Tabela 34.

TABELA 34 - VALORES PADRÕES DE VOLUME LENHOSO (V) ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) ($\text{t}.\text{ha}^{-1}$) E CARBONO DA BIOMASSA (C) ($\text{t}.\text{ha}^{-1}$) POR FITOFISIONOMIA E ESTÁGIOS SUCESSIONAIS DE FLORESTAS NATIVAS DO BIOMA MATA ATLÂNTICA

FITOFISIONOMIA	ESTÁGIO	V ($\text{m}^3.\text{ha}^{-1}$)	AGB ($\text{t}.\text{ha}^{-1}$)	C($\text{t}.\text{ha}^{-1}$)
Campos	FSEI	34,69	69,37	28,84
	FSEMA	158,71	283,27	117,625
FES	FSEI	28,13	56,25	24,28
	FSEMA	79,73	143,305	61,62
FOD	FSEI	31,55	63,1	26,49
	FSEMA	112,745	202,64	85,08
FOM	FSEI	34,69	69,37	28,84
	FSEMA	158,71	283,27	117,625

FONTE: Adaptado de Wojciechowski (2015)

Para a fitofisionomia Campos foram utilizados os mesmos valores empregados em FOM, uma vez que, quando há formações florestais nos domínios de Campos, essas caracterizam-se por FOM, pois, a formação Campos coexiste com a FOM cujas espécies constituem capões e florestas-de-galeria (IBGE, 2012), e portanto, quando detectada floresta na formação Campos, a mesma tem características de FOM.

Segundo Machado et al. (2019), as etapas do *Script* da ferramenta GEOBIOMASS para o cálculo de V, AGB e C foram basicamente: identificação da fitofisionomia do polígono (Campos, FES, FOD ou FOM); reconhecimento do estágio sucessional do polígono (FSEI ou FSEMA); associação desse polígono com informação cadastrada em planilha eletrônica com os valores padrão; cálculo da estimativa de V, AGB e C por unidade de área (ha) para cada fragmento.

A quantidade em Dióxido de Carbono Equivalente (CO_2eq) foi determinada pela multiplicação da estimativa de C ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) pelo fator de conversão obtido pela razão entre as massas atômicas do CO_2 e do C, ou seja, por 3,666 ($\text{C}=12$, $\text{O}=16$, $\text{CO}_2=44/12$).

O cálculo dos estoques de V, AGB e C da cobertura florestal nos anos-base 2000 e 2015 foi realizado contemplando toda a extensão da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu e para algumas áreas especiais localizadas nos domínios da bacia caracterizados no item 3.2.2 do Capítulo 3 do presente estudo, sejam elas: Mata Ciliar - APP, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais.

A mudança dos estoques de V, AGB e C foi realizada por meio da comparação das estimativas calculadas para os anos-base 2000 e 2015 por formação florestal e estágio sucessional.

Os estoques de V, AGB, C e CO_2eq foram calculados por classe de tamanho a fim de analisar o efeito da fragmentação florestal nesses estoques na cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu nos anos-base 2000 e 2015. Além disso, os estoques de V, AGB, C e CO_2eq foram calculados para a área central (reduzidos 50 metros de borda de cada fragmento) dos fragmentos florestais da bacia em 2000 e em 2015 a fim de verificar a porção de carbono que encontra-se estocada em floresta com pouca influência de borda.

17.1 VALIDAÇÃO DOS RESULTADOS

A validação das estimativas de AGB e C foi realizada a partir da comparação das mesmas com levantamento direto dessas variáveis a partir de parcelas de campo georreferenciadas e classificadas quanto à formação florestal e estágio de sucessão. Para

tanto, foram utilizadas vinte parcelas levantadas no ano 2001. O arquivo vetorial dessas parcelas foi submetido à estimativa de biomassa e carbono a partir da ferramenta GEOBIOMASS.

O teste qui-quadrado (χ^2) (EQUAÇÃO 5) com 95% de confiabilidade, foi utilizado para a validação, sendo que se o χ^2 calculado for menor que o χ^2 tabelado, aceita-se a hipótese de nulidade (H_0) de que AGB e/ou C estimados pela ferramenta GEOBIOMASS não difere estatisticamente dos valores levantados nas parcelas a campo (observado). Caso contrário, rejeita-se H_0 e aceita-se a hipótese alternativa (H_1) de que as estimativas realizadas com a ferramenta GEOBIOMASS e o levantamento a campo têm diferença significativa.

$$\chi^2_{calculado} = \sum \frac{(y_i - \hat{y}_i)^2}{\hat{y}_i} \quad \text{Equação (5)}$$

Sendo: y_i = AGB ou C observados nas parcelas de campo; \hat{y}_i = AGB ou C estimados pela ferramenta GEOBIOMASS.

Maiores informações sobre o levantamento de campo podem ser observadas em Watzlawick (2003).

18 RESULTADOS E DISCUSSÃO

18.1 VALORES PADRÃO

Para o cálculo das estimativas dos estoques de volume lenhoso (V), biomassa aérea acima do solo (AGB) e carbono da biomassa aérea acima do solo (C) foram utilizados valores padrão de quantidade dessas variáveis por hectares para fragmentos florestais sob tais estágios sucessionais e fitofisionomias no Estado do Paraná. Para o presente estudo, a informação desses estoques por unidade de área remete ao próprio valor padrão (TABELA 34). Diante disso, buscou-se realizar um levantamento na literatura de outros valores padrão para tais variáveis a fim de contrastar as estimativas do presente trabalho com outros realizados no país para a Mata Atlântica. Outros valores também podem ser consultados no Capítulo 2.

No relatório do último Inventário Florestal Nacional (IFN) referente ao Estado do Paraná, as florestas paranaenses apresentam em média $214 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de V, sendo que desse total $196,05 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ dizem respeito às estimativas sob árvores normalmente inventariadas, ou seja, com diâmetro a 1,30 metros acima do solo (DAP) maior que 10 cm. Em relação à AGB, o IFN computou folhas, galhos, casca e lenho das árvores vivas e mortas (necromassa) e apresentou em média a $112 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ e $55 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de C em áreas de floresta no Paraná (SFB, 2018). Os valores estimados no IFN (2018) foram superiores quanto ao V, intermediários quanto à AGB e C em relação aos valores padrão utilizados na presente tese.

Azevedo et al. (2018b) analisando o estoque de carbono nas áreas de restauração florestal e área de mata nativa em área de Floresta Ombrófila Densa (FOD) na Mata Atlântica fluminense, constataram aumento gradativo de biomassa e carbono com o aumento da idade da floresta, indo de $39,88 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ a $71,24 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de AGB nas áreas de restauração florestal com 3 a 7 anos, respectivamente, sendo o estoque de C considerado 50% da AGB. Esses valores podem ser comparados aos valores padrão utilizados para o estágio inicial da FOD no presente estudo, o qual foi de $63,1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. A mata nativa, testemunha no estudo de Azevedo et al. (2018b), conteve $273,35 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de AGB podendo ser comparada ao valor padrão de FOD em estágio Médio-Avançado de $202,64 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ utilizado para a Bacia do Rio Iguaçú.

Azevedo et al. (2018), ainda realizaram um levantamento de valores encontrados por outros autores, os quais trazem valores desde $51,20 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ até $144,25 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ para o estoque total de C; esses valores foram registrados para florestas da formação FOD nos Estados do Paraná, São Paulo e Rio de Janeiro, porém, sem informação de estágio sucessional. No presente

estudo os valores padrão para C foram 26,49 t.ha⁻¹ para estágio Inicial e 85,08 t.ha⁻¹ para estágio Médio-Avançado de regeneração, podendo ser considerados baixos em relação aos levantados por Azevedo et al. (2018).

Souza et al. (2011) estudando o estoque e crescimento em V, AGB, C e CO₂eq em duas áreas de Floresta Estacional Semidecidual (FES) na Mata Atlântica mineira, registraram na área em estágio Médio de regeneração 115,41 m³.ha⁻¹ de V; já para a outra área em estágio Avançado de regeneração, o V notado foi de 245,20 m³.ha⁻¹. Quando comparado ao da presente tese esses valores podem ser considerados altos, sendo que o valor padrão aqui utilizado foi de 79,73 m³.ha⁻¹ para o estágio Médio-Avançado em FES.

Quanto à AGB, Souza et al. (2011) registraram 73,09 t.ha⁻¹ para estágio Médio e 158,77 t.ha⁻¹ para estágio Avançado, sendo esses valores mais próximos ao utilizados nesta tese que foi de 143,30 t.ha⁻¹ para estágio Médio-Avançado para FES. Já para C, os valores encontrados por Souza et al. (2011) são altos em comparação com os 61,62 t.ha⁻¹ aqui utilizados, uma vez que esses autores apontam 134,11 t.ha⁻¹ de C para o estágio Médio e 291,34 t.ha⁻¹ para o estágio Avançado de regeneração em FES na Floresta Atlântica mineira.

Gaspar et al. (2014) constataram 58,3 t.ha⁻¹ em média para o estoque de C de um fragmento de floresta em estágio Médio de sucessão em FES no Estado de Minas Gerais. Além disso, esses autores levantaram outras literaturas, dentre as quais em uma área de FES madura houve 80 t.ha⁻¹ de C em estudo de Melo e Durigan (2006) em São Paulo; e 20 t.ha⁻¹ de C em uma capoeira de FES Montana em Minas Gerais por Ribeiro et al. (2010).

Watzlawick et al. (2012) estudando a distribuição do estoque de AGB e C em FOM Montana em diferentes estágios sucessionais no Paraná, constataram que a biomassa média estocada pela floresta foi 250,90 t.ha⁻¹, sendo 104,17 t.ha⁻¹ de C. Já Schikowski et al. (2015) estimaram o estoque C para FOM no Estado do Paraná e chegaram ao valor de 88,44 t.ha⁻¹. Sevegnani et al. (2013) encontraram 97,13 m³.ha⁻¹ de volume madeira do fuste com casca e 65,33 t.ha⁻¹ de estoque de C armazenado nas plantas vivas em pé em FOM no Estado de Santa Catarina.

Brown e Lugo (1982) realizaram levantamento em quarenta ecossistemas florestais tropicais e subtropicais de todas as altitudes e regiões hídricas e afirmam que a biomassa florestal oscila entre 40 a 518 t.ha⁻¹ apresentando uma relação com o índice climático alcançando valores máximos em Floresta Tropical Úmida e diminuindo em condições muito úmidas ou mais secas. Portanto, a AGB quantificada no presente estudo encontra-se dentro desse intervalo.

Fatores que influenciam na produção de biomassa das populações florestais tropicais e subtropicais ainda não estão bem elucidados e florestas sob as mesmas condições edafoclimáticas podem apresentar diferenças na produção de biomassa (WATZLAWICK et al., 2012). Além disso, Gibbs et al. (2007) observam que, a prática de usar fontes de literatura para obter valores para o estoque de carbono é comum, assim como usar a correlação entre os compartimentos para estimar um estoque de carbono são capazes de gerar estimativas adequadas.

Em comparação com outros biomas, Roquette (2018) realizou um levantamento de literatura sobre as estimativas de biomassa aérea e subterrânea para o Cerrado e destaca que para o Cerrado Sentido Restrito a média para as biomassas aérea e subterrânea foram iguais a 25,98 t.ha⁻¹ e 40,09 t.ha⁻¹, respectivamente. Para demais fitofisionomias, como Cerradão e Campo Sujo, as médias foram iguais a 37,92 t.ha⁻¹ e 9,72 t.ha⁻¹, respectivamente. Esses valores de biomassa aérea são muito inferiores aos apresentados para Mata Atlântica, uma vez que o Cerrado se caracteriza por ser composto por árvores de menor porte.

Silveira et al. (2008), em estudo sobre o estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais, afirmam que estimativas de Brown e Lugo (1990), obtidas com base em inventários florestais feitos nos anos 50 e 60 na Floresta Amazônica, variaram de 90 a 397 t.ha⁻¹, com média ponderada de 268 t ha⁻¹.

Santos et al. (2016) concluem que a estocagem volumétrica, de biomassa e carbono na madeira de um fragmento de Caatinga Arbustiva/Arbórea no Município de Caicó (RN) foi de 15,5 m³.ha⁻¹, 12 t.ha⁻¹ e 5,7 t.ha⁻¹, respectivamente.

18.2 ESTOQUES DE VOLUME, BIOMASSA E CARBONO

18.2.1 Validação das Estimativas

A validação de AGB e C estimados pela ferramenta GEOBIOMASS foi realizada pelo teste Qui-quadrado (χ^2) com 95% de confiabilidade em confronto com o levantamento de AGB e C de 20 parcelas de campo. O χ^2 calculado resultou em 28,51 para AGB e 11,79 para C. O χ^2 tabelado (Graus de Liberdade = 19; $\alpha = 0,05$) foi de 30,14. Nessa circunstância, como $\chi^2_{\text{calculado}} < \chi^2_{\text{tabelado}}$ aceita-se a hipótese nula de que as estimativas geradas pela ferramenta GEOBIOMASS e os valores levantados a campo não diferem estatisticamente entre si. Ou seja, as estimativas geradas pela GEOBIOMASS podem ser consideradas acuradas.

18.2.2 Área Total

Os estoques de volume lenhoso (V), biomassa aérea acima do solo (AGB), carbono da biomassa aérea acima do solo (C) e dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) dos remanescentes florestais por estágio sucessional e fitofisionomia da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu - PR em 2000 e 2015 podem ser observados na Tabela 35.

TABELA 35 - ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E DIÓXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) DE REMANESCENTES FLORESTAIS POR ESTÁGIO SUCESSIONAL E FITOFISIONOMIA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR EM 2000 E 2015

	E. S.	FITOF.	ÁREA (ha)	V (m ³)	AGB (t)	C (t)	CO ₂ EQ (t)
Ano-base 2000	FSEI	CAMPOS	19.920,76	691.051,25	1.381.903,29	574.514,79	2.106.171,22
		FES	43.312,90	1.218.391,88	2.436.350,63	1.051.637,21	3.855.302,02
		FOD	585,02	18.457,38	36.914,76	15.497,18	56.812,66
		FOM	192.186,05	6.666.934,07	13.331.946,29	5.542.645,68	20.319.339,07
		Total	256.004,73	8.594.834,58	17.187.114,97	7.184.294,86	26.337.624,97
	FSEMA	CAMPOS	308.677,74	48.990.243,67	87.439.142,62	36.308.218,84	133.105.930,26
		FES	287.851,15	22.950.372,19	41.250.509,05	17.737.387,86	65.025.263,91
		FOD	22.283,38	2.512.339,68	4.515.504,12	1.895.869,97	6.950.259,31
		FOM	1.347.943,85	213.932.168,43	381.832.054,39	158.551.895,36	581.251.248,38
		Total	1.966.756,12	288.385.123,97	515.037.210,18	214.493.372,03	786.332.701,85
Total 2000			2.285.737,35	296.979.958,56	532.224.325,15	221.677.666,89	812.670.326,83
Ano-base 2015	FSEI	CAMPOS	12.570,72	436.078,15	872.030,59	362.539,46	1.329.069,65
		FES	5.863,33	164.935,47	329.812,31	142.361,65	521.897,82
		FOD	32,68	1.031,05	2.062,11	865,69	3.173,63
		FOM	51.952,39	1.802.228,41	3.603.937,29	1.498.306,93	5.492.793,20
		Total	70.419,12	2.404.273,08	5.052.052,77	2.106.593,11	7.722.770,32
	FSEMA	CAMPOS	318.016,86	50.472.456,03	90.084.636,24	37.406.733,29	137.133.084,23
		FES	366.192,35	29.196.516,07	52.477.194,72	22.564.772,61	82.722.456,38
		FOD	22.490,88	2.535.734,27	4.557.551,92	1.913.524,07	7.014.979,24
		FOM	1.610.002,94	255.523.566,61	456.065.532,81	189.376.595,82	694.254.600,27
		Total	2.316.703,03	337.728.272,96	603.184.915,70	251.261.625,78	921.125.120,12
Total 2015			2.605.957,33	340.253.203,50	608.234.384,36	253.367.145,86	928.843.956,74

Em que: E. S.: Estágio Sucessional; FITOFI.: Fitofisionomia; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

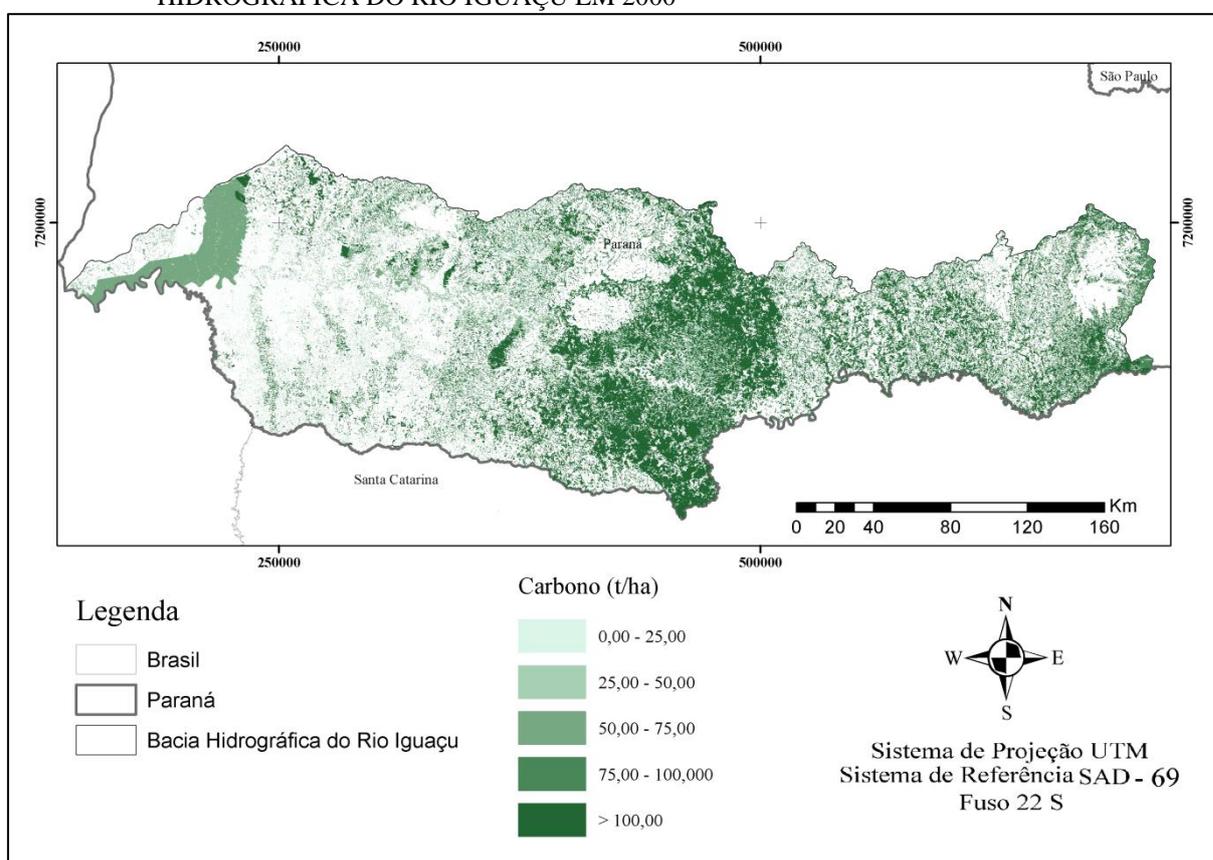
FONTE: A autora (2020).

Houve aumento dos estoques de V, AGB e C e, conseqüentemente, de CO₂eq na ordem de 14,57% para V, 14,28% para AGB e 14,30% para C e CO₂eq nos remanescentes florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu no período analisado. De modo geral, a bacia

comportou-se como sumidouro de carbono, uma vez que sequestrou 116.173.629,91 t de CO₂eq no período analisado (diferença entre o estoque inicial (2000) e final (2015)).

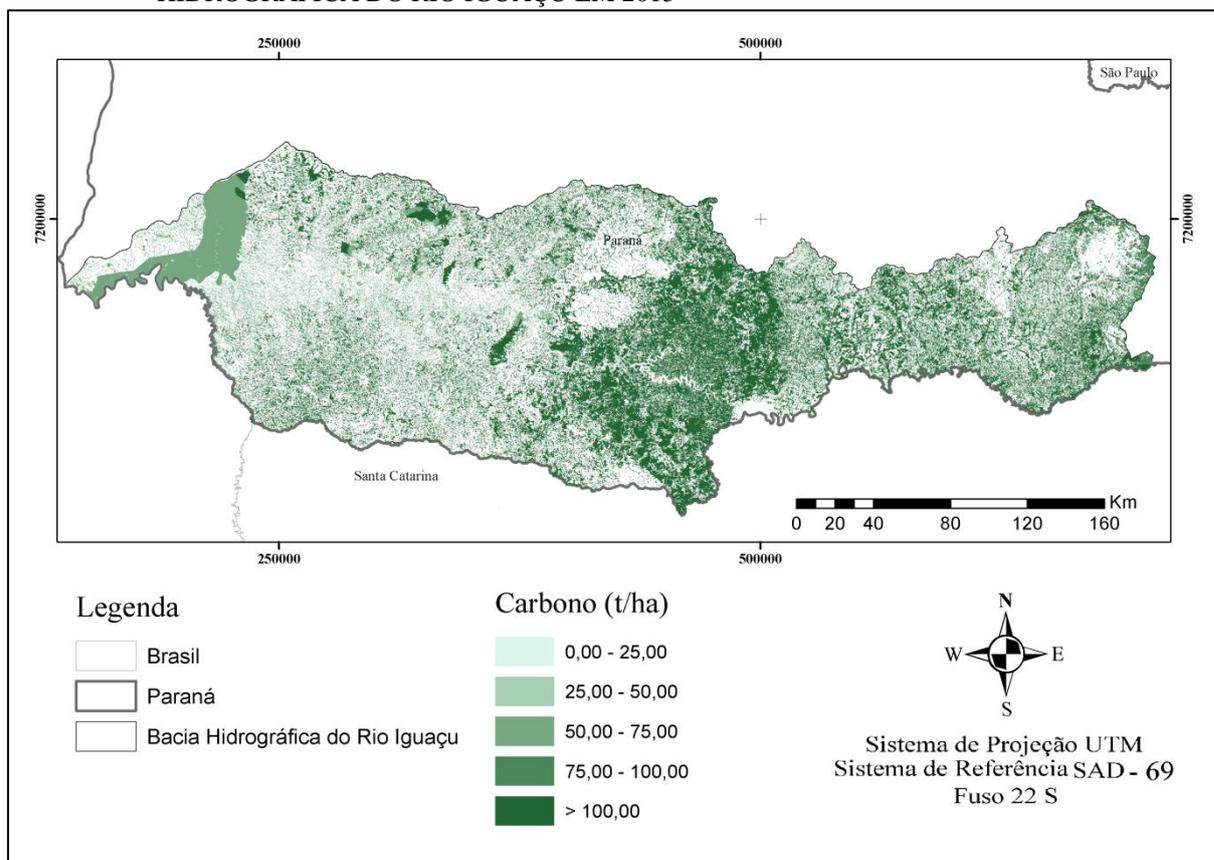
A distribuição dos estoques de C, em toneladas por hectare, dos remanescentes florestais da Bacia do Rio Iguaçu pode ser observada nas Figuras 37 e 38 para 2000 e 2015, respectivamente. A maior concentração de carbono tanto para 2000 quanto para 2015 é na região central da bacia, também conhecida por Médio Iguaçu. Percebe-se aumento dos estoques de 2000 para 2015 no Médio Iguaçu e na região do Baixo Iguaçu (porção oeste da bacia).

FIGURA 37 - DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO AÉREO (t.ha⁻¹) NA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000



FONTE: A autora (2020).

FIGURA 38 - DISTRIBUIÇÃO DE CARBONO AÉREO ($t \cdot ha^{-1}$) NA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2015



FONTE: A autora (2020).

Segundo o Inventário nacional de Emissões de GEEs de 2017, em 2015, o bioma mais emissor de GEEs foi a Mata Atlântica com 127.962 GtCO₂eq, seguido do Cerrado e da Amazônia. Todavia, o bioma Mata Atlântica ainda apresentou queda de 6% das emissões de 2000 para 2015 para todo território brasileiro (BRASIL, 2017).

Segundo esse inventário, para o setor de Mudança de Uso da Terra e Florestas, as emissões de CO₂ ocorrem devido ao desmatamento e outras mudanças de uso da terra, enquanto que as remoções são provenientes de reflorestamentos, crescimento de vegetação secundária, bem como de áreas consideradas manejadas, conforme a metodologia do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC do inglês *Intergovernmental Panel on Climate Change*) (BRASIL, 2017).

Em um panorama nacional, no setor de Mudança de Uso da Terra e Florestas houve aumento considerável das emissões entre 1995 e 2004, que levou à aplicação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), resultando em considerável redução do desmatamento no bioma Amazônia (BRASIL, 2017).

Paiva e Fernandes (2015) analisando a fixação de carbono da Floresta da Tijuca (RJ) de 2003 a 2011, a qual pertence à Mata Atlântica, constataram que a área foi uma discreta fonte de carbono para a atmosfera, todavia, observaram que a área oscilou entre fonte e sumidouro de carbono ao longo do período estudado, não sendo observada nenhuma tendência no período analisado.

Souza et al. (2011) estudando o estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual no Vale do Rio Doce (MG) constataram os volumes totais de 29.368,90 m³ em 2002 e 31.390,54 m³ em 2007, já os estoques de CO₂eq foram de 35.805,60 t e 36.479,26 t, respectivamente, em 2002 e 2007 em 302 ha para floresta em estágio Médio e Avançado de regeneração, o que resulta em uma taxa de 0,45 t/ha/ano de CO₂eq removidos. Já a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu apresentou uma taxa de 2,97 t/ha/ano de CO₂eq removidos no período analisado.

O aumento dos estoques de V, AGB, C e CO₂eq vem associado ao aumento de área com cobertura florestal nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, a qual registrou acréscimo de cerca de 3% de 2000 para 2015. Ou seja, a redução do desmatamento contribuiu para o sequestro de carbono pela área da bacia.

A mudança no uso e cobertura da terra influenciam fortemente as emissões e a fixação de carbono em ecossistemas tropicais, pois, geram alterações no armazenamento de carbono no solo e na vegetação (VIEIRA et al., 2008). Esse panorama demonstra a necessidade de restauração em áreas desflorestadas, que além de contribuir para a conservação da biodiversidade, fato de relevante importância no âmbito da Mata Atlântica, também colabora para o aumento do sequestro e estoque de carbono global (AZEVEDO et al. 2018).

É importante ressaltar que pesquisas que auxiliem no entendimento dos mecanismos que regulam a biodiversidade, bem como os processos que controlam a estrutura e a função das florestas tropicais e subtropicais, são necessárias para colocar a conservação, a gestão e a restauração da Mata Atlântica em uma base científica sólida. Nesse contexto, essas florestas são grandes reservatórios de carbono, portanto, a pesquisa sobre a estrutura e a função desses biomas é relevante para o ciclo de carbono global (VIEIRA et al., 2008; AZEVEDO et al., 2018b).

Em comparação às estimativas realizadas pelo IFN (2018), os estoques de volume, biomassa e carbono da Bacia do Rio Iguaçu para o ano de 2015 correspondeu a 27% do volume de madeira, 93% da biomassa acima do solo e 79% do carbono aéreo das florestas paranaenses levantadas no ano de 2017. Levando em consideração que a Bacia do Rio Iguaçu

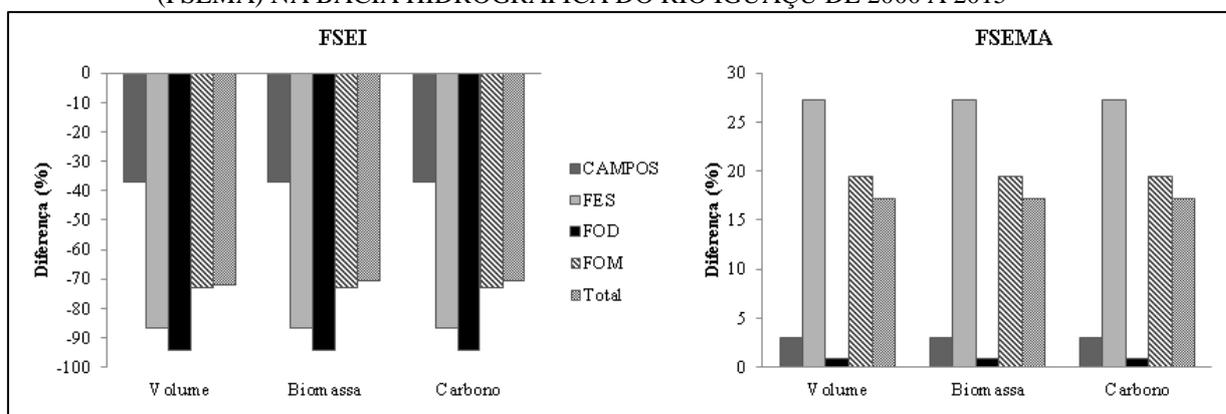
possui 44,6% da cobertura de floresta nativa do Paraná, esses são percentuais bastante significativos, principalmente em relação à biomassa e carbono. Porém, vale ressaltar que, a porção da Bacia do Iguaçu abriga importantes unidades de conservação que mantêm suas coberturas em bom estado de conservação e mantinha grande parte com vegetação em estágio Médio-Avançado de regeneração em 2015.

Dentre os estágios de regeneração, verifica-se que para Floresta Secundária em Estágio Inicial de sucessão (FSEI) houve diminuição de mais de 70% dos estoques de 2000 para 2015 para todas as variáveis. Já para FSEMA houve incremento nos estoques na ordem de 17% no período, também para todas as variáveis analisadas.

A diminuição dos estoques para FSEI e aumento para FSEMA pode ser reflexo da dinâmica da estrutura dos remanescentes florestais da bacia, os quais apresentaram tendência de amadurecimento, ou seja, muitos fragmentos passaram do estágio Inicial para Médio-Avançado de 2000 para 2015. Ao longo da sucessão ecológica, o incremento de biomassa em florestas tropicais ocorre em função do aumento da abundância de espécies exclusivas de estágios sucessionais mais avançados, as quais apresentam troncos com maior volume (CHAZDON, 2012). Vieira et al. (2008), destacaram que em florestas neotropicais maduras, a captação líquida anual de CO₂ atmosférico pode ser tão grande que possibilita ser comparada em magnitude às emissões de combustíveis fósseis da comunidade europeia.

Por fitofisionomia, o comportamento dos estoques é o mesmo sob os estágios de sucessão, ou seja, todas diminuíram em FSEI e aumentaram em FSEMA (FIGURA 39).

FIGURA 39 - DIFERENÇAS RELATIVAS DOS ESTOQUES DE VOLUME, BIOMASSA E CARBONO AÉREOS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM FLORESTA SECUNDÁRIA EM ESTÁGIO INICIAL (FSEI) E EM ESTÁGIO MÉDIO-AVANÇADO DE REGENERAÇÃO (FSEMA) NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU DE 2000 A 2015



FONTE: A autora (2020).

Remanescentes nos domínios da Floresta Ombrófila Densa (FOD) em FSEI sofreram os maiores decréscimos nos estoques, redução superior a 94%. Essa redução vem acompanhada da significativa redução da área da referida fitofisionomia nesse estágio sucessional, ao qual foi de 585,02 ha em 2000 para apenas 32,68 ha em 2015. Seguida da FOD em FSEI, remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES) também expressaram significativa redução dos estoques de V, AGB e C nos 15 anos analisados, cerca de 86%, para o mesmo estágio de sucessão (FSEI).

Em contrapartida, os maiores aumentos nos estoques para o período foram registrados para remanescentes em estágio Médio-Avançado (FSEMA), com acréscimos de 27% na FES, 19% na Floresta Ombrófila Mista (FOM), 3% em Campos e 0,93% na FOD.

Quanto ao incremento anual, a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu incrementou 2.884.883,00 m³ de volume lenho por ano; 5.067.337,28 t de AGB e 2.112.631,93 t de C, o que acarretou uma remoção de 7.744.908,66 t de CO₂eq por ano (TABELA 36).

TABELA 36- INCREMENTOS ANUAIS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) E CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR DE 2000 A 2015.

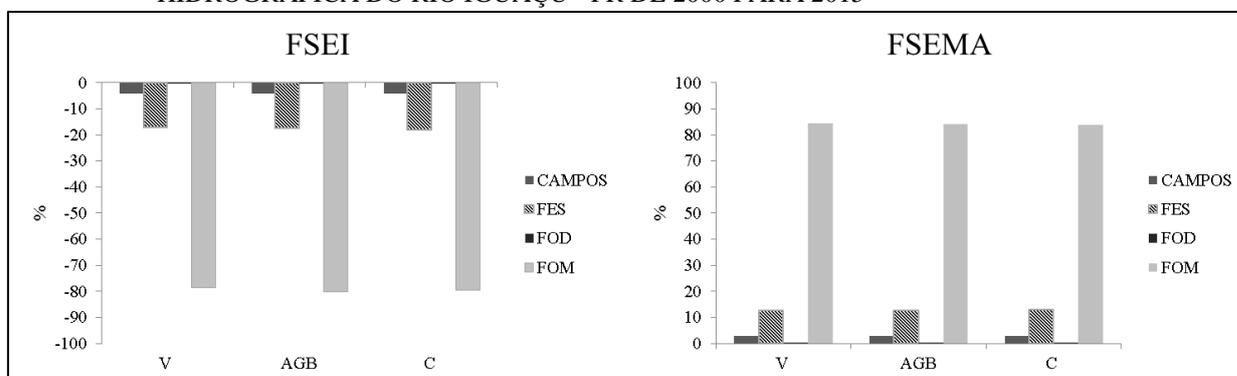
E. S.	FITOF.	V (m ³ .ano ⁻¹)	AGB (t.ano ⁻¹)	C (t.ano ⁻¹)	CO ₂ eq (t.ano ⁻¹)
FSEI	CAMPOS	-16.998,21	-33.991,51	-14.131,69	-51.806,77
	FES	-70.230,43	-140.435,89	-60.618,37	-222.226,95
	FOD	-1.161,76	-2.323,51	-975,43	-3.575,94
	FOM	-324.313,71	-648.533,93	-269.622,58	-988.436,39
	Total	-412.704,10	-809.004,15	-338.513,45	-1.240.990,31
FSEMA	CAMPOS	98.814,16	176.366,24	73.234,30	268.476,93
	FES	416.409,59	748.445,71	321.825,65	1.179.812,83
	FOD	1.559,64	2.803,19	1.176,94	4.314,66
	FOM	2.772.759,88	4.948.898,56	2.054.980,03	7.533.556,79
	Total	3.289.543,27	5.876.513,70	2.451.216,92	8.986.161,22
Geral		2.884.883,00	5.067.337,28	2.112.631,93	7.744.908,66

Em que: E. S.: Estágio Sucessional; FITOF.: Fitofisionomia; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

Assim como para os estoques gerais, houve decréscimo dos estoques anuais para todas as fitofisionomias em FSEI e acréscimo para essas em FSEMA. A contribuição relativa de cada fitofisionomia nos incrementos anuais totais dos estoques de V, AGB e C pode ser observada na Figura 40.

FIGURA 40- CONTRIBUIÇÃO RELATIVA DAS FITOFISIONOMIAS NOS INCREMENTOS ANUAIS DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) E CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR DE 2000 PARA 2015



FONTE: A autora (2020).

A formação FOM expressa maior contribuição tanto para FSEI ($\approx 79\%$) quanto para FSEMA ($\approx 84\%$), isso devido à maior extensão em área coberta por essa fitofisionomia combinado aos maiores valores padrão associados às estimativas (TABELA 29).

18.2.3 Áreas Especiais

18.2.3.1 Área de Preservação Permanente - Mata Ciliar

Mudanças ocorridas no Código Florestal Brasileiro em 2012 geraram preocupações sobre o relaxamento da área requerida para proteção das margens de rios e dos impactos importantes sobre os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas ribeirinhas. Enquanto o setor do agronegócio elogiava a mudança legislativa, outros setores estavam menos entusiasmados, citando um risco maior de desmatamento e deterioração dos serviços ecossistêmicos (GARRASTAZÚ et al., 2015).

Apesar desse cenário, de 2000 a 2015 as Matas Ciliares da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu removeram 4.116.889,92 t de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq), o que corresponde a 274.459,33 t de CO_2eq por ano retiradas da atmosfera, isso porque, houve redução do desmatamento ou restauração de áreas ciliares nesse período para essa área (TABELA 37). Vale ressaltar que a área de Mata Ciliar analisada no presente trabalho corresponde a uma generalização das especificações do Código Florestal Brasileiro para

Áreas de Preservação Permanente (APP) (BRASIL, 2012), ou seja, uma faixa de 100 metros para o rio principal, Rio Iguaçu, e de 30 metros para os rios secundários, demais rios.

TABELA 37 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO_{2eq}) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM MATA CILIAR NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015

ANO	E. S.	FITOFISIONOMIA	V (m ³)	AGB (t)	C (t)	CO _{2eq} (t)
2000	FSEI	CAMPOS	15.839,86	31.675,14	13.168,68	48.276,37
		FES	30.873,75	61.736,53	26.648,23	97.692,41
		FOD	201,55	403,09	169,22	620,37
		FOM	141.095,31	282.149,94	117.301,49	430.027,26
		Total	188.010,46	375.964,71	157.287,62	576.616,41
	FSEMA	CAMPOS	1.404.159,71	2.506.183,10	1.040.667,16	3.815.085,82
		FES	713.858,38	1.283.073,81	551.711,44	2.022.574,14
		FOD	60.520,75	108.775,78	45.670,37	167.427,56
		FOM	5.890.987,01	10.514.396,63	4.365.996,76	16.005.744,14
		Total	8.069.525,84	14.412.429,31	6.004.045,73	22.010.831,66
Total Geral - 2000			8.257.536,30	14.788.394,02	6.161.333,35	22.587.448,07
2015	FSEI	CAMPOS	14.729,19	29.454,14	12.245,31	44.891,32
		FES	2.486,64	4.972,40	2.146,31	7.868,36
		FOD	22,59	45,17	18,96	69,52
		FOM	51.134,87	102.255,00	42.511,67	155.847,77
		Total	68.373,29	136.726,71	56.922,25	208.676,97
	FSEMA	CAMPOS	1.597.702,13	2.851.622,97	1.184.107,57	4.340.938,36
		FES	888.904,61	1.597.698,18	686.997,40	2.518.532,45
		FOD	59.451,59	106.854,14	44.863,55	164.469,79
		FOM	7.166.655,36	12.791.244,81	5.311.434,92	19.471.720,43
		Total	9.712.713,69	17.347.420,10	7.227.403,44	26.495.661,02
Total Geral - 2015			9.781.086,98	17.484.146,81	7.284.325,69	26.704.338,00

Em que: E. S.: Estágio Sucessional; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

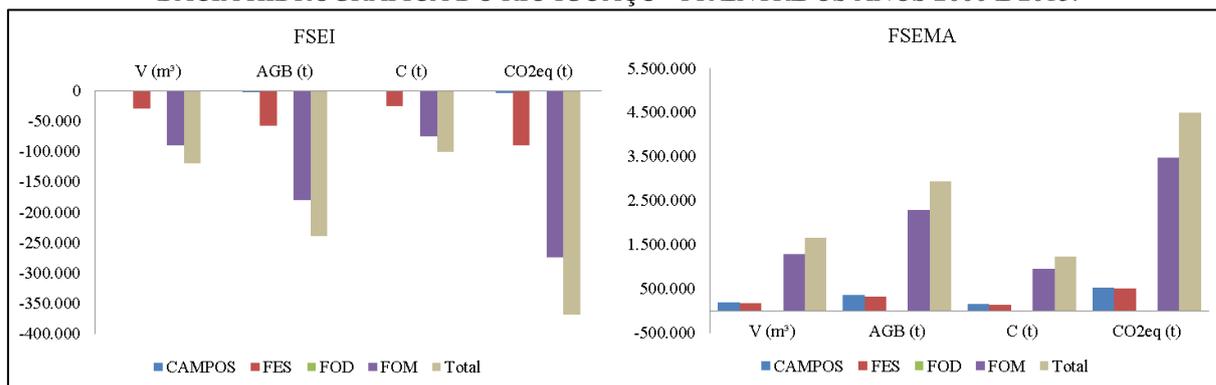
FONTE: A autora (2020).

Segundo Doubrava (2013), o processo de adequação das propriedades rurais, que coincide com o período de análise (2000 -2015), no que diz respeito à manutenção e principalmente à recuperação das áreas de preservação permanente, em especial às Matas Ciliares, foi e continua sendo um mecanismo potencial para o sequestro de carbono na região.

A dinâmica dos estoques de V, AGB, C e CO_{2eq} e para os fragmentos florestais nativos em áreas de Mata Ciliar nos diferentes estágios de sucessão, seguiu comportamento semelhante ao apresentado pelos fragmentos florestais de modo geral no período analisado

(2000 a 2015), ou seja, houve diminuição dos estoques dessas variáveis para FSEI em todas as fitofisionomias e acréscimo nos estoques para a maioria das fitofisionomias em FSEMA (FIGURA 41).

FIGURA 41 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) DAS MATAS CILIARES POR ESTÁGIO SUCESSIONAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015.



FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração.

FONTE: A autora (2020).

A única fitofisionomia em FSEMA que apresentou decréscimo dos estoques foi a FOD, com ligeira diminuição de -1,77%, isso devido à redução da cobertura florestal constatada para essa formação nesse estágio sucessional de modo geral, inclusive em área de Mata Ciliar (Capítulo 3).

Garrastazú et al. (2015) destacam a importância de uma análise mais detalhada dos impactos das Matas Ciliares obrigatórias (em área de APP) no sequestro de carbono em consequência do impacto que elas têm sobre os agricultores e a produtividade agrícola. Esses autores simularam os impactos da adequação das áreas de Mata Ciliar ao Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012) em uma área no município de Caçador (SC), e concluíram que, caso 100% das Matas Ciliares da área fossem recuperadas, em 40 anos seriam sequestrados 130% a mais de carbono, porém, embora importantes, os autores concluíram que esses números não adicionariam muito ao total de sequestro de carbono quando comparados com outras classes de uso da terra naquela área.

Diante disso, Garrastazú et al. (2015) afirmam que as Matas Ciliares desempenham um papel mais relevante na prestação de outros serviços ecossistêmicos, como qualidade da água e biodiversidade, do que no sequestro de carbono. Então, pode-se dizer que a recuperação e manutenção das áreas protetivas de Mata Ciliar beneficiam localmente a

população pela melhoria da qualidade ambiental promovida e globalmente, pela absorção de carbono da atmosfera que colabora na mitigação do efeito estufa (MARTINS, 2005).

18.2.3.2 Unidades de Conservação

A cobertura florestal nativa (FSEI + FSEMA) nas Unidades de Conservação (UCs), foi sumidouro de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) ao longo dos 15 anos analisados (TABELA 38). Foi verificado acréscimo de 52.771,93 t de CO₂eq na floresta secundária em estágio Inicial (FSEI) e 23.893,46 t de CO₂eq na floresta secundária em estágio Médio-Avançado (FSEMA), perfazendo um total de 76.665,39 toneladas de CO₂eq sequestrados de 2000 a 2015.

TABELA 38 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015

ANO	E. S.	FITOFISIONOMIA	V (m ³)	AGB (t)	C (t)	CO ₂ eq (t)
2000	FSEI	CAMPOS	28.754,33	57.500,38	23.905,30	87.636,84
		FES	1.473,64	2.946,76	1.271,95	4.662,98
		FOD	12.091,99	24.183,97	10.152,67	37.219,68
		FOM	89.861,26	179.696,62	74.707,37	273.877,23
		Total	132.181,22	264.327,72	110.037,30	403.396,73
	FSEMA	CAMPOS	2.517.361,81	4.493.057,02	1.865.696,45	6.839.643,17
		FES	12.337.404,49	22.174.987,47	9.535.066,66	34.955.554,38
		FOD	1.466.836,10	2.636.388,90	1.106.908,65	4.057.927,09
		FOM	23.023.170,78	41.092.392,34	17.063.199,95	62.553.691,00
		Total	39.344.773,19	70.396.825,74	29.570.871,70	108.406.815,65
Total Geral			39.476.954,41	70.661.153,46	29.680.909,00	108.810.212,38
2015	FSEI	CAMPOS	60.764,05	121.510,59	50.517,01	185.195,38
		FES	3,60	7,20	3,11	11,39
		FOD	553,92	1.107,84	465,08	1.704,99
		FOM	88.345,30	176.665,13	73.447,06	269.256,90
		Total	149.666,87	299.290,75	124.432,26	456.168,66
	FSEMA	CAMPOS	2.725.749,80	4.864.993,67	2.020.139,37	7.405.830,95
		FES	12.472.057,09	22.417.009,17	9.639.134,05	35.337.065,43
		FOD	1.488.338,25	2.675.035,37	1.123.134,67	4.117.411,70
		FOM	22.661.266,43	40.446.455,44	16.794.981,19	61.570.401,03
		Total	39.347.411,57	70.403.493,66	29.577.389,28	108.430.709,11
Total Geral			39.497.078,44	70.702.784,41	29.701.821,54	108.886.877,77

Em que: E. S.: Estágio sucessional; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

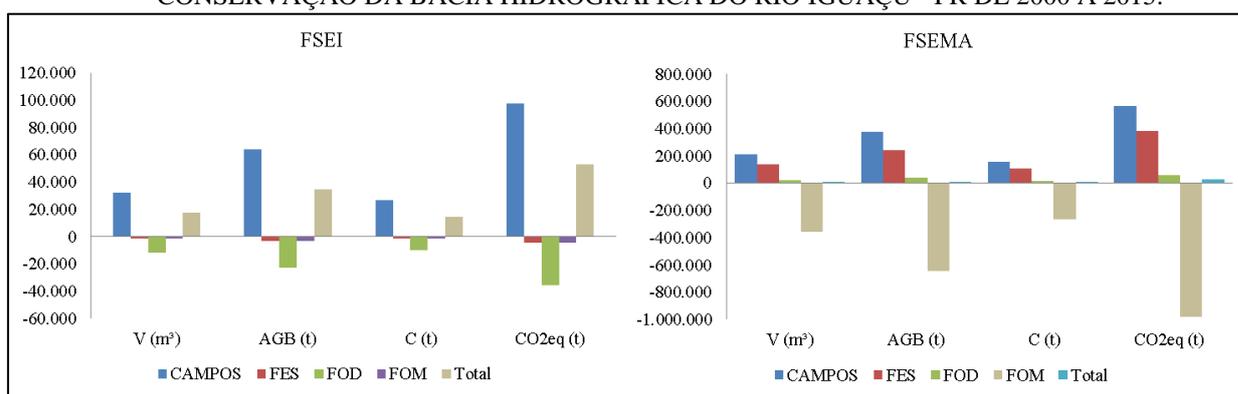
O montante de CO₂eq estocado pela cobertura florestal das UCs representa 11,7% do total estocado por toda a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu em 2015, sendo que as UCs

cobrem 8,45% da área da bacia. Isso demonstra o quanto essas áreas protegidas são importantes sobre a dinâmica natural da biomassa e as relações existentes entre a floresta e a fixação do CO₂ atmosférico, tanto em captura quanto em imobilização. Além disso, a imobilização de CO₂ por Unidades de Conservação corresponde a uma alternativa em projetos de Pagamentos por Serviços Ambientais, contribuindo para a manutenção dessas áreas e conservação da biodiversidade (SILVA et al., 2018).

Barni et al. (2016) avaliando a distribuição espacial da biomassa florestal, confrontando áreas protegidas (UCs e Terras Indígenas) e de uso agrícola no Estado de Roraima, concluem que as UCs da região contribuíram com 21,8% do estoque total de biomassa na zona sem influência savânica no Estado, principalmente em florestas abertas ou em florestas menos densas (por exemplo, ecótonos), esses autores reforçam o papel importante de áreas protegidas em projetos de Redução de Emissões do Desmatamento e da Degradação Florestal (REDD) para a conservação do carbono florestal na Amazônia.

Quanto à dinâmica por fitofisionomia, percebe-se considerável incremento nos estoques das variáveis para a formação Campos tanto para FSEI, quanto para FSEMA. A formação Campos contribuiu substancialmente para o saldo positivo dos estoques das variáveis para FSEI de modo geral, uma vez que para as demais fitofisionomias houve decréscimo nos estoques de V, AGB, C e CO₂eq (FIGURA 42).

FIGURA 42 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB) E CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) EM FLORESTA SECUNDÁRIA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR DE 2000 A 2015.



FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração.

FONTE: A autora (2020).

Para FSEMA, a maioria das fitofisionomias removeram carbono no período analisado, com exceção de FOM, que teve esse comportamento em decorrência da diminuição de sua área de cobertura (-2.280,29 ha), que correspondeu à 1,57 % a menos da área de

cobertura dessa formação nesse estágio de sucessão em UCs, ou seja, o desmatamento na área de FOM levou essa fitofisionomia ser fonte de carbono atmosférico no período analisado em UCs.

FSEMA apresentou a maior concentração dos estoques das variáveis analisadas, pois o grupo das secundárias tardias é o de maior concentração de carbono por árvore e consequentemente o de maior potencial de fixação de CO₂, isso devido ao diâmetro acentuado destes indivíduos, o que acarreta em maior volume e, consequentemente, corrobora com maior poder de imobilização de carbono no material lenhoso da parte aérea (SILVA et al., 2018).

18.2.3.3 Terras Indígenas

Em Terras Indígenas localizadas na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, houve sequestro de 321.155,84 t de CO₂eq considerando o balanço no período (TABELA 39).

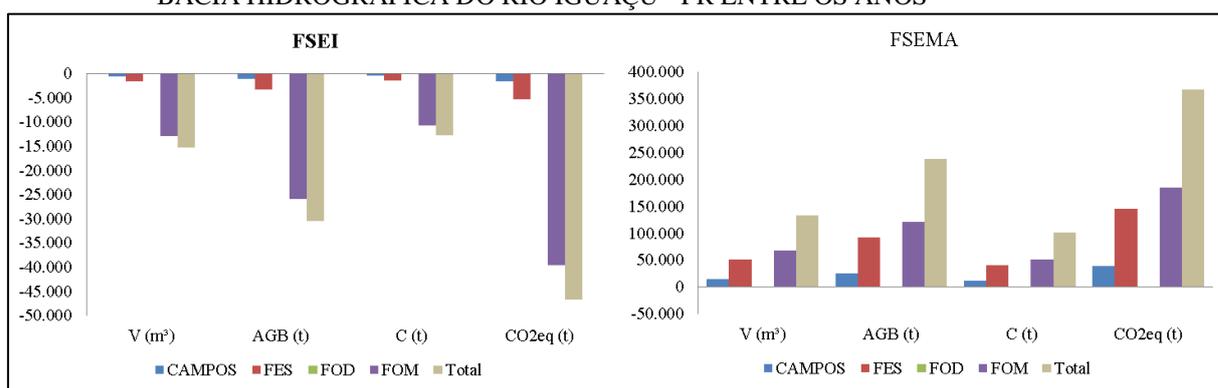
TABELA 39 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM TERRAS INDÍGENAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR DE 2000 A 2015

ANO	E. S.	FITOFISIONOMIA	V (m ³)	AGB (t)	C (t)	CO ₂ eq (t)
2000	FSEI	CAMPOS	543,81	1.087,45	452,10	1.657,40
		FES	1.706,02	3.411,43	1.472,53	5.398,28
		FOD	0,00	0,00	0,00	0,00
		FOM	13.023,28	26.042,81	10.827,08	39.692,08
		Total	15.273,11	30.541,69	12.751,71	46.747,76
	FSEMA	CAMPOS	167.389,46	298.761,34	124.057,62	454.795,24
		FES	447.828,80	804.917,93	346.108,25	1.268.832,85
		FOD	3.268,01	5.873,70	2.466,12	9.040,79
		FOM	3.933.707,98	7.020.990,86	2.915.395,38	10.687.839,48
		Total	4.552.194,26	8.130.543,83	3.388.027,38	12.420.508,36
Total Geral			4.567.467,36	8.161.085,53	3.400.779,08	12.467.256,12
2015	FSEI	CAMPOS	0,00	0,00	0,00	0,00
		FES	8,56	17,11	7,38	27,07
		FOD	0,00	0,00	0,00	0,00
		FOM	0,00	0,00	0,00	0,00
		Total	8,56	17,11	7,38	27,07
	FSEMA	CAMPOS	181.589,05	324.105,15	134.581,38	493.375,36
		FES	499.095,20	897.063,05	385.729,91	1.414.085,87
		FOD	3.238,29	5.820,27	2.443,69	8.958,55
		FOM	4.001.476,26	7.141.945,56	2.965.620,60	10.871.965,12
		Total	4.685.398,79	8.368.934,04	3.488.375,58	12.788.384,89
Total Geral			4.685.407,35	8.368.951,15	3.488.382,97	12.788.411,96

Em que: E. S.: Estágio Sucessional; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista. FONTE: A autora (2020).

Por fitofisionomia nos estágios de sucessão, observou-se a mesma tendência da dinâmica do total de remanescentes florestais da bacia, ou seja, diminuição dos estoques para todas as formações em FSEI e o aumento das mesmas em FSEMA nos quinze anos analisados (FIGURA 43).

FIGURA 43 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) EM FLORESTA SECUNDÁRIA EM TERRAS INDÍGENAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS



FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração.

FONTE: A autora (2020).

O total de CO₂eq sequestrado representa 0,27% do total removido pela bacia no período analisado (2000-2015); esse baixo percentual se deve à baixa representatividade em área de ocupação das florestas nativas em Terras Indígenas na Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu, as quais ocupam apenas 0,58% da cobertura total da bacia. Todavia, em nível global, recentemente as comunidades indígenas surgiram como atores importantes nos esforços para reduzir as emissões de carbono florestal, em parte porque são vistos como manejadores conscientes das terras florestais que têm título legal (BLACKMAN; VEIT, 2018).

Em estudo sobre o estoque total de biomassa no Estado de Roraima, Amazônia brasileira, Barni et al. (2016), constataram que o maior estoque de carbono foi em Terras Indígenas (76%) quando comparado à UCs e terras de uso agrícola. Isso porque, a área das Terras Indígenas em Roraima é maior que o total de todas as Unidades de Conservação, as Terras Indígenas também possuem as maiores áreas de floresta ombrófila densa e aberta em Roraima, armazenando grandes quantidades de biomassa.

De acordo com Blackman e Veit (2018), o Acordo de Paris, que estabelece uma arquitetura internacional de política climática pós-2020, contém numerosas referências às Terra Indígenas, como por exemplo, o reconhecimento da necessidade de fortalecer o

conhecimento, as tecnologias, as práticas e os esforços das comunidades locais e dos povos indígenas relacionados à abordagem e resposta às mudanças climáticas.

Um relatório realizado por Organizações de Povos Indígenas e Comunidades Locais da América, África e Indonésia em parceria com Organizações Não Governamentais (ONGs) e instituições de pesquisa para 21^a Conferência das Partes (COP21), na Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas de 2015 (UNFCCC), revela que os territórios indígenas localizados na Bacia Amazônica, na região mesoamericana, na República Democrática do Congo e na Indonésia contêm 20,1% do carbono armazenado acima do solo nas florestas tropicais do planeta. Este número demonstra o papel histórico que os territórios indígenas têm desempenhado na conservação dessas florestas e seu potencial para enfrentar um desafio fundamental na manutenção de longo prazo da estabilidade climática: manter essas florestas em pé (TROPICAL FOREST CARBON IN INDIGENOUS TERRITORIES, 2015).

Popkin (2015) faz uma análise sobre o relatório acima citado e afirma que os autores do relatório argumentam que, para as florestas tropicais continuarem a ser um importante sumidouro de carbono, os grupos indígenas precisarão de maior controle sobre suas florestas. Ferretti-Gallon e Busch (2014) afirmam que florestas geridas por povos indígenas são significativamente menos prováveis de serem desmatadas do que a média para floresta tropical, todavia, esses autores afirmam que poucos estudos investigaram diretamente o efeito das políticas de posse da terra no armazenamento de carbono.

Então, de fato as Terras Indígenas conservam mais as suas florestas do que outras áreas, como pode ser observado no Capítulo 3 do presente estudo, em que mais de 80% do território das Terras Indígenas da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu foram cobertas por floresta nativa e grande parte em estágio Médio-Avançado de regeneração, sendo esse percentual superior até as Unidades de Conservação (77% em 2015). Logo, a contribuição dessas áreas no balanço global do carbono também é indiscutível, todavia, pesquisas mais sólidas são necessárias para embasar as decisões quanto à posse e gestão dessas áreas.

18.2.3.4 Assentamentos Rurais

Os valores dos estoques de V, AGB e C, além do CO₂eq, para Floresta Secundária em estágio Inicial (FSEI) e em estágio Médio-Avançado (FSEMA) para as fitofisionomias presentes em Assentamentos Rurais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu podem ser observados na Tabela 40.

TABELA 40 - MUDANÇA DOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) DOS REMANESCENTES FLORESTAIS EM ASSENTAMENTOS RURAIS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU – PR PARA OS ANOS 2000 E 2015

ANO	E. S.	FITOFISIONOMIA	V (m ³)	AGB (t)	C (t)	CO ₂ eq (t)
2000	FSEI	CAMPOS	46.399,92	92.786,46	38.575,20	141.416,68
		FES	41.172,23	82.329,82	35.537,21	130.279,41
		FOD	0,00	0,00	0,00	0,00
		FOM	230.669,85	461.273,21	191.770,50	703.030,64
		Total	318.242,00	636.389,49	265.882,90	974.726,73
	FSEMA	CAMPOS	1.846.253,35	3.295.244,07	1.368.316,74	5.016.249,18
		FES	844.017,29	1.517.018,66	652.305,85	2.391.353,25
		FOD	0,00	0,00	0,00	0,00
		FOM	7.129.881,98	12.725.610,67	5.284.181,01	19.371.807,58
		Total	9.820.152,62	17.537.873,40	7.304.803,60	26.779.410,01
Total Geral			10.138.394,62	18.174.262,89	7.570.686,51	27.754.136,74
2015	FSEI	CAMPOS	2.424,95	4.849,21	2.016,02	7.390,72
		FES	2.818,46	5.635,91	2.432,71	8.918,31
		FOD	0,00	0,00	0,00	0,00
		FOM	6.137,56	12.273,35	5.102,54	18.705,92
		Total	11.380,97	22.758,47	9.551,27	35.014,96
	FSEMA	CAMPOS	1.574.391,81	2.810.018,08	1.166.831,56	4.277.604,51
		FES	944.783,47	1.698.133,63	730.183,83	2.676.853,94
		FOD	0,00	0,00	0,00	0,00
		FOM	7.853.028,69	14.016.302,92	5.820.127,90	21.336.588,90
		Total	10.372.203,97	18.524.454,63	7.717.143,30	28.291.047,34
Total Geral			10.383.584,94	18.547.213,11	7.726.694,57	28.326.062,30

Em que: E. S.: Estágio Sucessional; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de Regeneração; FSEMA: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de Regeneração; FES = Floresta Estacional Semidecidual; FOD: Floresta Ombrófila Densa; FOM: Floresta Ombrófila Mista.

FONTE: A autora (2020).

Apesar da diminuição de cerca de 6% da área da cobertura florestal nativa (FSEI+FSEMA) dos Assentamentos Rurais no período analisado, houve acréscimo nos estoques de V, AGB, C e CO₂eq. Isso porque, apesar dessa diminuição da área florestal, quando analisada a vegetação nos diferentes estágios sucessionais, a FSEMA apresentou aumento em área para todas as fitofisionomias e esse estágio de sucessão tem maior contribuição na soma dos estoques devido aos valores padrão mais elevados dessas variáveis. Pois, devido a ocorrência de indivíduos de maior diâmetro e proporções em estágios de regeneração mais avançados, esses têm maior quantidade de biomassa e, por consequência, também de carbono (WATZLAWICK et al., 2002).

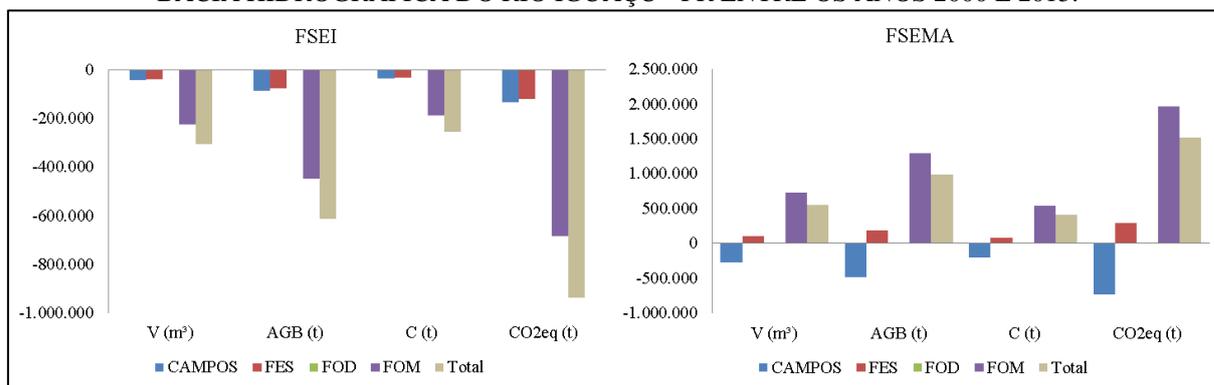
Por se tratar de uma categoria de áreas que tem por objetivo a agricultura familiar e não a conservação da natureza em primeiro plano, os Assentamentos Rurais podem ser comparados ao setor de Agropecuária nas estimativas de emissões de GEEs. Do ano 2000

para 2015 esse setor expressou aumento de 23% das emissões de GEEs e, portanto, caracterizaram-se por fontes de carbono atmosférico para o país no período (BRASIL, 2017), ao passo que os Assentamentos Rurais da bacia tiveram comportamento contrário, pois, foram sumidouros.

Todavia, é importante ressaltar que a estimativa da mudança de V, AGB e C foi baseada apenas em comparação a cobertura florestal dos assentamentos da Bacia do Rio do Iguaçu, enquanto que o levantamento para o setor Agropecuário em nível nacional leva em consideração outros aspectos da área, tais como: animais em pastagem, uso de fertilizantes, resíduos agrícolas, etc. (BRASIL, 2017).

Por fitofisionomia, observa-se diminuição dos estoques para os remanescentes em FSEI para a maioria das fitofisionomias e comportamento contrário para FSEMA, conforme Figura 44.

FIGURA 44 - INCREMENTOS NOS ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) EM FLORESTA SECUDÁRIA DE ASSENTAMENTOS RURAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU - PR ENTRE OS ANOS 2000 E 2015.



FSEI: Floresta Secundária em Estágio Inicial de regeneração; FSEI: Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado de regeneração.

FONTE: A autora (2020).

Os Assentamentos Rurais ocupam 3,11% da área total da Bacia do Rio Iguaçu e 44,85% de seu território continham cobertura florestal nativa em 2000, a qual foi reduzida para 42,14% em 2015, sendo que essa cobertura contribuiu com 3,05% de todo o CO₂eq estocado pela bacia em 2015. Esses percentuais parecem baixos, porém, quando comparados com as demais áreas especiais analisadas no presente estudo, ocupa segunda colocação em termos de estoque de carbono, atrás apenas das Unidades de Conservação.

Claro que a quantidade de V, AGB, C e CO₂eq estocada está intimamente ligada à extensão de área coberta pelas classes analisadas, porém, vale ressaltar que os assentamentos

foram diagnosticados com proporção de áreas com florestas nativas comparáveis às áreas protegidas como as Matas Ciliares, as quais cobriam 40,96% em 2000 e 45,41% em 2015.

Wandelli e Fearnside (2015) avaliaram os efeitos da história do uso da terra na AGB em terrenos que foram usados para agricultura e para pastagens em um Assentamento Rural na Amazônia central, e apontaram que uma vegetação secundária de seis anos derivada da agricultura de corte e queima tem $50,3 \text{ t.ha}^{-1}$ de AGB, enquanto que uma área da mesma idade derivada de pastagem tem AGB de $31,1 \text{ t.ha}^{-1}$, logo a vegetação secundária em pastagens abandonadas cresce 38% mais lentamente até os seis anos de idade, além disso, o número de queimadas também afeta negativamente a recuperação de biomassa.

Estudos como o de Wandelli e Fearnside (2015) levantam a importância da inclusão de informações sobre o histórico do uso da terra nas estimativas de biomassa, em especial o tempo sob agricultura ou uso de pastagens e número de queimadas, principalmente em áreas com recente uso agrícola, como o caso de Assentamentos Rurais, para que essas estimativas sejam mais confiáveis do que as baseadas apenas na idade da vegetação secundária.

Poucas informações sobre as emissões de gases de efeito estufa (GEEs) em pequenas propriedades rurais são encontradas na literatura. Essa constatação também foi feita em um estudo realizado pela Organização Solidaridad em parceria técnica com o Instituto de Manejo e Certificação Agrícola (IMAFLOA), o qual afirma que essa insuficiência de dados tem representado um fator limitante na caracterização das emissões dessas importantes unidades produtivas, constituindo, assim, uma lacuna no conhecimento sobre o efeito das práticas adotadas e as medidas necessárias para promover mudanças (SOLIDARIDAD, 2018).

A falta dessas informações, do acesso a tecnologias e de incentivos públicos, reduz a capacidade dos agricultores familiares no Brasil de realizar uma transição para um desenvolvimento territorial rural de baixas emissões de carbono. Nesse contexto, o acesso a políticas públicas direcionadas pode garantir oportunidades para atrair fundos de investimentos inclusivos para mitigação das emissões de carbono, além de demonstrar o papel da agricultura familiar nas cadeias de fornecimento globais que possuem comprometimento com a agenda climática (SOLIDARIDAD, 2018).

18.2.3.5 Estoque e Remoção de CO_2eq da cobertura florestal das Áreas Especiais

Confrontando os estoques de dióxido de carbono equivalente (CO_2eq) das áreas especiais, percebe-se que as Unidades de Conservação (UCs) representam a maior porção do estoque total da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu em 2015, com 11,72% (TABELA 41). Este

comportamento se deve a maior porção de área ocupada por UCs na bacia em relação a outras áreas especiais, e consequentemente, maior cobertura florestal (6,51%) dessa área especial em comparação com as outras. Do mesmo modo, assentamentos rurais ocupam o segundo lugar em representatividade do estoque de CO₂eq, pois ocupam segunda posição em área de ocupação e cobertura florestal em 2015, seguidos pelas APP – Mata Ciliar e finalmente pelas Terras Indígenas.

TABELA 41. ESTOQUE DE DIOXIDO DE CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) EM 2015 E REMOÇÃO DE CO₂eq DE 2000 A 2015 DE ÁREAS ESPECIAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA (BH) DO RIO IGUAÇU - PR.

Área Especial	% área	% Floresta	Estoque CO ₂ eq	% Remoção CO ₂ eq	%	
BH do Rio Iguaçu	100,00	47,27	928.843.956,74	100,00	116.173.629,91	100,00
APP – Mata Ciliar	2,74	1,33	26.704.338,00	2,88	4.116.889,92	3,54
Unidades de Conservação	8,45	6,51	108.886.877,77	11,72	76.665,39	0,07
Terra Indígena	0,72	0,59	12.788.411,96	1,38	321.155,84	0,28
Assentamentos Rurais	3,11	1,34	28.326.062,30	3,05	571.925,56	0,49
Total Áreas Especiais	15,02	9,77	176.705.690,03	19,02	5.086.636,71	4,38

Em que APP: Área de Preservação Permanente; % área: porcentagem de área em relação à área total da bacia; % Floresta: porcentagem de floresta em relação à área total de floresta da bacia no ano de 2015; Estoque CO₂eq: CO₂eq estocado em 2015; Remoção CO₂eq: diferença nos estoques de CO₂eq de 2000 para 2015; %: representatividade relativa da coluna à esquerda em relação à toda a bacia.

FONTE: A autora (2020).

Quanto ao estoque de CO₂eq armazenados em áreas especiais em 2015 é importante ressaltar que, juntas representam aproximadamente 20% do CO₂eq estocado em toda a bacia, apesar de representarem cerca de 15% da área total e 10% da área floresta de toda a bacia, demonstrando a relevância dessas categorias de áreas no armazenamento de carbono nas suas florestas.

Em relação à remoção de CO₂eq pelas áreas especiais percebe-se inversão na representatividade, ou seja, as UCs passam a ser as menos representativas em relação a remoção total da bacia (0,07%). Este comportamento se deve a pequena mudança ocorrida na cobertura florestal no período analisado, com um aumento de apenas 0,41% de 2000 para 2015. Este comportamento revela que, em termos de remoção ou sequestro de CO₂eq, é necessário que haja dinâmica na cobertura florestal para que as taxas de remoção sejam relevantes.

Neste sentido, áreas que passam por maior regeneração florestal apresentam maior impacto na remoção de CO₂eq, como as APPs – Mata Ciliar as quais apresentaram aumento de 12,77% de sua cobertura florestal no período, sendo a categoria mais recomposta dentre as áreas especiais da bacia.

Este comportamento revela a importância de projetos de restauração e de recuperação florestal no âmbito do mercado de carbono, uma vez que, para serem elegíveis, os projetos devem comprovar a diferença entre os estoques, ou seja, é necessário que haja a remoção de CO₂eq atmosférico sequestrado na vegetação, em casos de projetos florestais.

Todavia, é importante ressaltar que áreas como Unidades de Conservação, apesar de não apresentarem grande remoção de CO₂eq, uma vez que possuem uma cobertura florestal estabilizada, desempenham papel importante na fixação ou imobilização do CO₂eq. Pois, se a cobertura florestal desse tipo de área fosse desmatada, grande quantidade de CO₂eq seria liberado para a atmosfera, contribuindo negativamente para o aumento dos fenômenos relacionados às mudanças climáticas.

Juntas as áreas especiais representam cerca de 5% do montante de CO₂eq sequestrado no período revelando que as áreas especiais são mais eficientes na imobilização de CO₂eq em seus estoques devido a manutenção de suas coberturas florestais, do que na remoção de CO₂eq atmosférico, uma vez que não há mudanças consideráveis na cobertura florestal dessas áreas.

18.2.4 Fragmentação Florestal e os estoques de V, AGB e C

A fragmentação florestal continua a ser generalizada nos trópicos, resultando na redução dos serviços ecossistêmicos. No entanto, o efeito da fragmentação florestal não é considerado na atual política de carbono (ISLAM et al., 2017). Além disso, apesar da importância da fragmentação das florestas tropicais no balanço de carbono, a maior parte do conhecimento vem de poucos locais na Amazônia e desconsidera processos subjacentes de longo prazo relacionados à configuração da paisagem (D'ABERTAS et al., 2018).

Os estoques de V, AGB, C e CO₂eq foram calculados por classe de tamanho a fim de analisar o efeito da fragmentação florestal nesses estoques na cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu nos anos-base 2000 e 2015 (TABELA 42). Houve aumento nos estoques dessas variáveis de 2000 para 2015 na ordem de 15,44% para V e 15,15% para AGB, C e CO₂eq. Esse aumento vem apoiado no aumento da cobertura florestal no período, além do avanço de estágio sucessional de parte dos fragmentos.

TABELA 42 - ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) POR CLASSE DE TAMANHO DE FRAGMENTO FLORESTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000 E EM 2015.

CT	Tamanho do Fragmento (ha)	Ano-base 2000					
		NP	V (m ³)	AGB (t)	C (t)	CO ₂ eq(t)	%
-	<1 ha	-	510.660,1	945.512,0	394.703,1	1.446.981,6	0,2
1	1 -- 10	43.725	15.243.301,0	27.839.292,0	11.610.391,6	42.563.695,7	5,3
2	10 -- 50	13.028	26.880.399,4	48.772.910,9	20.330.701,1	74.532.350,2	9,2
3	50 -- 100	1.674	13.792.638,6	24.830.690,6	10.342.586,7	37.915.922,7	4,7
4	100 -- 500	1.246	33.233.423,6	59.553.402,4	24.798.481,5	90.911.233,2	11,3
5	500 -- 1.000	154	15.297.459,8	27.333.451,6	11.367.243,8	41.672.315,9	5,2
6	1.000 -- 10.000	97	32.524.706,5	58.080.041,2	24.178.509,1	88.638.414,4	11,0
7	10.000 -- 100.000	7	20.693.884,9	36.952.161,6	15.361.276,6	56.314.439,9	7,0
8	100.000 -- 500.000	4	136.566.974,9	243.925.152,0	101.636.147,6	372.598.117,3	46,2
Total		59.935	294.743.449	528.232.614	220.020.041	806.593.471	100
		Ano-base 2015					
-	< 1 ha	-	883.957	1.609.131	671.457	2.461.562,3	0,3
1	1 -- 10	39.171	17.410.632,3	31.325.047,4	13.063.949,5	47.892.438,8	5,2
2	10 -- 50	10.615	27.683.351,7	49.680.800,1	20.726.112,4	75.981.927,9	8,2
3	50 -- 100	1.566	14.835.167,9	26.531.188,3	11.068.800,1	40.578.221,3	4,4
4	100 -- 500	1.331	37.728.321,9	67.418.525,6	28.104.481,9	103.031.030,6	11,1
5	500 -- 1.000	155	15.651.854,2	27.951.920,1	11.630.549,9	42.637.595,8	4,6
6	1.000 -- 10.000	120	42.571.518,4	76.007.461,3	31.613.377,4	115.894.641,7	12,5
7	10.000 -- 100.000	9	42.097.830,1	75.158.383,3	31.253.145,9	114.574.032,7	12,3
8	100.000 -- 500.000	4	141.390.570,3	252.551.927,3	105.235.271,6	385.792.505,6	41,5
Total		52.971	340.253.203,50	608.234.384,36	253.367.145,86	928.843.956,74	100

Em que CT: Classe de Tamanho; NP: Número de Fragmentos; %: contribuição relativa da classe de tamanho no estoque de CO₂eq

FONTE: A autora (2020).

A maior contribuição na imobilização de CO₂eq foi atribuída à classe de maior tamanho dos fragmentos florestais, 46,2 % em 2000 e 41,5% em 2015, isso devido à maior extensão em área ocupada por essa classe de tamanho na bacia em ambos os períodos. Apesar dessa diminuição na contribuição relativa dessa classe de tamanho em 2015, percebe-se que, quando unida às demais classes de maior tamanho (CT 6, 7), essas passaram a ter maior contribuição em 2015 (66,3%) quando comparado a esse mesmo conjunto de classes no ano 2000 (64,2%).

Fragmentos pequenos, com até 50 ha, apresentaram contribuição relativa menor quando comparados às classes de maior tamanho, porém, têm contribuição relativamente significativa nos estoques de CO₂eq, 14,7% e 13, 7% em 2000 e 2015 respectivamente, tendo em vista que esses são grande maioria em número de fragmentos (94,69% em 2000 e 84,56% em 2015) na Bacia do Rio Iguaçu.

Lu et al. (2012) sugerem que o aumento das emissões de CO₂ vem acompanhada de alta fragmentação das florestas tropicais. Segundo esses autores, a fragmentação do habitat

afeta a ecologia das florestas tropicais, altera a composição e configuração genética, leva ao isolamento genético de plantas e espécies animais e reduz a biodiversidade espécies. Como exemplo, citam que a cobertura de dossel densamente reduzida pode resultar em maior mortalidade de plantas sensíveis à seca, o que por consequência, diminui a quantidade de carbono estocado na biomassa florestal viva.

A Tabela 43 mostra os estoques de V, AGB, C e CO₂eq em área central dos fragmentos florestais da Bacia do Rio Iguaçu em 2000 e em 2015, assim como a contribuição relativa da área central sob essas variáveis em relação à área total da cobertura florestal da bacia nos anos estudados.

TABELA 43 – ESTOQUES DE VOLUME (V), BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (AGB), CARBONO DA BIOMASSA AÉREA ACIMA DO SOLO (C) E CARBONO EQUIVALENTE (CO₂eq) EM ÁREA CENTRAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IGUAÇU EM 2000 E EM 2015.

VARIÁVEL	2000		2015	
	ÁREA CENTRAL	% AT	ÁREA CENTRAL	% AT
ÁREA (ha)	1.223.826,83	55,41	1.268.519,57	53,14
V (m ³)	173.634.459,09	58,91	184.769.741,66	54,30
AGB (t)	310.470.097,94	58,78	330.056.925,91	54,26
C (t)	129.303.958,44	58,77	137.460.891,74	54,25
CO ₂ eq (t)	473.252.487,89	58,77	503.106.863,76	54,25

Em que ÁREA CENTRAL: Porção dos Fragmentos florestais com diminuição de 50 metros de borda; %AT: contribuição relativa em relação à área total da cobertura florestal.

FONTE: A autora (2020).

Apesar do aumento nos estoques V, AGB, C e CO₂eq presentes nas áreas centrais dos fragmentos florestais da Bacia do Rio Iguaçu de 2000 para 2015, a contribuição relativa dessas variáveis diminuiu em relação à área total no período analisado. Esse comportamento se deve, pois o aumento total da cobertura florestal na bacia ocorreu com o acréscimo de fragmentos florestais com formas complexas e com faixas estreitas, então, no ano de 2015 houve diminuição da porção de área central em relação à área total, o que contribuiu para a redução contribuição relativa dessas variáveis.

D'Abertas et al. (2018) afirmam que a configuração espacial das bordas da floresta, devido às diferentes geometrias de retalhos, também pode conduzir o estoque de carbono florestal. Dessa forma, paisagens com formas de retalhos mais complexas podem tender a sofrer uma mortalidade mais forte devido aos efeitos de borda aditivos, liberando mais carbono para a atmosfera em regiões menos fragmentadas (D'ABERTAS et al. (2018).

Ma et al. (2017) afirmam que a densidade de carbono é suscetível a efeitos de borda, sendo que a densidade de carbono é reduzida nas bordas, em comparação com os interiores da

floresta. Os referidos autores sugerem, baseados em seus resultados, que a fragmentação do habitat e a conseqüente disseminação de habitats afetados pela borda limitam drasticamente a capacidade das florestas de armazenar carbono.

Islam et al. (2018) reiteram que os efeitos de fragmentação não são considerados atualmente no sistema de contagem de carbono e, portanto, superestimam o papel do potencial de armazenamento de carbono das florestas tropicais em relação à mitigação das mudanças climáticas. Dessa forma, a perda de carbono devido à fragmentação da floresta deve, portanto, ser considerada na atual política de carbono, a fim de planejar o sistema de uso da terra mais eficaz, a conservação da floresta e a mitigação do clima.

19 CONCLUSÃO

Houve decréscimo dos estoques de volume lenhoso, biomassa aérea acima do solo, carbono da biomassa aérea acima do solo e de dióxido de carbono equivalente para Floresta Secundária em Estágio Inicial de sucessão (FSEI), ao passo que para Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado (FSEMA) houve acréscimo. De modo geral, a Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu contribuiu positivamente no estoque dessas variáveis de 2000 para 2015.

Áreas de Matas Ciliares, Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Assentamentos Rurais da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu apresentaram comportamento análogo à área total da bacia quanto à mudança dos estoques de volume lenhoso, biomassa aérea acima do solo, carbono da biomassa aérea acima do solo e de dióxido de carbono equivalente de modo geral, assim como para a vegetação por estágio de sucessão.

Juntas, as áreas especiais representam cerca de 20% do CO₂eq estocado na bacia e cerca de 5% do CO₂eq removido. Dentre as áreas especiais, Unidades de conservação contribuem mais para o estoque, enquanto as APP – Mata Ciliar contribuem mais para a remoção.

Os fragmentos florestais de maiores dimensões concentram maior parte dos estoques de V, AGB, C e CO₂eq. Fragmentos com até 50 hectares contribuem com cerca de 14% dos estoques dessas variáveis. Houve aumento nos estoques V, AGB, C e CO₂eq presentes nas áreas centrais dos fragmentos florestais da Bacia do Rio Iguaçu de 2000 para 2015, porém, a contribuição relativa dessas variáveis diminuiu em relação à área total no período analisado.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desmatamento da cobertura de floresta nativa, que compreende a cobertura florestal em Floresta Secundária em Estágio Inicial (FSEI) e Floresta Secundária em Estágio Médio-Avançado (FSEMA) de regeneração, da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu diminuiu de 2000 para 2015. Essa diminuição pode ser atribuída ao fortalecimento de esforços públicos e de leis para preservação ambiental no Estado e no País nesse período. A tendência de aumento do êxodo rural pode ter contribuído para o aumento da cobertura florestal devido ao abandono de terras agrícolas que, provavelmente, passaram pelo processo de regeneração florestal.

O aumento da cobertura florestal nativa veio acompanhado de um processo de amadurecimento da estrutura florestal, uma vez que houve diminuição de fragmentos de FSEI e aumento de FSEMA, indicando que a vegetação florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu evolui rumo ao clímax estrutural.

Áreas especiais da bacia como APP - Matas Ciliares, Unidades de Conservação e Terras Indígenas, apresentaram diminuição do desmatamento e aumento da cobertura florestal no período. Assentamentos Rurais apresentaram diminuição da cobertura florestal nativa, todavia, esse comportamento era esperado, uma vez que essa área especial tem por objetivo principal a agricultura familiar.

Atenção maior deve ser dada ao monitoramento das Matas Ciliares obrigatórias, ou seja, aquelas dentro dos limites previstos por lei para Área de Preservação Permanente (APP), pois essas apresentaram grande parte de sua área coberta pela classe “Não Floresta” mesmo em 2015, apesar da diminuição dessa classe em relação a 2000. Recomenda-se o mapeamento das áreas rurais consolidadas na bacia para análises mais detalhadas acerca das APPs.

A fragmentação florestal está em processo decrescente, pois, o aumento da cobertura florestal nativa da bacia no período não veio acompanhado de maior número de fragmentos, e sim do aumento em extensão dos mesmos. Em consequência do aumento do tamanho em área, o comprimento das bordas foi maior em 2015, o que não significa necessariamente maior retalhamento.

Os fragmentos florestais passaram a ter forma ligeiramente mais irregular em 2015, o que pode acarretar em diminuição da qualidade ambiental dos mesmos. Outro indicativo de perda de qualidade da forma dos fragmentos foi a diminuição da área central no período, todavia, em ambos os anos, os fragmentos ainda possuem mais de 50% de sua área livre da influência de borda. Os fragmentos encontram-se em média 25 metros mais próximos de

outros em 2015 quando comparados a distância média do vizinho mais próximo de 2000, indicando regeneração florestal entre fragmentos florestais.

A redução do desmatamento refletiu positivamente nos estoques de volume, biomassa, carbono e carbono equivalente da cobertura florestal nativa da bacia fazendo com que a mesma fosse sumidouro de carbono atmosférico no balanço dos estoques de 2000 para 2015.

As áreas especiais analisadas, também foram sumidouro de carbono atmosférico no período. Inclusive os Assentamentos Rurais da bacia tiveram esse comportamento, isso porque, apesar da redução total da cobertura florestal nativa, os remanescentes de 2015 encontravam-se em sua grande maioria em estágio médio-avançado de regeneração, que é um estágio com maior poder de sequestro de carbono.

As áreas especiais representaram cerca de 20% do CO₂eq estocado na bacia e cerca de 5% do CO₂eq removido. Áreas especiais com maior regeneração florestal, como as APP – Mata Ciliar, apresentam maior impacto na remoção de CO₂eq, demonstrando a importância de projetos que visem a recuperação florestal no âmbito do mercado de carbono. Entretanto, é importante ressaltar que áreas com grandes áreas florestais conservadas, como Unidades de Conservação, realizam papel importante na fixação do CO₂eq, já que, se a cobertura florestal desse tipo de área fosse suprimida, grande quantidade de CO₂eq seria liberado para a atmosfera intensificando os efeitos das mudanças climáticas globais.

A fragmentação florestal afetou os estoques de V, AGB, C e CO₂eq, uma vez que os fragmentos menores (até 50 ha), apesar da grande maioria em número de fragmentos (mais de 50.000 em ambos os anos analisados), representaram cerca de 14% dos estoques dessas variáveis, enquanto que, fragmentos florestais de maior dimensão, neste caso superiores 100.000 ha, concentram a maior parte dos estoques de V, AGB, C e CO₂eq, mais de 40% em ambos os anos, demonstrando a importância de fragmentos com grande extensão de cobertura florestal, como é o caso de Unidades de Conservação, no sequestro de carbono.

RECOMENDAÇÕES

Em relação aos resultados da presente tese, recomenda-se para estudos futuros:

- Analisar quais instituições de ensino e pesquisa que realizam trabalhos relacionados aos estoques de biomassa e carbono no Bioma Mata Atlântica.
- Avaliar a distribuição e presença das áreas rurais consolidadas para melhor caracterização das áreas de preservação permanente;
- Avaliar a hidrografia separadamente de outras classes de uso e ocupação do solo.
- Realizar outros estudos sobre a influência da borda nos estoques de biomassa e carbono em fragmentos florestais da Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA C. G. de. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do parque nacional dos Campos Gerais, Paraná.** 74 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa, 2008.
- ALMEIDA, A. N.; SILVA, J. C. G. L.; ÂNGELO, H.; BITTENCOURT, A. M.; NUÑEZ, B. E. C. Mercado paranaense de madeira em tora procedente de silvicultura entre 1999 e 2005. *FLORESTA*, Curitiba, PR, v. 39, n. 4, p. 869-875, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/uf.v39i4.16322>
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica.** 3. ed. rev. e ampl. Ilhéus: Editus, 2016.
- ARAÚJO, L. S.; GREGO, C. R.; BOLFE, E. L. Dados geoespaciais e socioeconômicos na análise da dinâmica florestal em São Paulo. **Engenharia na Agricultura**, v. 23, n. 1, p. 29-38, 2015.
- ASNER, G. P. et al. Effects of *Morella faya* tree invasion on aboveground carbon storage in Hawaii. **Biol. Invasions**, 12 (3), 2010. p. 477–494.
- AZEVEDO, T. R.; COSTA JUNIOR, C.; BRANDÃO JUNIOR, A. CREMER, M. S.; PIATTO, M. et al. SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. **Scientific Data**, v. 5, 2018.b.
- AZEVEDO. A. D.; FRANCELINO, M. R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M. G.; LELES, P. S. S. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da Mata Atlântica. **Floresta**, Curitiba, v. 48, n. 2, p. 183-194, abr/jun. 2018. DOI: 10.5380/uf.v48i2.54447
- BACH, W. Modeling the transient and equilibrium climate response to greenhouse gases. **Annual Review in Automatic Programming**, v.12, n. 2, p.40-49, 1985.
- BARNI, P. E.; MANZI, A. O.; CONDÉ, T. M.; BARBOSA, R. I.; FEARNSTIDE, P. M. Spatial distribution of forest biomass in Brazil's state of Roraima, northern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.377, n.1, October, p. 170-181, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.010>
- BAUMGARTNER, G., et al. **Peixes do baixo rio Iguaçu** [online]. Maringá: Eduem, 2012. Introdução. pp. 1-14. ISBN 978-85-7628-586-1. Available from SciELO Books. <HTTP://BOOKS.SCIELO.ORG/ID/SN23W/PDF/BAUMGARTNER-9788576285861-06.PDF>, 22 de agosto de 2018.
- BERNARD, E., PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, Downsizing, Degazettement and Reclassification of Protected Areas in Brazil. **Conservation Biology**, v.28, n.4, p.939-950, 2014. DOI: 10.1111/cobi.12298
- BERT, D.; DANJON, F. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Aait.). **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 279–295, 2006.

BLACKMAN, A.; VEIT, P. Titled Amazon Indigenous Communities Cut Forest Carbon Emissions. **Ecological Economics**, v.153, p. 56-57, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.06.016>

BRASIL. **Decreto nº 5.092, de 21 de maio de 2004**. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/chm/_arquivos/dec5092.pdf. Acesso 29 de agosto de 2018.

BRASIL. **Lei n.12.651 de 25 de maio de 2012**. Código Florestal Brasileiro. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm acesso em 27 de agosto de 2018.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. a

BRASIL. **Biomass: Mata Atlântica**. Disponível em https://www.mma.gov.br/biomass/mata-atl%C3%A2ntica_emdesenvolvimento. Acesso em 10 de dezembro de 2019

BRASIL. **Decreto nº 3.420, de 20 de abril de 2000**. Dispõe sobre a criação do Programa Nacional de Florestas - PNF, e dá outras providências. b

BRASIL. **Decreto nº 6.660, de 21 de novembro de 2008**. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências.

BRASIL. **Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009**. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2009/Lei/L12187.htm. Acesso em 03 de novembro de 2018.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. Área da Mata Atlântica é habitada por 70% da população brasileira. 2013. Disponível em <http://www.mma.gov.br/informma/item/9818-%C3%A1rea-da-mata-atl%C3%A2ntica-%C3%A9-habitada-por-70-da-popula%C3%A7%C3%A3o-brasileira>. Acesso em 11 de janeiro de 2019.

BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO – MCTI. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília: MCTI, 2013. 76p.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações – MCTI. **Sistema de Registro Nacional de Emissões – SIRENE: Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil**. 4ª Ed. 2017. Disponível em http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706227/4ed_ESTIMATIVAS_ANUAIS_WEB.pdf/a4376a93-c80e-4d9f-9ad2-1033649f9f93. Acesso em 27 de novembro de 2018.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 2018. **Áreas Prioritárias: Mapa das Áreas Prioritárias**. Disponível em <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/projetos-sobre-a-biodiversidade/projetos-sobre-a-biodiversidade/projeto-de-conservação-e-utilização->

[sustentável-da-diversidade-biológica-brasileira-probio-i/áreas-prioritárias](#). Acesso 29 de agosto de 2018. a

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, 2018. **Unidades de Conservação**. <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao.html> acesso em 27 de agosto de 2018. b

BRASIL. **Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas Sobre Mudança do Clima**. 2015. Disponível em http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL_iNDC_portugues.pdf. Acesso em 27 de novembro de 2018.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 02 de 18 de março de 1994**. Ministério do Meio Ambiente: Brasília, 1994.

BROWN, D. S.; BROWN, J. C.; BROWN, C. Land occupations and deforestation in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v.54, p.331-338, 2016. DOI: doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.02.003

BROWN, K. The utility of remote sensing technology in monitoring carbon sequestration agroforestry projects. **Winrock International Institute for Agricultural Development**, 1996. 22p. (Working Paper 7/1997).

BROWN, S.; LUGO, A. Forest Tropical Secondary. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1 - 32, 1990.

BROWN, S.; LUGO, A.E. The storage and production of organic matter in tropical forest and their role in the global carbon cycle. **Biotropica**, Lawrence, 14, n.3, p. 161-167, 1982.

CALANDINO, D.; WEHRMANN, M.; KOBLITZ, R. Contribuição dos assentamentos rurais no desmatamento da Amazônia: um olhar sobre o Estado do Pará. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 26, p. 161-170, jul./dez. 2012.

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

CAMPOS, J.B.; SILVEIRA-FILHO, L. **Floresta Estacional Semidecidual – Série Ecossistemas Paranaenses**. Curitiba: SEMA, 2010. v. 5.

CARRANZA, T.; BALMFORD, A.; KAPOS, V.; MANICA, A. Protected Area Effectiveness in Reducing Conversion in a Rapidly Vanishing Ecosystem: The Brazilian Cerrado. **Conservation Letters**, v.7, n.3, p.216–223, 2014

CERQUEIRA, R., BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: Alguns Conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (Orgs.) **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. P 23-43.

CHAN, E. Y. Climate change is the world's greatest threat – In Celsius or Fahrenheit? **Journal of Environmental Psychology**, v. 60, December, p.21-26, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2018.09.002>

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195 - 218, 2012.

CLEMENTE, C. M. S.; SANTOS, P. S. Geotecnologias como suporte para análise da vegetação natural na sub-bacia hidrográfica do Rio Gavião (1988 a 2015). **Revista Cerrados**, v.15, n. 1, p.98-113, jan/jun-2017.

CLIMATE DATA EXPLORER (CAIT). **Total GHG Emissions Including Land-Use Change and Forestry – 2014**. Disponível em <http://cait.wri.org/>. Acesso em 27 de novembro de 2018.

COLMANETTI, M. A. A.; WEISKITTEL, A.; BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R.; CATHARINO, E. L. M.; BARBOSA, T. C.; COUTO, H. T. Z. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil: comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies. **Carbon Management**, Vol. 9, n.4, p. 383–397, 2018. DOI: 10.1080/17583004.2018.1503040

CORTE, A. P. D. **Metodologia para detecção de mudanças em projetos de redução de emissões do desmatamento e da degradação florestal (REDD)**. 146 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Curitiba, 2010.

COSTA, R. L.; PREVEDELLO, J. A.; DE SOUZA, B. G.; CABRAL, D. C. Forest transitions in tropical landscapes: A test in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Applied Geography**, v.82, p. 93-100, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.03.006>

D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, Volume 407, p. 57-65, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.042>.

DELGADO, R. C.; PEREIRA, M. G.; TEODORO, P. E.; SANTOS, G. L. CARVALHO, D. C.; MAGISTRALI, I. C. VILANOVA, R. S. Seasonality of gross primary production in the Atlantic Forest of Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v.14, April, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00392> distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Boston, v. 142, p. 1141-1153, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

DOUBRAWA, B. **Dinâmica da cobertura florestal e dos estoques de carbono na bacia hidrográfica do Rio Iguaçu: 2000 a 2010**. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; KLEIN HENTZ, Â. M. Remoção de CO₂ associada à dinâmica da cobertura florestal na bacia hidrográfica do rio Iguaçu no período 2000-2010. **Interciencia**, v. 39, n. 8, p. 562-569, 2014. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33931820005>.

ECKERT, S. et al. Deforestation and forest degradation monitoring and assessment of biomass and carbon stock of lowland rainforest in the Analanjirofo region, Madagascar. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 11, p.1996–2007, 2011.

EISFELD, R. L.; NASCIMENTO, F. A. F. **Mapeamento dos plantios florestais do estado do Paraná: *Pinus* e *Eucalyptus***. Curitiba: Instituto de Florestas do Paraná, 2015. 76p. Disponível em http://www.florestasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Mapeamento/Publicacao_Mapeamento_Site_02.pdf. Acesso em 19 de setembro de 2018.

EMBRAPA. **Mapa Simplificado de Solos do Estado do Paraná**. Disponível em http://www.escola.agrarias.ufpr.br/arquivospdf/mapa_solos_pr.pdf. Acesso em 05 de novembro de 2018.

ESPINDOLA, G. M.; CÂMARA, G. Ajuste de parâmetros no algoritmo de segmentação de imagens do software eCognition®. **Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 5739-5744.

ESSEX, C.; MCKITRICK, R.; ANDRESEN B. Does a global temperature exist? **Journal of Non-Equilibrium Thermodynamics**, v. 32, p.1–27, 2007

ESTEVAN, D. A.; VIEIRA, A. O. S.; GORENSTEIN, M. R. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 713-725, jul.-set., 2016.

ETHERIDGE, D. M. et al. Natural and anthropogenic changes in atmospheric CO₂ over the last 1000 years from air in Antarctica ice and firn. **Journal of Geophysical Research**, v. 101, p.101:4115–28, 1996.

EVEREST, D. A. The greenhouse effect: issues for policymakers. **Energy Policy**, v. 17, n. 2, p.177-181, 1989.

FAIRBANKS, D.H.K.; REYERS, B.; VAN JAARSVELD, A.S. Species and environment representation: Selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. **Biological Conservation**, Boston, v. 98, n. 3, p. 365-379, 2001.

FERREIRA, G. B. When the blanket is too short: Potential negative impacts of expanding indigenous land over a national park in a high priority area for conservation. **Land Use Policy**, v.76, p. 359-364, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.05.019>

FERRETTI-GALLON, K.; BUSCH, J. **What Drives Deforestation and What Stops It? A Meta-Analysis of Spatially Explicit Econometric Studies**. Center for Global Development, Washington, Working Paper 361, Climate and Forest Paper Series #2, April, 2014. Disponível em https://www.cgdev.org/sites/default/files/FerrettiGallon_Busch_deforestation-kw-JB.pdf. Acesso em 22 de novembro de 2018.

FIGUEIREDO, G. C.; VIEIRA, C. A. O. Estudo do comportamento dos índices de Exatidão Global, Kappa e Tau, comumente usados para avaliar a classificação de imagens do sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007. **Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE. p. 5755-5762.

FIGUEIREDO, L. T. M.; SOARES, C. P. B.; SOUSA, A. L.; LEITE, H. G.; SILVA, G. F. Dinâmica do Estoque de Carbono em Fuste de Árvores de uma Floresta Estacional Semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 161-167, 2015. DOI: 10.1590/01047760201521011529

FLORIDES, G. A.; CHRISTODOULIDES, P. Global warming and carbon dioxide through sciences. **Environment International**, v.35, n. 2, p. 390-401, 2009.

FREITAS, S. R. et al. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest, **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p.353-362, 2005.

FUNDAÇÃO DE CIÊNCIA, APLICAÇÕES E TECNOLOGIAS ESPACIAIS – FUNCATE. **Mapa de Vegetação Nativa na Área de Aplicação da Lei no. 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (ano base 2009)**. Brasília – DF, 2015. Disponível em http://www.mma.gov.br/images/arquivos/biomas/mata_atlantica/Relatorio%20Final%20Atualizacao%20do%20Mapa%20de%20cobertura%20vegetal%20nativa%20da%20Mata%20Atlantica%201.pdf. Acesso em 06 de agosto de 2018.

FUNDAÇÃO NACIONAL DO ÍNDIO – FUNAI. **Índios no Brasil: Terras Indígenas**. Disponível em <http://www.funai.gov.br/index.php/indios-no-brasil/terras-indigenas>. Acesso em 16 de dezembro de 2019.

FURLAN, A. R.; FILIPINI, R. C.; REIS, R. T. Os diferentes tipos de uso e cobertura da terra e sua influência nos parâmetros de qualidade da água. **Ciência e Natura**, v.38, n.3, p. 1319-1331, 2016. DOI: :10.5902/2179460X22694

FURTADO, A. L. S. et al. **Geotecnologias e Geoinformação: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Editores técnico: Sérgio Gomes Tôsto et al. Brasília, DF: Embrapa, 2014. 248 p.: il. (Coleção 500 Perguntas, 500 Respostas).

GAIAD, N. P. **Análise das paisagens do sul do Brasil no âmbito do Inventário Florestal Nacional (IFN – BR)**. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

GARRASTAZÚ, M. C.; MENDONÇA, S.D.; HOROKOSKI, T. T.; CARDOSO, D. J.; ROSOT, M. A. D.; NIMMO, E. R.; LACERDA, A. E. B. Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v.42, p. 329–339, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.003>

GASPAR, R. O.; CASTRO, R. V. O.; PELOSO, R. V. D.; SOUZA, F. C.; MARTINS, S. V. Análise fitossociológica e do estoque de carbono no estrato arbóreo de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.24, n.2, p. 313-324, 2014. DOI: <https://dx.doi.org/10.5902/1980509814569>

GIBBS, H.K.; BROWN, S.; NILES, J.O.; FOLEY, J. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v.2, n.4, p.1-13, 2007. DOI: 10.1088/1748-9326/2/4/045023

GONZÁLEZ, E.; FELIPE-LUCIA, M.; BOURGEOIS, B.; BOZ, B.; NILSSON, C. et. al. Integrative conservation of riparian zones. **Biological Conservation**, v. 211, Part B, July 2017, Pages 20-29. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.035>

GRACE, J. et al. **Productivity of tropical rain forests**. San Diego: Academic Press, 2001.

HART, P. S.; FELDMAN, L. Would it be better to not talk about climate change? The impact of climate change and air pollution frames on support for regulating power plant emissions. **Journal of Environmental Psychology**, v. 60, December, p. 1-8, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2018.08.013>

HEGERL, G. C. et al. Understanding and Attributing Climate Change. In: SOLOMON, S., D. QIN, M. MANNING, Z. CHEN, M. MARQUIS, K.B. AVERYT, M. TIGNOR; H.L. MILLER. **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, Cambridge, 2007.

HENTZ, A.; M.; K. **Mapeamento, fragmentação florestal e influência das áreas de borda para a comunidade arbórea no Alto Iguaçu – Estado do Paraná**. 197 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

HIROTA, M. M.; PONZONI, F. J. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período 2016-2017**. Relatório Técnico: SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. São Paulo, 2018. 63p.

HIROTA, M. M. et al. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período 2017-2018**. Relatório Técnico: SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. São Paulo, 2019. 65p.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. **Cartas Climáticas do Paraná: Classificação Climática**. Disponível em <http://www.iapar.br/pagina-863.html>. Acesso em 15 de setembro de 2018.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ – IAPAR. **Cartas Climáticas do Paraná: Mapas de Precipitação**. Disponível em <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=856>. Acesso em 15 de setembro de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORESTAS – IBF. **Bioma Mata Atlântica**. Disponível em <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica.html>. Acesso em 06 de agosto de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. IBGE: Rio de Janeiro, 2012. 271 p. Disponível em <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em 09 de agosto de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Mapas: Mapa da Área de Aplicação da Lei no 11.428, de 2006**. Disponível em https://ww2.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/mapas_doc6.shtm. Acesso em 06 de agosto de 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Disponível em <https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>. Acesso em 23 de março de 2020.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA - INCRA. **Assentamentos**. Disponível <http://www.incra.gov.br/assentamento>, acesso em 27 de agosto de 2018.

INCRA. INTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. **Mapa dos assentamentos rurais do Brasil**. Disponível em <http://acervofundiario.incra.gov.br/geodownload/geodados.php> acesso em 27 de agosto de 2018.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **SOS Mata Atlântica e INPE apresentam dados do Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. Publicado: Mai 27, 2014. Disponível em http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=3610. Acesso em 29 de janeiro de 2019.

IPCC. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change [Stocker, T. F. et al.]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535p.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. 632p. 2003.

ISLAM, M.; DEB, G. P.; RAHMAN, M. Forest fragmentation reduced carbon storage in a moist tropical forest in Bangladesh: Implications for policy development. **Land Use Policy**, V. 65, p. 15-25, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.03.025>.

JUVANHOL R.S. et al. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 353-364, out/dez, 2011. DOI: 10.4322/floram.2011.055

KUPFER, J. A. Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. **Progress in Physical Geography**, v. 36, n. 3, p. 400–420, 2012. DOI: 10.1177/0309133312439594

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

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. 1. ed. Editora Oficina de Textos, 2009.

LANG, TIEDE. **vLATE Extension für ArcGIS – vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse**. ESRI European User. 2003. 10 f.

LEROUX, M. **Global warming - myth or reality? The erring ways of climatology**. Chichester: Springer, 2005. 510p.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R.W.; CHIPMAN, J.W. **Remote sensing and image interpretation**. 5. ed. New York: J. Wiley & Sons, 2004. 763 p.

LIMA, R. A. F.; MORI, D. P.; PITTA, G. et al. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys.

Biodiversity and Conservation Vol. 24, n.9, p.2135-2148, 2015. DOI: 2135. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0953-1>

LIPPERT, D. B.; BENEDETTI, A. C.; PEREIRA, R. S. Dinâmica da cobertura florestal no município de Crissiumal-RS durante um período de 20 anos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 7, n. 7, p. 1297-1305, 2012.

LU, H.; WANG X.; ZHANG Y.; YAN, W.; ZHANG J. Modelling Forest Fragmentation and Carbon Emissions for REDD plus. **Procedia Engineering**, v. 37, p. 333-338, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.04.249>.

LUNETTA, R.L.; ELVIDGE, C.D. **Remote Sensing and Change Detection: Environmental monitoring methods and applications**. Michigan: Ann Arbor. 2004.

Ma, L.; Shen, C.; Lou, D.; Fu, S.; Guan, D. Patterns of ecosystem carbon density in edge-affected fengshui forests. **Ecological Engineering**, v.107, p.216-223, 2017. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2017.07.037](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.037)

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. Rio de Janeiro: J. Olympio; Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Estado do Paraná, 1981, 442 p.

MACHADO, A.; MARTINS, A. P. M.; SANQUETTA, C. R.; DALLA CORTE, A. P.; WOJCIECHOWSKI, J.; MACHADO, S. A.; SANTOS, R.; LANDIM, I. A. M. Dinâmica do volume, biomassa e carbono na Mata Atlântica por ferramenta de detecção de mudanças. **Nativa**, Sinop, v. 7, n. 4, p. 437-444, jul./ago. 2019.

MAGANHOTTO, R. F.; SANTOS, L. J. C.; NUCCI, J. C.; LOHMANN, M.; SOUZA, L. C. P. Unidades de Conservação: limitações e contribuições para a conservação da natureza. **Sustentabilidade em Debate**, v. 5, n. 3, p. 203-221, set/dez 2014. Disponível em <http://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/10906/8894>.

MARTINS P.J., MAZON J.A., MARTINKOSKI L., BENIN C.C., WATZLAWICK L.F. Dinâmica da Vegetação Arbórea em Floresta Ombrófila Mista Montana Antropizada. **Floresta e Ambiente**, v.24, p.e00097014, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.097014>

MARTINS, H.; ARAÚJO, E.; VEDOVET, M.; MONTEIRO, D.; BARRETO, P.; 2014. **Desmatamento em Áreas Protegidas reduzidas na Amazônia**, 20p. Belém, PA. Disponível em: <http://www.imazon.org.br/publicacoes/outros/desmatamento-em-areas-protegidas-reduzidas-na-amazonia>.

MARTINS, O. S. **Determinação do potencial de sequestro de carbono na recuperação de matas ciliares na região de São Carlos – SP**. 2005. 136 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, 2005.

MASCIA, M.B.; PAILLER, S. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) and its conservation implications. **Conservation Letters**, v.4, pp. 9-20, 2011. DOI: [10.1111/j.1755-263X.2010.00147.x](https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00147.x)

MCBEAN, G.; WEAVER, A.; ROULET, N. The science of climate change - what do we know? Isuma **Canadian Journal of Policy Research**, v. 2, n. 4, p. 16–25, 2001.

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.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 71, p. 149-154, 2006.

MENEGAT, R.; ALMEIDA, G. Ecologia de paisagem: um novo enfoque na gestão dos sistemas da terra e do homem. 2004. IN: **Desenvolvimento sustentável e estratégias para a gestão ambiental**. Porto Alegre, Edufrgs, 2004. p. 361-376.

MERENDA, E. A. **Reservatório de Segredo e área de entorno: aspectos legais e modificações no uso do solo**. 70 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Departamento de Geografia – Universidade Federal de Maringá, Maringá, 2004.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1, BN00701122001. 2001. DOI: <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?thematic-review+BN00701122001>

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 4. ed. atual. e ampl Viçosa: Ed. UFV, 2011. 422 p.

MOVIMENTO DOS TRABALHADORES RURAIS SEM TERRA – MST. **Ocupação do MST no Paraná ganha prêmio por recuperação da Mata Atlântica**. 2017. Disponível em <http://www.mst.org.br/2017/10/30/ocupacao-do-mst-no-parana-ganha-premio-por-recuperacao-da-mata-atlantica.html>. Acesso em 10 de novembro de 2018.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). **Climate and Earth's Energy Budget**. 2009. Disponível em <https://earthobservatory.nasa.gov/features/EnergyBalance/page1.php>. Acesso em 11 de janeiro de 2019.

NEPSTAD, D. ; SCHWARTZMAN, S.; BAMBERGER, B ; SANTILLI, M. ; RAY, D.; SCHLESINGER, P. ; LEFEBVRE, P.; ALENCAR, A.; PRINZ, E.; FISKE, G.; ROLLA, A. Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. **Conservation Biology**, v.20, n.1, p.65–73, 2006. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00351.x

OGLE, S. M.; DAVIS, K.; LAUVAUX, T.; SCHIH, A.; COOLEY, D.; WEST, T. O.; HEATH, L. S.; MILES, N. L.; RICHARDSON, S.; BREIDT, F. J.; SMITH, J. E.; MCCARTY, J. L.; GURNEY, R.; K.; TANS, P.; DENNING, A. S. An approach for verifying biogenic greenhouse gas emissions inventories with atmospheric CO₂ concentration data. **Environmental Research Letters**, v. 10, p.034012, 2015.

O'NEILL, R.V.; JONES, K.B.; RIITERS, K.H.; WICKHAM, J.D. e GOODMAN, I.A. Landscape monitoring and assessment research plan. Environmental Protection Agency, U.S. EPA 620/R-94/009. 1994

PAIVA, C. M.; FERNANDES, F. R. Estudo da Produtividade Primária do Bioma Mata Atlântica via Sensoriamento Remoto. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 38, n. 2, p. 05-14, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.11137/2015_2_05_14

PAN, Y. BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S. L. CANADELL, J. G. CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; PACALA, S. W. MCGUIRE, A. D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; HAYES, D. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, p. 988-993, 2011.

PARANÁ. **Decreto de criação do Sistema de Manutenção, Recuperação e Proteção da Reserva Florestal Legal e Áreas de Preservação Permanente (SISLEG)**.1999. Disponível em http://www.ambienteduran.eng.br/system/files/publicador/LEGISLACAO/ESTADUAL/DECRETO_SISLEG_387_1999.pdf. Acesso em 03 de outubro de 2018.

PARANÁ. SECRETARIA DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E DO TURISMO – SEDEST. **Bacias Hidrográficas do Paraná: Série Histórica**. Disponível em www.meioambiente.pr.gov.br/arquivos/file/corh/revista_bacias_hidrograficas_do_parana.pdf. Acesso em 22 de agosto de 2018.

PESSÔA, A. C. M.; PONZONI, F. J. Análise temporal da ação antrópica sobre diferentes fitofisionomias da Mata Atlântica nos estados de São Paulo e Rio de Janeiro. **Anais... XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015.

PLANO ESTADUAL DE CULTIVOS FLORESTAIS. Versão 1.2 – Discussão. Grupo de Trabalho: Plano Estadual de Cultivos Florestais. 2016. Disponível em http://www.emater.pr.gov.br/arquivos/File/Biblioteca_Virtual/Relatos_Resultados_e_Planejamentos/PoliticaPublica_CultivosFlorestais_versao1_2.pdf. Acesso em 19 de setembro de 2018.

PONTE, E.; ROCH, M.; LEINENKUGEL, P.; DECH, E.; KUENZER, C. Paraguay's Atlantic Forest cover loss – Satellite-based change detection and fragmentation analysis between 2003 and 2013. **Applied Geography**, v. 79, p. 37-49, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.12.005>

PONZONI, F. J.; ALMEIDA, E. S. A estimativa do parâmetro Kappa (k) da análise multivariada discreta no contexto de um SIG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Salvador, Brasil, 14-19 abril 1996. **Anais... XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE. p. 729-733.

POPKIN, G. Indigenous people could be key to storing carbon in tropical forests, new report concludes. **Science**, dec., 2015, DOI: [doi:10.1126/science.aad7506](https://doi.org/10.1126/science.aad7506)

PRĂVĂLIE, R. Major perturbations in the Earth's forest ecosystems. Possible implications for global warming. **Earth-Science Reviews**, v.185, p. 544–571, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2018.06.010>

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

QUARTAROLI, C. F.; BATISTELLA, M. **Classificação digital de imagens de sensoriamento remoto: tutorial básico**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2006. 50 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, 56).

RAMBALDI; OLIVEIRA, Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas. Brasília: MMA/SBF, 2003.

REBOITA, M. S.; ROCHA, R. P.; DIAS, C. G. YNOUE, R. Y. Climate Projections for South America: RegCM3 Driven by HadCM3 and ECHAM5. **Advances in Meteorology**, v. 2014, Article ID 376738, 17 pages, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1155/2014/376738>

REX, F. E.; CORTE, A. P. D.; KAZAMA, V. S.; SANQUETTA, C. R. Análise métrica da cobertura florestal da bacia hidrográfica do Rio Pequeno – PR. **BIOFIX Scientific Journal**, Curitiba, v. 3 n. 1 p. 184-192, 2018. DOI: [dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.58382](https://doi.org/10.5380/biofix.v3i1.58382)

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**, v. 142, n.6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Árvore**, v. 34, p. 495-504, 2010. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300013>

ROBERTS, P.; BOIVIN, N.; KAPLAN, J. O. Finding the anthropocene in tropical forests. **Anthropocene**, v.23, p. 5-16, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2018.07.002>

RODERJAN, C. V. et al. As regiões fitogeográficas do Estado do Paraná. **Revista Ciência e Ambiente**, 24: 75- 92, jan/jun 2002.

ROGNER, H.-H. et al. **Climate Change 2007: Mitigation**. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

ROQUETTE, J. G. Distribuição da biomassa no Cerrado e a sua importância na armazenagem do Carbono. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 3, p. 1350-1363, jul.- set., 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509833354>

ROSA, P. A.; BREUNIG, F. M.; ALMEIDA, C. M.; BALBINOT, R. Relação entre população rural e cobertura florestal no noroeste do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 68, v.10, p. 1993-2006, 2016. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/rbc/index.php/rbc/article/view/1464/1064>

SAATCHI, S. S. et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. **Global Change Biology**, v.3 n.4, p. 816–837, 2007.

SAITO, N. S.; MOREIRA, M. A.; SANTOS, A. R.; EUGENIO, F. C.; FIGUEIREDO, A. C. Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v.23, n.2, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.119814>

SANQUETTA, C. R. **Experiências de monitoramento no Bioma Mata Atlântica com uso de parcelas permanentes**. Curitiba: RedeMAP, 2008. 338p.

SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R. Metodologias para Determinação de Biomassa Florestal. IN: SANQUETTA, C. R.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A. B. (Ed.). **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: [S. N.], 2004. p. 47-63.

SANTOS, J. F. C.; MENDONÇA, B. A. F.; ARAÚJO, E. J. G.; ANDRADE, C. F. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. **Revista brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 15, n.3, p. 151-158, jul./set. 2017.

SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414-424, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>

SANTOS, R. C.; CASTRO, R. V. O.; CARNEIRO, A. C. O.; CASTRO, A. F. N. M.; PIMENTA, A. S.; PINTO, E. M.; MARINHO, I. V. Estoques de volume, biomassa e carbono na madeira de espécies da Caatinga em Caicó, RN. **Pesquisa florestal brasileira**, Colombo, v. 36, n. 85, p. 1-7, jan./mar. 2016. DOI: [doi: 10.4336/2016.pfb.36.85.772](https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.85.772)

SANTOS, R.; LANDIM, I. A. M.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Dinâmica e fragmentação florestal na sub-bacia do médio Iguaçu (PR) no período de 2000 a 2015. **BIOFIX Scientific Journal**, Curitiba, v. 2, n. 2, p. 76-85, 2017.

SCHIKOWSKI, A. B.; DALLA CORTE, A. P.; SANQUETTA, C. R. Dinâmica do estoque de carbono em floresta ombrófila mista no Paraná utilizando software CO2FIX e simulação de cenário de projeto REDD. **HOLOS Environment**, v.15 n.2, p.108-115, 2015.

SERAFIM, A. R. B. F. N. **Modelação da paisagem do concelho de Estremoz**. Dissertação. 171 p. Universidade de Lisboa - Instituto de Geografia e Ordenamento do Território. 2014

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB. **Inventário Florestal Nacional: principais resultados: Paraná**. [recurso eletrônico] / Serviço Florestal Brasileiro. – Brasília, DF: MMA, 2018. 84 p.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO – SFB. **Inventário Florestal Nacional**. Disponível em <http://www.florestal.gov.br/inventario-florestal-nacional>. Acesso em 29 de março de 2019.

SEVEGNANI, L.; VIBRANS, A. C.; GASPER, A. L. Considerações finais sobre a Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. In: VIBRANS, A. C.; SEVEGNANI, L.; GASPER, A. L.; LINGNER, D. V. (Ed). **Inventário Florestal de Santa Catarina: Volume III: Floresta Ombrófila Mista**. Blumenau: Edifurb, 2013. p. 275 – 280. Disponível em: http://circam.epagri.sc.gov.br/ciram_arquivos/arquivos/iff/livros/volume%203%20iffsc%20tabelas%20novas.pdf. acesso em 21 de novembro de 2018.

SILVA, L. C.; ARAÚJO, E. M. G.; CURTO, R. A.; NASCIMENTO, A. M.; ATAÍDE, D. H. S.; MORAIS, V. A. Estoques de biomassa e carbono em unidade de conservação no bioma Mata Atlântica. **Biofix Scientific Journal**, v. 3, n. 2, p. 243-251, 2018. DOI: [dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i2.59592](https://doi.org/10.5380/biofix.v3i2.59592)

SILVA, R. F. B.; BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Drivers of land change: Human-environment interactions and the Atlantic forest transition in the Paraíba Valley, Brazil. **Land Use Policy**, v.58, p.133-144, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.021>

SILVEIRA, P.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 38, n. 1, jan./mar. 2008.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. A Mata Atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 23, n.2, p.51-59, 2010. Disponível em <https://periodicos.ufsc.br/index.php/biotemas/article/viewFile/2175-7925.2010v23n2p51/16400>

SIQUEIRA, M. N.; CASTRO, S. S., FARIA, K. M. S. Geografia e Ecologia da Paisagem: pontos para discussão. **Soc. & Nat.**, Uberlândia, 25 (3): 557-566, set/dez/2013

SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (SEEG). **Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (CO₂ e GWP) no Brasil em 2017**. Disponível em <http://seeg.eco.br/wp-content/uploads/2018/11/SEEG-infografico-Brasil1-BR-2017.jpg>. Acesso em 27 de novembro de 2018.

SOLIDARIDAD. **Balço de carbono na produção agrícola familiar na Amazônia: cenários e oportunidades**. Solidaridad; Imaflora. São Paulo: 2018. 46p. Disponível em https://www.solidaridadsouthamerica.org/sites/solidaridadsouthamerica.org/files/publications/low_carbon_family_agriculture_in_the_amazon_0.pdf. Acesso em 23 de novembro de 2018.

SOUZA C. L.; PONZONI F. J. Avaliação de índices de vegetação e de bandas TM/Landsat para estimativa de volume de madeira em floresta implantada de Pinus spp. In: **Anais...** do Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 1988, Santos. São José dos Campos: INPE; 1998. p. 1549-1560.

SOUZA, A. L.; BOINA, A.; SOARES, C. P. B.; VITAL, B. R.; GASPAR, R. O.; LANA, J. M. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. **Árvore**, Viçosa, v.35, n.6, p.1277-1285, 2011. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000700014>

STORY, M.; CONGALTON, R. G. Accuracy assessment: A user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, v.52, p.397-399. 1986. https://www.asprs.org/wp-content/uploads/pers/1986journal/mar/1986_mar_397-399.pdf

TANG, K. H. D. Climate change in Malaysia: Trends, contributors, impacts, mitigation and adaptations. **Science of The Total Environment**. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.316>. 2019.

TROPICAL FOREST CARBON IN INDIGENOUS TERRITORIES: A GLOBAL ANALYSIS. A report prepared for UNFCCC COP21 December 2015. Disponível em: <http://www.alianzamesoamericana.org/wp-content/uploads/2015/11/Tropical-Forest-Carbon-in-Indigenous-Territories-A-Global-Analysis.pdf>. Acesso em 22 de novembro de 2018.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p.68-75, 2010. Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=199118978010>

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>. Acesso em 05 de outubro de 2018.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). Conference of the Parties Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015. Disponível em <http://www.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/Pari%20Agreement.pdf>. Acesso em 27 de novembro de 2018.

US GEOLOGICAL SURVEY – USGS. Landsat Missions: About Landsat: Landsat Project Description. 2016. Disponível em: <HTTPS://LANDSAT.USGS.GOV/LANDSAT-PROJECT-DESCRIPTION>. Acesso em 13 de março de 2017.

VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; AIDAR, M. P. M.; ARAÚJO, L. S.; BAKER, T. et al. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v.8, n.2, p.21-29, 2008. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032008000200001>

WANDELLI, E. V.; FEARNSIDE, P. M. Secondary vegetation in central Amazonia: Land-use history effects on aboveground biomass. **Forest Ecology and Management**, v.347, n.1, July, p. 140-148, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.020>

WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. A.; SCHUMACHER, M. V. Fixação de carbono em floresta ombrófila mista em diferentes estágios de regeneração. In: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILLOTTO, M. A.; GOMES, F. S. (Org.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR, 2002. p. 153-173.

WATZLAWICK, L. F. **Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens do satélite Ikonos II**. 138f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.

WATZLAWICK, L. F. et al. Teores de carbono em espécies da Floresta Ombrófila Mista. In: Sanquetta, C. R.; Balbinot, R.; Zilliotto, M. A. B. **Fixação de carbono: atualidades, projetos e pesquisas**. Curitiba: AM Impressos; 2004. p. 95-109.

WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W.; VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; GODINHO, T. O. BALBINOT, R. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 40, n. 95, p. 353-362, set. 2012.

WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em Floresta com Araucária utilizando imagens do satélite Ikonos II. **Ciência Florestal**, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009.

WOJCIECHOWSKI, J. **JCarbon – Software na web com data mining para estimativas de volume, biomassa e carbono em florestas**. 172 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

XU, B.; PAN, Y.; PLANTE, A. F.; JOHNSON, A.; COLE, J.; BIRDSEY, R. Decadal change of forest biomass carbon stocks and tree demography in the Delaware River Basin. **Forest Ecology and Management**, v.374, n.15, p. 1-10, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.045>

APÊNDICE 1 – REFERÊNCIAS CONSULTADAS NO LEVANTAMENTO BIBLIOMÉTRICO

- ALVES, L. F. et al. (a). Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecol. Manag.* 260, 2010. p.679-691.
- AMARAL, L. G. C. Incremento de carbono estocado na parte aérea de plantios de restauração em corredores integrando unidades de conservação e fragmentos ripários. 2017. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.
- AMARO, M. A. et al. Estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 849-857, set./out. 2013.
- AMARO, M. A. Quantificação do estoque volumétrico, de biomassa e de carbono em uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa- MG. 168f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2010.
- ANDRADE, P. PROCÓPIO, A. S. Emissão de carbono proveniente da perda de biomassa acima do solo na bacia hidrográfica do Rio Paraíba Do Sul Marcel. III Simpósio de Recursos Hídricos do Rio Paraíba do Sul – UFJF. 2018.
- ARAÚJO, E. J. G.; LOUREIRO, G. H.; SANQUETTA, C. R.; SANQUETTA, M. N. I.; CORTE, A. P. D.; PÉLLICO NETTO, S.; BEHLING, A. Allometric models to biomass in restoration areas in the Atlantic rain forest. *Floresta e Ambiente*, 25(1), e20160193, 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.019316>
- AZEVEDO, A. D.; FRANCELINO, M. R.; CAMARA, R.; PEREIRA, M. G.; LELES, P. S. S. Estoque de carbono em áreas de restauração florestal da Mata Atlântica. *Floresta*, Curitiba, v. 48, n. 2, p. 183-194, abr./jun. 2018. DOI: 10.5380/rf.v48i2.54447
- BAGGIO, A.J.; CARPANEZZI, A.A. Quantificação dos resíduos florestais em bracingais tradicionais na região Metropolitana de Curitiba, PR. *Boletim de Pesquisa Florestal*, Colombo, n.30/31, p.51-66, 1995.
- BAIS, C. R. Tamanho de parcelas para quantificação de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa na Mata Atlântica. 74f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2008.
- BALBINOT, R. et al. Estoque de carbono em plantações de *Pinus* spp. em diferentes idades no sul do estado do Paraná. *Floresta*, Curitiba, PR, v. 38, n. 2, abr./jun. 2008. p. 317-324.
- BALBINOT, R. et al. Inventário do carbono orgânico em um plantio de *Pinus taeda* aos 5 anos de idade no Rio Grande do Sul. *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v.5, n.1, p.59-68, 2003.
- BALBINOT, R.; TRAUTENMÜLLER, J. W.; CARON, B. O.; BORELLA, J.; JUNIOR, S. C.; BREUNIG, F. M. Vertical distribution of aboveground biomass in a seasonal deciduous forest. *Agrária*, Recife, v.12, n.3, p.361-365, 2017.
- BALLIONE, F. F.; VIEIRA, S. A.; NARDOTO, G. B. Estimativa de Biomassa em área de Floresta Ombrófila Densa de Mata Atlântica. In: 15º Simposio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo, 2007. Anais... Pirassununga, 2007.
- BARBOSA, J. M. et al. Remotely sensed biomass over steep slopes: An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. *ISPRS Journal of Photogrametry and Remote Sensing*, v.88, fev/2014, p. 91-100.
- BARBOSA, T. C. Quantificação de biomassa e carbono da parte aérea de Mata Atlântica, na Serra da Cantareira, São Paulo. 100f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, ESALQ, Piracicaba, 2015.
- BECKNELL, J. M.; KELLER, M.; PIOTTO, D.; LONGO, M.; SANTOS, M. N.; SCARANELLO, M. A.; CAVALCANTE, R. B. O. C.; PORDER, S. Landscape-scale lidar analysis of aboveground biomass distribution in secondary Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 50: 520-530. 2018. DOI: doi:10.1111/btp.12538
- BEHLING, H. Carbon storages increases by major forest ecosystems in tropical South America since the Last Glacial Maximum and the early Holocene. *Global and Planetary Changes*, 33, 2002. p.107- 116.

- BOINA, A. Quantificação de estoques de biomassa e de carbono em Floresta Estacional Semidecidual, Vale do Rio Doce, Minas Gerais. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- BORGIO, M. A Floresta Atlântica do litoral norte do Paraná, Brasil: aspectos florísticos, estruturais e estoque de biomassa ao longo do processo sucessional. 165f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.
- BRITZ, R. M. et al. Estoque e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na Floresta Atlântica do sul do Brasil. Colombo: EMBRAPA, 2006. 165 p.
- BRUN, E. J. Biomassa e nutrientes na floresta estacional decidual, em Santa Tereza, RS. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2004.
- BRUN, E. J. et al. Variação sucessional no acúmulo de biomassa em floresta estacional decidual, Santa Tereza, RS. *Biomassa & Energia*, v.2, n.1, 2005. p.47-56.
- BUFO, L. V. B. Restauração florestal e estoque de carbono em modelos de implantação de mudas sob diferentes combinações de espécies e espaçamentos. 90f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2008.
- BURGUER, D. M. Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa da Mata Atlântica da Serra do Mar, SP. 121f. Tese (Doutorado em Ciências) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- BURGUER, D. M.; DELITTI, W. B. C. Fitomassa epigéa da mata ciliar do rio Mogi-Guaçu, Itapira – SP. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, v.22, n.3, p.429-435, dez. 1999.
- CALDEIRA, M. V. W. Determinação de biomassa e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista Montana em General Carneiro, Paraná. 2003. 176 f. Tese (Doutorado em Conservação da Natureza) - Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2003
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Biomassa e nutrientes em *Myrsine ferruginea* (Ruiz & Pav.) Mez e *Myrsine umbellata* Mart. *Revista Floresta*, 33(3), p. 265-273, 2003
- CALDEIRA, M. V. W.; SOARES, R. V.; WATZLAWICK, L. F. Estimativa de biomassa em espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Montana - General Carneiro - PR. *Biomassa & Energia*, Viçosa, v. 1, n. 3, p. 291-310, jul./set. 2004.
- CASTRO, C. F. A. et al. Distribuição da fitomassa e nutrientes em talhões de *Pinus oocarpa* com diferentes idades. *IPEF*, n. 20, p. 61-74, 1980.
- CAVALLET, L. E.; PAULA, E. V. de. Estimativa de seqüestro de carbono da biomassa aérea como indicador de sustentabilidade em decorrência da adequação da área de preservação permanente na sub-bacia do Rio Pequeno (Antonina - PR). Curitiba. UFPR, 2007.
- CEZARINI NETO, C. Modelo de compensação de CO₂ para empresas poluidoras do ar: um estudo de caso no Vale do Itapocu, região norte de Santa Catarina. 103f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- COLMANETTI, M. A. A.; WEISKITTEL, A.; BARBOSA, L. M.; SHIRASUNA, R. T.; LIMA, F. C.; ORTIZ, P. R.; CATHARINO, E. L. M.; BARBOSA, T. C.; COUTO, H. T. Z. Aboveground biomass and carbon of the highly diverse Atlantic Forest in Brazil: comparison of alternative individual tree modeling and prediction strategies, *Carbon Management*, 2018. DOI: 10.1080/17583004.2018.1503040
- CONSENSA, C. B. Implicações silviculturais da colheita da biomassa e da remoção de nutrientes de um povoamento de *Eucalyptus saligna*. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Santa Maria – RS. 2017. 100p.
- COTTA, M. K. et al. Quantificação de biomassa e geração de certificados de emissões reduzidas no consórcio seringueira-cacau. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.32, n.6, p.969-978, 2008.
- COUTO, H. T. Z. do et al. Quantificação de resíduos florestais para produção de energia em povoamento de *Eucalyptus saligna*. *IPEF*, n.26, p.19-23, abr.1984.
- CUNHA, G. de M. et al. Biomassa e estoque de carbono e nutrientes em florestas montanas da Mata Atlântica na região norte do estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33:1175-1185, 2009.
- CUNHA, G. de M. et al. Ciclagem de nutrientes em *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden no norte fluminense. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.29, n.3, p.353-363, 2005.

- D'ALBERTAS, F.; COSTA, K.; ROMITELLI, I.; BARBOSA, J. M.; VIEIRA, S. A.; METZGER, J. P. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. *Forest Ecology and Management*, Volume 407, 2018, Pages 57-65. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.042>.
- DANELLI, M. F. et al. Análise da estrutura e biomassa florestal de áreas de colheita de frutos de juçara (*Euterpe edulis* Mart.) no litoral norte e Serra do Mar – SP. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 26, n. 3, p. 773-786, jul.-set., 2016.
- DE PAULA, M. D. et al. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. *Tropical Conservation Science*, v.4 (3), p.349-358, 2011.
- DANTAS DE PAULA, M.; PEREIRA FILHO, W. Estimativa de carbono em um fragmento de floresta madura na Mata Atlântica nordestina com o uso de índices espectrais. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE, Natal, 2009. Anais... Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 2881-2888.
- DAVID, H. C.; ARAÚJO, E. J. G.; MORAIS, V. A.; SCOLFORO, J. R. S.; MARQUES, J. M.; PÉLLICO NETTO, S.; MACFARLANE, D. W. Carbon stock classification for tropical forests in Brazil: Understanding the effect of stand and climate variables. *Forest Ecology and Management*, V. 404, P. 241-250, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.044>.
- DINIZ, A. R. et al. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v.10, n.3, p.443-451, 2015.
- DITT, E. H. et al. Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic forest. *Land degradation & development*, 21, p.591–603, 2010.
- DRUMOND, M. A. et al. Distribuição de biomassa e de nutrientes em diferentes coberturas florestais e pastagem na região do Médio Rio Doce-MG. *Revista Árvore*, 21, p.187-199, 1997.
- DURIGAN, G. Estimativas de estoque de carbono na vegetação natural do estado de São Paulo. Estudo 4 - Oportunidades de Negócios em Segmentos Produtivos Nacionais. *Prospecção Tecnológica: Mudança do Clima*. São Paulo, 2004.
- ESPIG, S. A. Composição e eficiência da utilização biológica de nutrientes em fragmento de Mata Atlântica em Pernambuco. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 18, n. 3, p. 307-314, jul-set., 2008.
- ERTHAL, D. A. Dinâmica do estoque de biomassa e carbono florestal acima do solo no nordeste do Rio Grande do Sul. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen - RS. 2017. 75 p.
- FARIA, F. N. Estoque de biomassa e carbono em plantios de recuperação de mata ciliar em diferentes condições de sítio. In: IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG. Anais... , 2009. p.1-2.
- FARIA, G. E. de et al. Avaliação da produtividade, conteúdo e eficiência de utilização de nutrientes em genótipo de *Eucalyptus* spp. no Vale do Jequitinhonha, MG. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.18, n. 3, p. 369-379, jul.-set., 2008.
- FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. *Forest Ecology and Management*, v.350, 15 August 2015, p.40–45.
- FERREIRA, M. E. M. Análise do potencial de fixação de carbono da mata ciliar do rio Areiãozinho. 30f. Trabalho de conclusão de curso apresentando ao Curso de MBA em Gestão Ambiental, do Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias-PECCA, da Universidade Federal do Paraná. 2018
- GATTO, A. Estoques de carbono no solo e na biomassa de plantações de eucalipto na região centro-leste do estado de Minas Gerais. 88f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- GIRARD, E. A. Volume, biomassa e rendimento de óleos essenciais do craveiro (*Pimenta pseudocaryophyllus* (Gomes) Landrum) em Floresta Ombrófila Mista. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.
- HABITZREITER, T. L. Produção de biomassa e exportação de nutrientes de *Eucalyptus grandis* e *E. urophylla*. 92 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016.
- IBARR, M. A. Estoque de carbono e fluxos de óxido nitroso e metano do solo em plantios de pinus e floresta nativa. 83f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

INICIATIVA VERDE. Ecobras: Carbon Free. São Paulo, 2007.

JACCOUD, C. F. de S. Produção de biomassa de *Eucalyptus urophylla* em três classes de solos em Seropédica, RJ. 48f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2006.

LEITOLD, V. et al. Airborne lidar-based estimates of tropical forest structure in complex terrain: opportunities and trade-offs for REDD+. *Carbon Balance and Management*, 10:3 2015.

LEITE, C. C., M. H. COSTA, B. S. SOARES-FILHO, AND L. DE BARROS VIANA HISSA. Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. *Global Biogeochem. Cycles*, 26, GB2011. 2012. doi:10.1029/2011GB004133.

LIEBSCH, D.; LONGHI, T. S.; GALVÃO, F.; MIKICH, S. B.; MARQUES, M. C. M. EFEITOS DE UM CICLONE EXTRATROPICAL NA BIOMASSA DE ÁRVORES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA. *BIOFIX Scientific Journal* v. 3 n. 1 p. 56-61 2018 DOI: dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i1.57739

LIMA, J. A. de S. et al. Biomassa arbórea em fragmentos da Mata Atlântica fluminense. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. 21 p.

LIMA, J. A. de S. et al. Estimativa de biomassa e carbono de uma floresta secundária em Minas Gerais. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 18p.

LINDNER, A. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest—The role of big trees. *Ecological Engineering*, 36, 2010. p. 1769–1773.

LIPINSKI, E. T. Dinâmica de biomassa e carbono da parte aérea durante 17 anos em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana. 39f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

LISBOA, A. C. Estoque de carbono em área de recomposição florestal com diferentes espaçamentos de plantio. 49f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2010.

LONDERO, E. K. Calibração do Modelo 3-PG para *Eucalyptus saligna* Smith na região de Guaíba, RS. 68f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

MAESTRI, R. et al. Viabilidade de um projeto florestal de *Eucalyptus grandis* considerando o sequestro de carbono. *Revista Floresta*, Curitiba-PR, 34(3), Set/Dez. 2004, p. 347-360.

MAGNAGO, L. F. S. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? *Global Change Biology*, 21, 2015, p. 3455–3468.

MARINHO, L. de S. V. Modelo alométrico para estimativa da biomassa e estoque de carbono na Mata Atlântica: Método não destrutivo com base em técnicas de escalada. 52f. Dissertação (Mestrado em Geociências – Geoquímica ambiental) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2010.

MARTINS, S. C. et al. Soil texture and chemical characteristics along an elevation range in the coastal Atlantic Forest of Southeast Brazil. *Geoderma Regional*, v. 5, August 2015, p. 106-116.

MAY, P. H. et al. Sistemas agroflorestais e reflorestamento para captura de carbono e geração de renda. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA - ECOECO, 6, 2005, Brasília. Anais do VI ECOECO, 2005.

MEDEIROS, M. C. M. P. Caracterização fitofisionômica e estrutural de áreas de floresta ombrófila densa montana no Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil. Dissertação (Mestrado) Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2009. 85 f.

MEDEIROS, M. C. M. P. de; AIDAR, M. P. M. Structural variation and content of aboveground living biomass in the area of Atlantic Forest in the State of São Paulo, Brazil. *Hoehnea*, 38(3), 2011, p. 413-428.

MELLO, A. A. de et al. Simulações do conteúdo de carbono em povoamentos de *Pinus taeda* L. No Sul do Estado do Paraná, sob diferentes regimes de manejo. *Brasil Florestal*, n. 79, Abril de 2004, p. 17-24.

MELO, A. C. G. de; DURIGAN, G. Fixação de carbono em reflorestamentos de matas ciliares no Vale do Paranapanema, SP, Brazil. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 71, p. 149-154, 2006.

MENDES, M. M. de S.; OLIVEIRA, M. E. de. Biomassa e florística em florestas secundárias de diferentes idades. *Revista Floresta*, Curitiba, PR, v. 41, n. 1, jan./mar. 2011, p. 19-26.

- MIRANDA, D. L. C. de. Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no sudoeste paulista. 114f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- MÜLLER, M. D.; COUTO, L. Avaliação de densidades de plantio e rotação de plantações de rápido crescimento para produção de biomassa. Documento Técnico RENABIO, Viçosa, MG, n. 002, 2006.
- OLIVEIRA, M de. et al. Biomassa e estoques de carbono em diferentes sistemas florestais no sul do Brasil. *Perspectiva*, Erechim, v. 40, n.149, março/2016, p. 09-20.
- PAIXÃO, F. A. et al. Quantificação do estoque de carbono e avaliação econômica de diferentes alternativas de manejo em um plantio de eucalipto. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.30, n.3, 2006, p.411-420.
- PAULA MATEUS, D. , GROENEVELD, J. , FISCHER, R. , TAUBERT, F. , MARTINS, V. F. AND HUTH, A. (2018), Defaunation impacts on seed survival and its effect on the biomass of future tropical forests. *Oikos*, 127: 1526-1538. doi:10.1111/oik.05084.
- PAVANI, B. F.; SOUSA JÚNIOR, W. C.; INOUE, C. E. N.; VIEIRA, S. A.; MELLO, A. Y. I. Estimating and valuing the carbon release in scenarios of land-use and climate changes in a Brazilian coastal area. *Journal of Environmental Management*. Volume 226, 15 November 2018, Pages 416-427. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.059>
- PEGORARO, R. F. Sequestro de carbono e alterações bioquímicas da matéria orgânica de solos cultivados com eucalipto. 151f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- POGGIANI, F. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas de plantações florestais de Eucalyptus e Pinus. Implicações Silviculturais. 211p. Tese (Livre-Docente) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, ESALQ, Piracicaba, 1985.
- POGGIANI, F. et al. Exportação de biomassa e nutrientes através da exploração dos troncos e das copas de um povoamento de Eucalyptus saligna. *IPEF*, n.25, p.37-39, 1983.
- POGGIANI, F. Florestas para fins energéticos e ciclagem de nutrientes. *Série Técnica IPEF*, Piracicaba, v.1, n.2, p.D.1 – D.11, Jul.1980.
- PONTES, D. M. F. Estoques de madeira, biomassa, carbono e avaliação econômica de diferentes sistemas de restauração ecológica para reserva legal. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). 2018. 120p.
- PÜTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, v.222, Issue 12, 24 June 2011, p.1986-1997.
- PYLES, M.V., PRADO-JUNIOR, J.A., MAGNAGO, L.F.S.; DE PAULA, A.; MEIRA-NETO, J. A. A. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories *Biodivers Conserv* (2018) 27: 3215. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1598-7>
- RATUCHNE, L. C. Equações alométricas para estimativa de biomassa, carbono e nutrientes em uma Floresta Ombrófila Mista. 2010. 111 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, 2010.
- RENNER, R. M. Seqüestro de carbono e a viabilização de novos reflorestamentos no Brasil. 147f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.
- RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. *R. Árvore*, Viçosa-MG, v.33, n.5, p.917-926, 2009.
- RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.34, n.3, 2010, p.495-504.
- RIBEIRO, S. C. Quantificação do estoque de biomassa e análise econômica da implementação de projetos visando a geração de créditos de carbono em pastagem, capoeira e floresta primária. 139f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- ROBINSON, S. J. B. et al. Factors influencing early secondary succession and ecosystem carbon stocks in Brazilian Atlantic Forest. *Biodivers Conserv*, 24, 2015, p.2273–2291.
- ROCHA, S. J. S. S. Efeito da seca na dinâmica de carbono em floresta estacional semidecidual, Viçosa, Minas Gerais. 63f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa. 2017

- RODRIGUES, M. M. Avaliação da influência da matriz no efeito de borda em fragmentos de floresta estacional semidecidual em Piracicaba-SP. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.
- ROLIM, S. G. et al. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. *Oecologia* 142, 2005, p.238–246.
- SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; PELISSARI, A. L.; TOMÉ, M.; MAAS, G. C. B.; SANQUETTA, M. N. I. DINÂMICA EM SUPERFÍCIE, VOLUME, BIOMASSA E CARBONO NAS FLORESTAS NATIVAS BRASILEIRAS: 1990-2015. *BIOFIX Scientific Journal* v. 3 n. 1 p. 193-198, 2018.
- SANTANA, R. C. et al. Eficiência de utilização de nutrientes e sustentabilidade da produção em procedências de *Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus saligna* em sítios florestais do estado de São Paulo. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.26, n.4, 2002, p.447-457.
- SANTANA, R. C. et al. Estimativas de biomassa de plantios de eucalipto no Brasil. *Revista Árvore*, v. 32, n. 4, p. 697 - 706, 2008.
- SANTOS, F. C. C. Estimativa do estoque de carbono na biomassa viva acima do solo em floresta secundária de Mata Atlântica - Município Engenheiro Paulo de Frontin, RJ. In: IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de setembro de 2009, São Lourenço – MG. Anais. São Lourenço, 2009
- SATTLER, D. et al. Influence of soil and topography on aboveground biomass accumulation and carbon stocks of afforested pastures in South East Brazil. *Ecological Engineering*, v.73, December 2014, p. 126-131.
- SCHOENINGER, E. R. et al. Uso de redes neurais artificiais para mapeamento de biomassa e carbono orgânico no componente arbóreo de uma floresta ombrófila densa. *Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*, v. 4, n. 2, Maio/Ago. 2008, p.179-195.
- SCHOENINGER, E. R. Uso de redes neurais artificiais para mapeamento de biomassa e carbono orgânico no componente arbóreo de uma floresta ombrófila densa. 146f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- SCHUMACHER, M. V. et al. Produção de biomassa no corte raso em plantio de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze de 27 anos de idade em Quedas do Iguaçu, PR. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 21, n. 1, p. 53-62, jan.-mar., 2011.
- SCHUMACHER, M. V.; CALDEIRA, M. V. W. Quantificação de biomassa em povoamentos de *Eucalyptus saligna* Sm. com diferentes idades. *Biomassa & Energia*, v. 1, n. 4, p. 381-391, 2004.
- SCHUMACHER, M. V.; CALDEIRA, M. V. W. Estimativa da biomassa e do conteúdo de nutrientes de um Povoamento de *Eucalyptus globulus* (Labillardière) sub-espécie *maidenii*. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.11, n.1, p.45-53. 2001
- SCHUMACHER, M. V.; POGGIANI, F. Produção de biomassa e remoção de nutrientes em povoamentos de *Eucalyptus camaldulensis* Dehnh, *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden e *Eucalyptus torelliana* F. Muell, plantados em Anhembi, SP. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v.3, n.1, p. 21-34, 1993.
- SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Savanna, Atlantic forest and Semi-Arid woodland. *PLoS ONE*, 10(6), 2015. p. 1-20.
- SCOLFORO, H. F. et al. Spatial interpolators for improving the mapping of carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Atlantic forest and Savanna. *Forest Ecology and Management*. v.376, 15 September 2016, p. 24-35.
- SETTE JUNIOR, C. R. et al. Captura de carbono orgânico em povoamentos de *Pinus taeda* L. na região de Rio Negrinho, SC. *Floresta*, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 33-44, jan./abr. 2006.
- SETTE JUNIOR, C. R. et al. Quantificação de biomassa do tronco de *Pinus taeda* em plantios com diferentes idades na região de Rio negrinho - SC. *Biomassa & Energia*, Viçosa, v. 1, n. 4, p. 343-346, out./dez. 2004.
- SILVA, A. A.; SCHIMIT FILHO, A.; FANTINI, A.; ZAMBIAZI, D.; SINISGALLI, P. A. Estimativas de biomassa e carbono em sistema silvipastoril com núcleos arbóreos (PRVnúcleos). *Cadernos de Agroecologia – ISSN 2236-7934 – Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF – Vol. 13, N° 1, Jul. 2018.*
- SILVA, C. A.; KLAUBERG, C.; HENTZ, A. M. K.; CARVALHO, S. P. C.; CORTE, A. P. D. Predicting aboveground biomass in *Pinus taeda* L. plantation using airborne LiDAR data. *Scientia Forestalis*. Piracicaba, v. 45, n. 115, p. 527-539, set. 2017. DOI: [dx.doi.org/10.18671/scifor.v45n115.10](https://doi.org/10.18671/scifor.v45n115.10)

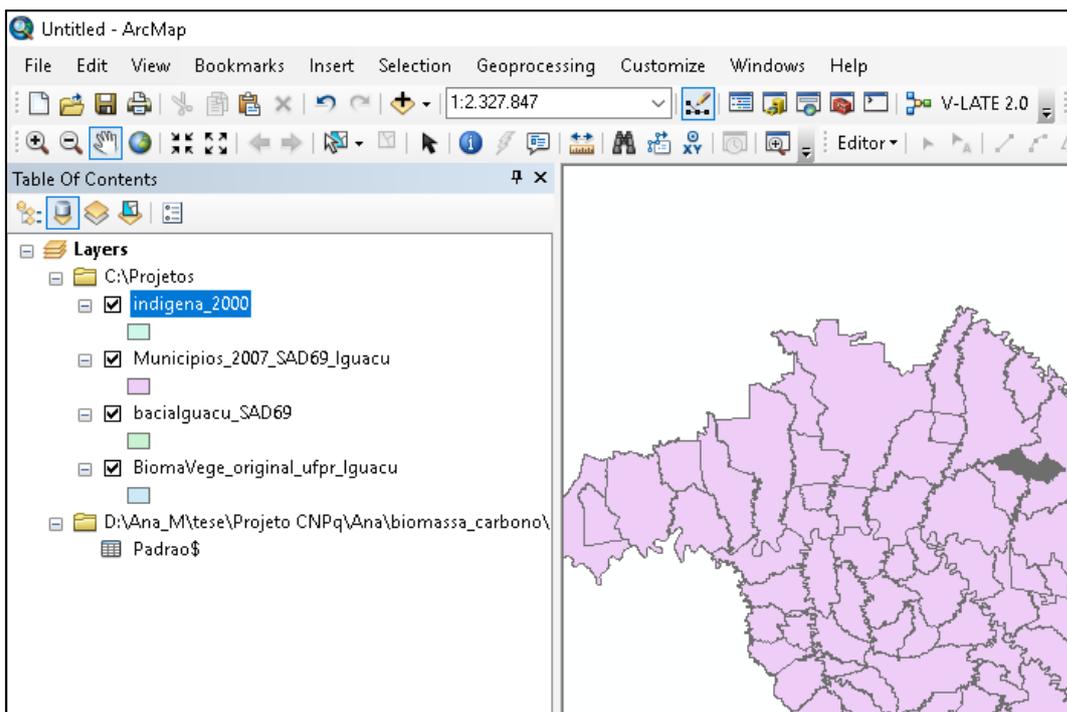
- SILVA, H. D. da et al. Biomassa, concentração e conteúdo de nutrientes em cinco espécies de *Eucalyptus* plantadas em solos de baixa fertilidade. *Boletim de Pesquisa Florestal*, Colombo, n. 6/7, p. 9-25, Jun./Dez. 1983.
- SILVA, H. F. et al. Estimativa do estoque de carbono por métodos indiretos em área de restauração florestal em Minas Gerais. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 43, n. 108, p. 943-953, dez. 2015.
- SILVA, H. F.; RIBEIRO, S. C.; BOTELHO, S. A.; LISKA, G. R.; CIRILLO, M. A.. Biomassa e Carbono em Floresta Estacional Semidecidual em Minas Gerais. *Floresta e Ambiente*, V. 25, n1, e20160508. 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.050816>
- SILVA, L. C.; ARAÚJO, E. M. G.; CURTO, R. A.; NASCIMENTO, A. M.; ATAÍDE, D. H. S.; MORAIS, V. A. Estoques de biomassa e carbono em unidade de conservação no bioma Mata Atlântica. *Biofix Scientific Journal*, v. 3, n. 2, p. 243-251, 2018. DOI: dx.doi.org/10.5380/biofix.v3i2.59592
- SILVA, R. F. et al. Projeção do estoque de carbono e análise da geração de créditos em povoamentos de eucalipto. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.32, n.6, p.979-992, 2008.
- SILVA, R. F. Projeção do estoque de carbono e análise da geração de créditos em povoamento de eucalipto. 65f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007.
- SILVEIRA, P. Estimativa da biomassa e carbono acima do solo em um fragmento de floresta ombrófila densa utilizando o método da derivação do volume comercial. *Revista Floresta*, Curitiba, PR, v. 40, n. 4, p. 789-800, out./dez. 2010.
- SILVEIRA, P. Métodos indiretos de estimativa do conteúdo de biomassa e do estoque de carbono em um fragmento de floresta ombrófila densa. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.
- SOCHER, L. G. et al. Biomassa aérea de uma floresta ombrófila mista aluvial no município de Araucária (PR). *Revista Floresta*, Curitiba, PR, v. 38, n. 2, abr./jun. 2008.
- SOUZA, A. L. de et al. Estoque e crescimento em volume, biomassa, carbono e dióxido de carbono em Floresta Estacional Semidecidual. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.35, n.6, p.1277-1285, 2011.
- SUGANUMA, M. S.; TOREZAN, J. M. D. Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecidual. *Hoehnea* 40(3), 2013, p.557-565.
- TIEPOLO, G. et al. Measuring and monitoring carbon stocks at the Guaraqueçaba climate action Project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING. Nov, 2002 Extension Serie n. 153 (p 98-115) Taiwan Forestry Research Institute.
- TOMASELLI, A. Determinação de biomassa e carbono em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze em Caçador, Santa Catarina. 151f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2005.
- TORRES, C. M. M. E. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual, no Parque Tecnológico de Viçosa, MG. *Revista Árvore*, Viçosa-MG, v.37, n.4, 2013, p.647-655.
- TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; OLIVEIRA NETO, S. N.; SOUZA, A. L.; CAMPOS, R. A.; SCHETTINI, B. L. S. Análise Fitossociológica e Valor de Importância em Carbono para uma Floresta Estacional Semidecidual. *Floresta e Ambiente*, 24, e00099714, 2017. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.099714>
- VALERI, S. V. Exportação de biomassa e nutrientes de povoamentos de *Pinus taeda* L. desbastados em diferentes idades. 164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.
- VALERIO, A. F. et al. Quantificação de biomassa e do estoque de carbono em área de Mata Atlântica. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, p. 58, 2006. Florianópolis. Anais... Florianópolis: 2006.
- VELASCO, G. Del N.; HIGUCHI, N. Estimativa de sequestro de carbono em mata ciliar: projeto POMAR, São Paulo, SP. *Ambiência-Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais*, Guarapuava, v. 5, n. 1, p. 135-141, 2009.
- VIEIRA, S. A. et al. Stocks of carbon and nitrogen and partitioning between above- and belowground pools in the Brazilian coastal Atlantic Forest elevation range. *Ecology and Evolution*, 1(3), 2011, p.421-434.
- VILLANOVA, P. H.; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; SILVA, L. F.; SCHETTINI, B. L. S.; ROCHA, S. J. S. S. Prognosis of the diameter distribution and carbon stock in a secondary Atlantic Forest by Markov chain. *Revista Árvore*, 42(2), e420208. 2018. DOI: <https://dx.doi.org/10.1590/1806-90882018000200008>

- VOGEL, H. L. M. Quantificação da biomassa em uma floresta estacional decidual em Itaara, RS, Brasil. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 16, n. 4, 2006, p. 419-425.
- WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. A.; SCHUMACHER, M. V. Fixação de carbono em floresta ombrófila mista em diferentes estágios de regeneração. In: SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; BALBINOT, R.; ZILIOOTTO, M. A.; GOMES, F. S. (Org.). *As florestas e o carbono*. Curitiba: UFPR, 2002. p. 153-173.
- WATZLAWICK, L. F. Estimativa de biomassa e carbono em Floresta Ombrófila Mista e plantações florestais a partir de dados de imagens do satélite IKONOS II. 120f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2003.
- WATZLAWICK, L. F. et al. Estoque de biomassa e carbono na Floresta Ombrófila Mista Montana Paraná. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 40, n. 95, p. 353-362, set. 2012.
- WATZLAWICK, L. F.; SANQUETTA, C. R.; CALDEIRA, M. V. W. Estoque de carbono orgânico e biomassa em *Pinus taeda* L. *Biomassa & Energia*, Viçosa, v. 2, n. 1, p. 7-17, jan./mar. 2005.
- WATZLAWICK, L. F. Produção de biomassa arborea e carbono orgânico em povoamento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze aos 24 anos no sul do estado do Paraná, Brasil. *Revista Acadêmica*, Curitiba, v.4, n.2, p. 35-41, abr./jun. 2006.
- WATZLAWICK, L. F.; CALDEIRA, M. V. W. Estimativa de biomassa e carbono orgânico em povoamentos de *Pinus taeda* L. com diferentes idades. *Biomassa & Energia*, Viçosa, v. 1, n. 4, p. 371-380, out./dez. 2004.
- WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em Floresta com Araucária utilizando imagens do satélite Ikonos II. *Ciência Florestal*, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009.
- WEBER, K. S. et al. Variação volumétrica e distribuição espacial do estoque de carbono em floresta ombrófila mista. *Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais*, v. 3 n. 2, p. 77 - 85, 2005.
- WINK, C. Estoque de carbono em plantações de *Eucalyptus* sp. implantados em campo nativo. 132f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.
- ZAIA, F. C.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Ciclagem e balanço de nutrientes em povoamentos de eucalipto na região norte fluminense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28, p.843-852, 2004.
- ZANETTE, V. H. Equações alométricas de biomassa aérea para floresta ombrófila mista no Paraná. 80 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – UFPR. 2017

APÊNDICE 2 – TUTORIAL DE USO DA FERRAMENTA GEOBIOMASS PARA ARCGIS 10.X

1) Arquivos necessários:

- a) Arquivo vetorial da classificação da vegetação;
- b) Arquivo vetorial do perímetro da área de estudo;
- c) Arquivo vetorial dos limites municipais da área de estudo;
- d) Arquivo vetorial das fitofisionomias do bioma da área de estudo;
- e) Arquivo .xls com os valores padrão para estimativa;



* é importante que a estrutura dos arquivos utilizados siga os padrões a seguir:

Arquivo vetorial da classificação da vegetação:

FID	Shape *	ID	Class	Color
0	Polygon	29108	Medio-Avancado	32768
1	Polygon	29110	Medio-Avancado	32768
2	Polygon	29110	Medio-Avancado	32768
3	Polygon	29111	Medio-Avancado	32768
4	Polygon	29111	Medio-Avancado	32768
5	Polygon	29111	Medio-Avancado	65535
6	Polygon	29111	Inicial	65280
7	Polygon	29124	Medio-Avancado	65535

Arquivo vetorial do perímetro da área de estudo:

FID	Shape *	BACIAS	COUNT
0	Polygon	Iguacu	9

Arquivo vetorial dos limites municipais da área de estudo:

FID	Shape *	CODIRGE	NOME
0	Polygon	4104055	Campo Bonito
1	Polygon	4104808	Cascavel
2	Polygon	4109302	Guaraniaçu
3	Polygon	4120606	Prudentópolis
4	Polygon	4127965	Turvo
5	Polygon	4107124	Diamante do Sul
6	Polygon	4124020	Santa Tereza do Oeste
7	Polygon	4122206	Rio Branco do Sul
8	Polygon	4108650	Goioxim
9	Polygon	4117057	Nova Laranjeiras

Arquivo vetorial das fitofisionomias do bioma da área de estudo:

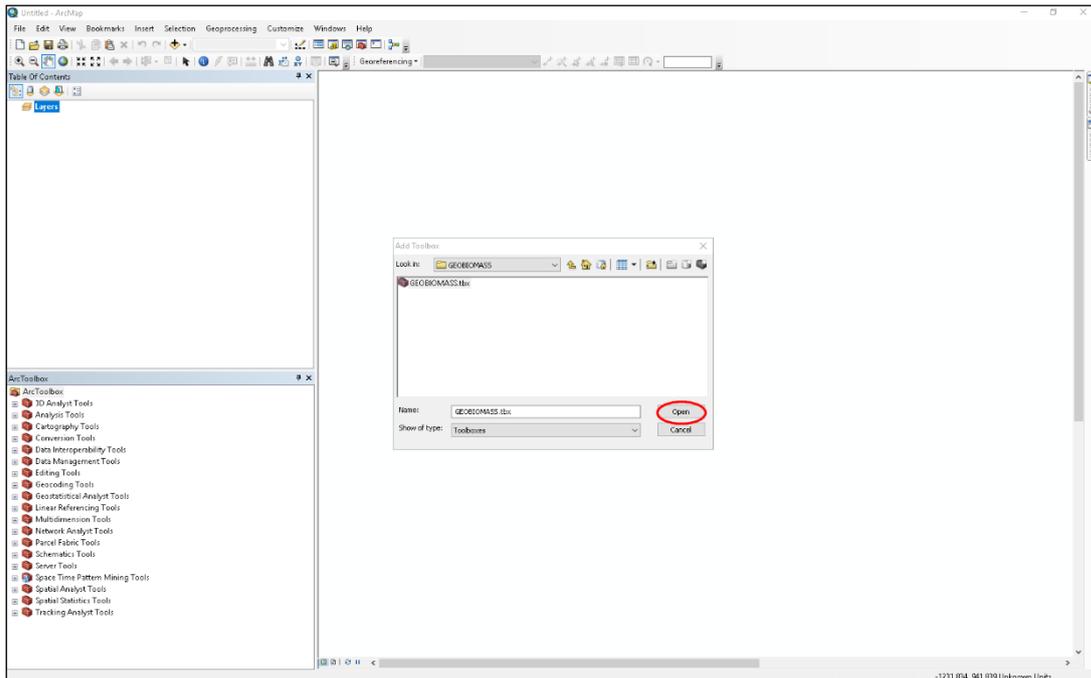
FID	Shape *	TIPO OK
0	Polygon	CAMPOS
1	Polygon	FES
2	Polygon	FOD
3	Polygon	FOM

Arquivo .xls com os valores padrão para estimativa:

	TipoFloresta	Formacao	Estagio_Orig	Estagio	Genero	Sitio	EspacamIdade	Volume	Biomassa	Carbono
1	Nativa	Floresta Estacional Semidecidual	Avançado	Medio-Avançado				79,73	143,31	61,62
2	Nativa	Floresta Estacional Semidecidual	Inicial	Inicial				28,13	56,25	24,28
3	Nativa	Floresta Ombrófila Densa	Avançado	Medio-Avançado				112,75	202,64	85,08
4	Nativa	Floresta Ombrófila Densa	Inicial	Inicial				31,55	63,10	26,49
5	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Avançado	Medio-Avançado				158,71	283,27	117,63
6	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial	Inicial				34,69	69,37	28,84
7	Nativa	Campos	Avançado	Medio-Avançado				158,71	283,27	117,63
8	Nativa	Campos	Inicial	Inicial				34,69	69,37	28,84
9	Nativa	Campos	Inicial	Inicial				34,69	69,37	28,84

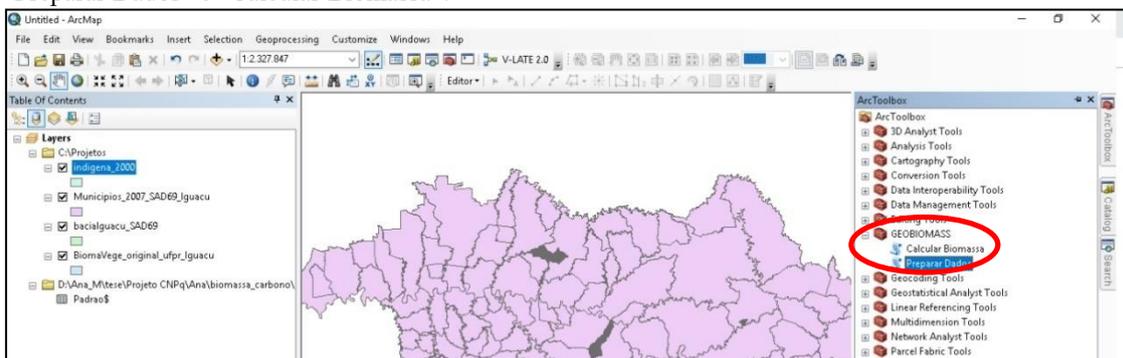
2) Instalando a ferramenta:

Iniciar o ArcGIS, clicar com o botão direito do mouse em cima do Menu ArcToolbox, escolher a opção Add Toolbox ..., na caixa de dialogo selecionar o arquivo GEOBIOMASS.tbx localizado dentro do diretório GEOBIOMASS, e clicar em Open.



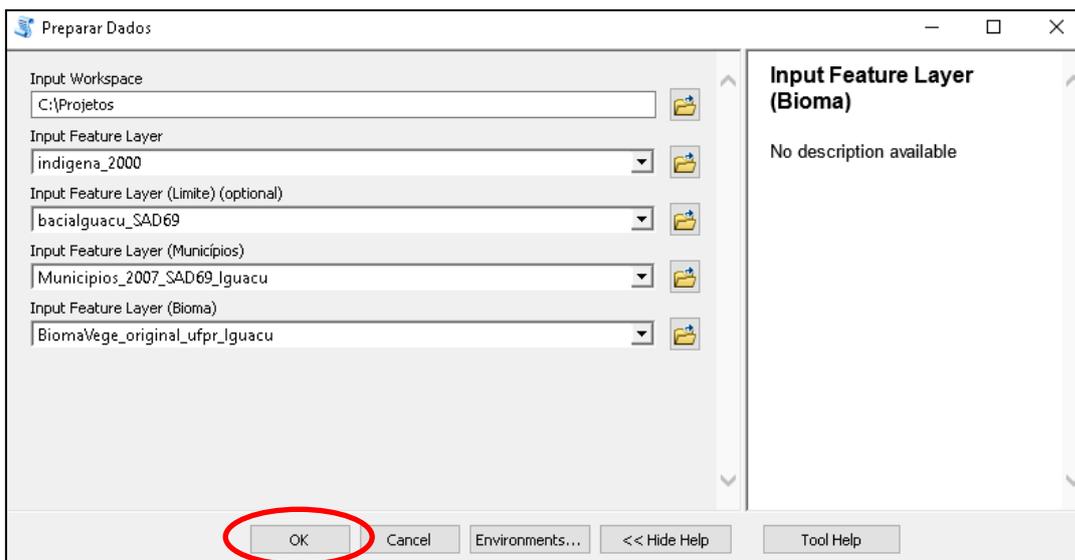
3) O funcionamento da ferramenta:

Com a ferramenta instalada, abrir o *ArcToolbox*: e ao clicar em GEOBIOMASS, duas ações estarão disponíveis: “Preparar Dados” e “Calcular Biomassa”.



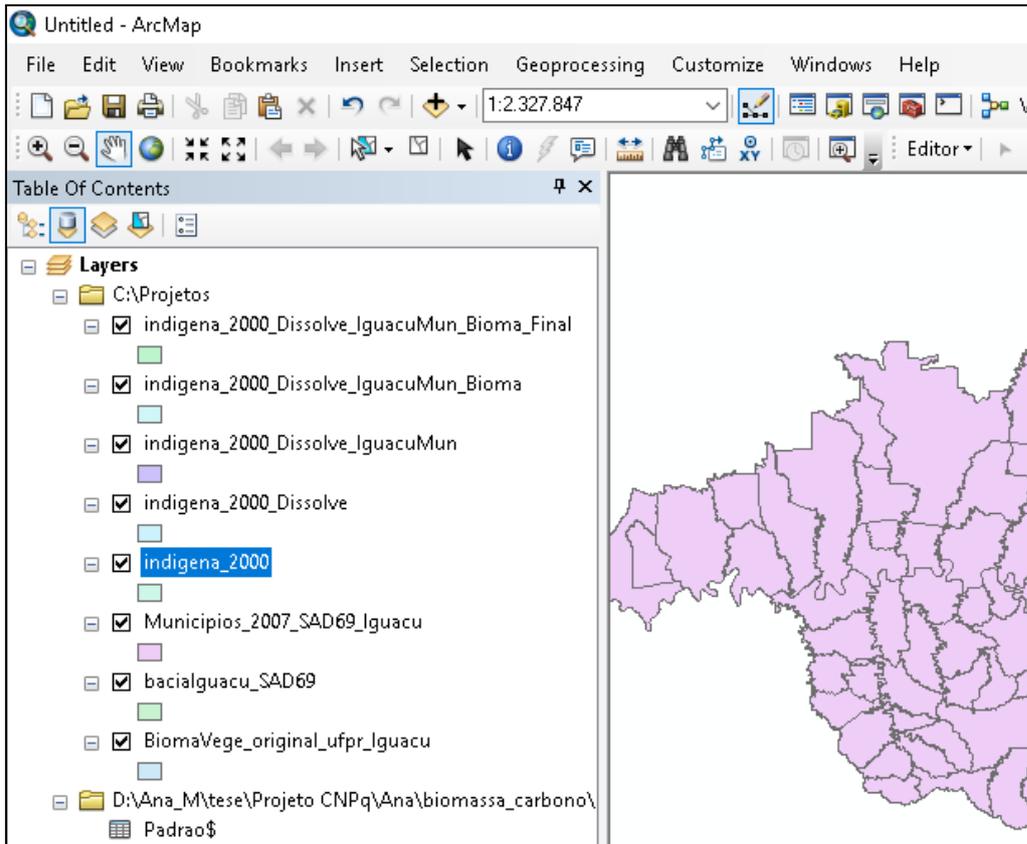
a) 1º Preparar os dados: clicar em Preparar Dados:

- Selecionar o local de armazenamento dos arquivos gerados nesta etapa em *Input Workspace*;
- Selecionar o arquivo vetorial da classificação em *Input Feature Layer*;
- Selecionar o arquivo vetorial do perímetro da área de estudo em *Input Feature Layer (Limite)*;
- Selecionar o arquivo vetorial dos limites municipais em *Input Feature Layer (Municípios)*;
- Selecionar o arquivo vetorial das fitofisionomias do bioma da área de estudo em *Input Feature Layer (Bioma)*;
- Clicar em OK.



Em “Preparar Dados” são aplicadas algumas ferramentas disponíveis no ArcGIS 10.X na sequência abaixo elencadas:

- A ferramenta *Clip* para recortar o arquivo vetorial de classificação com base no arquivo vetorial do perímetro da área de estudo.
- Depois do recorte, é aplicada a ferramenta *Dissolve* a qual permite agregar polígonos adjacentes com mesma característica, reduzindo assim o número de polígonos. Nesse processo é gerado um arquivo vetorial novo com o nome do arquivo da classificação adicionado de *_Dissolve*: neste caso: *indigena_2000_Dissolve*.
- Próxima tarefa executada pela ferramenta é a função *Intersect*. Sendo o primeiro *Intersect* executado entre o arquivo vetorial formado a partir do *Dissolve* e o arquivo vetorial dos limites municipais, sendo produzido um novo arquivo vetorial com adição de *_IguaçuMun* no nome, neste caso: *indigena_2000_Dissolve_IguaçuMun*; o segundo *Intersect* é entre esse último arquivo vetorial formado e o arquivo vetorial de fitofisionomias do bioma da área de estudo, produzindo o arquivo com a adição de *_Bioma* no nome, neste caso: *indigena_2000_Dissolve_IguaçuMun_Bioma*, em seguida é feita uma seleção dos polígonos de vegetação pelo Atributo “Class” onde são excluído todos os polígonos de classe “Não Floresta” da classificação original, gerando deste modo o arquivo final com a adição de *_Bioma_Final* no nome, neste caso: *indigena_2000_Dissolve_IguaçuMun_Bioma_Final*.



Ao final da função “Prepara Dados” o arquivo final deve ter a seguinte estrutura:

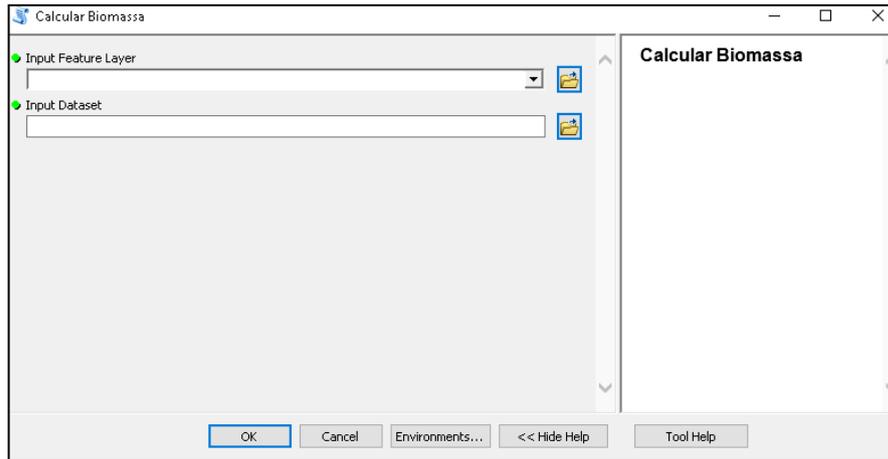
FID	Shape	FID indige	FID ind 1	Class	FID Munici	CODIBGE	NOME	FID Bioma	TIPO OK	ORIG FID	AREAHA	Tipo	Formacao	Estagio
0	Polygon	0	0	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	0	1,879057	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
1	Polygon	1	1	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	1	0,719657	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
2	Polygon	2	2	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	2	4,947641	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
3	Polygon	3	3	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	3	1,448365	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
4	Polygon	4	4	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	4	0,629699	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
5	Polygon	5	5	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	5	8,186097	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
6	Polygon	6	6	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	6	8,634549	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
7	Polygon	7	7	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	7	3,148499	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
8	Polygon	8	8	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	8	2,059727	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
9	Polygon	9	9	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	9	1,839166	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial
10	Polygon	10	10	Inicial	121	4117602	Palmas	3	FOM	10	5,1764	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial

b) 2º Calcular Biomassa:

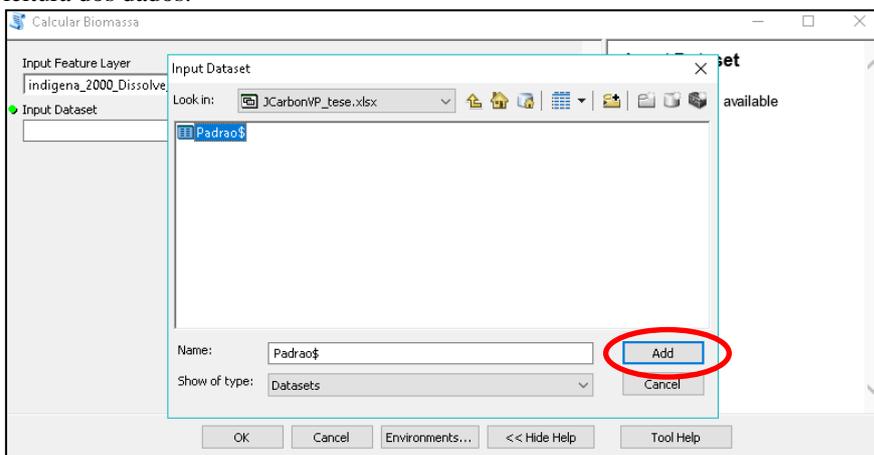
Realizada a função “Preparar Dados” é possível iniciar a função “Calcular Biomassa”, a qual desenvolve uma rotina de leitura de dados sequenciais em função dos registros da tabela de dados vetorial (polígonos), onde são incluídos as seguintes atributos: área do polígono, TIPO (Nativa ou Plantada), Formação, Estagio, Genero, Espacament esses dois último só considerado para Reflorestamento, e por fim a criação dos campos de atributo para Volume, Biomassa e Carbono.

Com todas as referências implementadas, então é iniciado o processo de pesquisa de registro sequencial na Tabela de atributos de vetores, onde considerando os atributos de TIPO, FORMACAO e ESTAGIO, como chave de pesquisa para a procura na Tabela de Valores Padrão os valores de referência, e que correspondente a área de 1 (Um) hectare utilizados no JCarbon®.

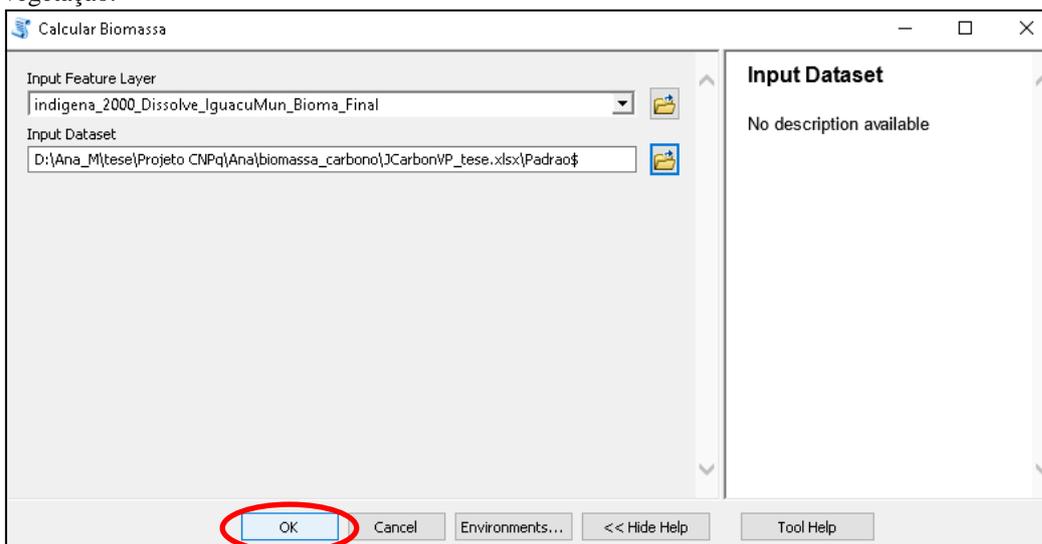
- Ao acionar a função “Calcular Biomassa” a janela de entrada de dados é aberta, a qual requisita o arquivo vetorial final na função “Preparar Dados” em *Input Feature Layer*; em *Input Dataset*, selecionar a base de dados organizada em planilha eletrônica (arquivo em formato“.xls”) originária das Tabelas de Valores Padrão oriunda do JCarbon®.

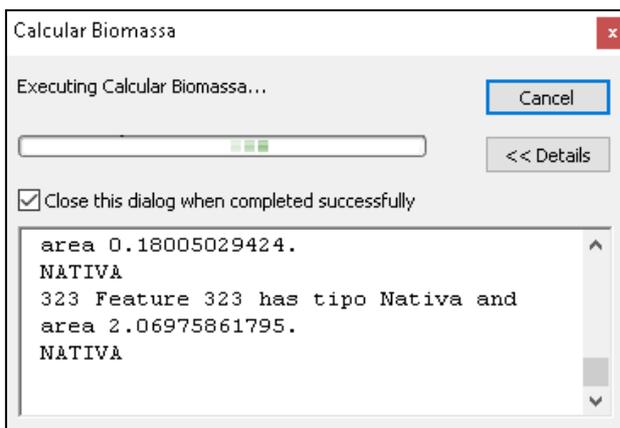


- Ao selecionar o arquivo em formato .xls, a função ainda solicitará a planilha que deverá ser utilizada para a leitura dos dados.



- Clique em OK para dar início à rotina de cálculo de volume, biomassa e carbono para cada fragmento de vegetação.





Depois de executada a função “Calcular Biomassa” a tabela de atributos do arquivo vetorial utilizado no cálculo terá a seguinte estrutura:

CODBGF	NOME	FID BiomaV	TIPO OK	ORIG FID	AREAHA	Tipo	Formacao	Estagio	Genero	Espacament	Volume	Biomassa	Carbono
4117602	Palmas	3	FOM	0	1,979057	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			66,653495	137,267199	57,037601
4117602	Palmas	3	FOM	1	0,719657	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			29,944449	59,888899	20,754903
4117602	Palmas	3	FOM	2	4,947641	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			171,633669	343,217862	142,689969
4117602	Palmas	3	FOM	3	1,446965	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			50,195206	100,375942	41,730462
4117602	Palmas	3	FOM	4	0,629699	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			21,844273	43,68225	18,160532
4117602	Palmas	3	FOM	5	8,186097	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			283,975721	567,869581	236,087051
4117602	Palmas	3	FOM	6	8,634549	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			299,532513	598,97868	249,0204
4117602	Palmas	3	FOM	7	3,148499	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			109,22143	218,411374	90,802711
4117602	Palmas	3	FOM	8	2,058727	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			71,417231	142,813875	59,373679
4117602	Palmas	3	FOM	9	1,639166	Nativa	Floresta Ombrófila Mista	Inicial			63,80066	127,582929	53,041541

Ao final, a Tabela de atributos pode ser exportada para arquivo (.txt) para uso em planilhas eletrônicas.

Mais informações sobre a ferramenta GEOBIOMASS, assim como a solicitação da mesma para download podem ser adquiridas com o Centro de Excelência em Pesquisas sobre Fixação de Carbono na Biomassa - BIOFIX da Universidade Federal do Paraná pelo e-mail: biofix@ufpr.br