

INFLUÊNCIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA DINÂMICA  
ESPAÇO-TEMPORAL DOS ESTOQUES DE CARBONO NA MATA  
ATLÂNTICA

**IGOR SANTIAGO BROGGIO**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO  
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ  
FEVEREIRO 2024

INFLUÊNCIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA DINÂMICA  
ESPAÇO-TEMPORAL DOS ESTOQUES DE CARBONO NA MATA  
ATLÂNTICA

**IGOR SANTIAGO BROGGIO**

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup> Dora Maria Villela

Coorientador: Prof. Dr. Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO 2024

**FICHA CATALOGRÁFICA**  
UENF - Bibliotecas  
Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

B866

Broggio, Igor Santiago.

INFLUÊNCIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DOS  
ESTOQUES DE CARBONO NA MATA ATLÂNTICA / Igor Santiago Broggio. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2024.

185 f. : il.

Inclui bibliografia.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro,  
Centro de Biociências e Biotecnologia, 2024.

Orientadora: Dora Maria Villela Jose.

Coorientador: Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragao.

1. Mudança de Uso e Cobertura do Solo. 2. Carbono. 3. Efeito de Borda. 4. Altitude. 5. Ecologia da Paisagem. I.  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

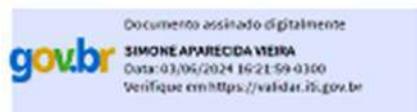
Influência da fragmentação florestal na dinâmica espaço-temporal dos estoques de carbono na Mata Atlântica

**IGOR SANTIAGO BROGGIO**

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2024.

Comissão examinadora:



Professora **Simone Aparecida Vieira**, Doutora em Ciências pelo CENA/USP, vinculada à Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

*Camila V. Silva*

Dr<sup>a</sup> **Camila Valeria De Jesus Silva**, Doutora em Geografia pela Lancaster University, vinculada ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM).



Professor **Marcos Sarmet Moreira de Barros Salomão**, Doutor em Ciências pelo CENA/USP, vinculado à Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF).



Professor **Luiz Eduardo Oliveira e Cruz de Aragão**, Doutor em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), vinculado ao INPE (Coorientador).



Professora **Dora Maria Villela**, Doutora em Ecologia pela University of Stirling, vinculada à Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF) (Orientadora).



Governo do Estado do Rio de Janeiro  
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro  
Diretoria do Centro de Biociências e Biotecnologia

## DECLARAÇÃO

Eu, Dora Maria Villela José, presidente da banca de doutorado em questão declaro que a versão final da tese (Igor Santiago Broggio, doutorado, Influência da fragmentação florestal na dinâmica espaço-temporal dos estoques de carbono na Mata Atlântica) foi aprovada pelo(s) membro(s) (Camila Valeria De Jesus Silva) da banca impossibilitado(s) de assinar o documento.

junho de 2024

Campos dos Goytacazes, 03

Profa. Dora Maria Villela José

ID. Funcional {6412246}



Documento assinado eletronicamente por **Dora Maria Villela Jose, Professora**, em 03/06/2024, às 18:34, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento nos art. 28º e 29º do [Decreto nº 48.209, de 19 de setembro de 2022](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [http://sei.rj.gov.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=6](http://sei.rj.gov.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=6), informando o código verificador **75910442** e o código CRC **BC6020E9**.

Referência: Processo nº SEI-260002/003056/2024

SEI nº 75910442

Avenida Alberto Lamego, 2000, - Bairro Pq. Califórnia, Campos dos Goytacazes/RJ, CEP 28013-602  
Telefone: - www.uenf.br

*Obrigado por sonharem esse sonho comigo:*

*Á Joselia e Caetano Cesar,*

*Á Amelia e José (in Memoriam),*

*Á Vânia e Fernando Cesar (in Memoriam),*

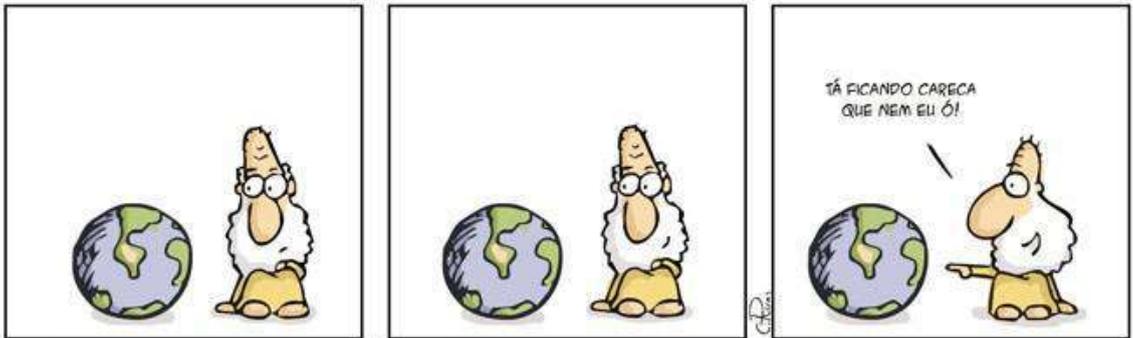
*Á Fernanda,*

*Á Maria Clara,*

*Á Bianca.*

*Dedico também aos educadores que moldaram minha jornada acadêmica, desde os primeiros passos na alfabetização até os desafios da pós-graduação.*

*A cada professora e professor, meu muito obrigado por sua contribuição para minha formação.*



## **AGRADECIMENTOS**

À Professora Dora Villela, minha grande mentora nessa caminhada. Mesmo após todos os desafios enfrentados, você nunca perdeu a fé em mim. Seu apoio desde os primeiros dias de orientação até hoje, foi fundamental. Agradeço por sua generosidade, pelo suporte, e por acreditar no meu potencial mesmo em momentos de grande dificuldade. Obrigado por todas as conversas, toda a orientação e suporte para a realização dessa tese. Obrigado por ter me aceitado como um candidato de mestrado sem me conhecer para começarmos um projeto que eu sei que você tem grande carinho, que depois evoluiu para essa tese, e que espero que possamos continuar no futuro. Muito obrigado!

Ao Professor Luiz Aragão, cuja clareza e liderança em diversos momentos, foram como faróis para meus momentos de escuridão e incerteza acadêmica. Obrigado por me aceitar como candidato de doutorado na UENF, obrigado por me apresentar ao INPE e ao TREES, obrigado por todo aprendizado e oportunidades durante essa jornada. Sem sua orientação e conhecimento, eu não conseguiria elaborar os trabalhos da tese. Muito obrigado!

Ao Professor Marcelo Nascimento, líder nato e de uma perspectiva positiva mesmo quando as circunstâncias ficam desfavoráveis, sua ajuda também foi altamente relevante para este trabalho. Agradeço pelo apoio, financiamento e resolutividade, principalmente durante o trabalho de campo, pelo suporte no herbário UENF e pela oportunidade de colaboração com outros pesquisadores e instituições. Agradeço também pelos momentos de discussão dos resultados e esclarecimento de dúvidas, desde o mestrado até o final do doutorado.

Agradeço a Banca examinadora: Camila Silva, Simone Vieira, Marcos Salomão, aos suplentes Pablo José e José Luiz. Obrigado por aceitarem e pela disponibilidade.

Ao Professor Carlos Eduardo Rezende sua contribuição como membro do comitê de acompanhamento e por todo apoio prestado ao longo destes anos.

À Bianca Reis, ou Bibi, minha amiga desde a infância, que nunca soltou minha mão nesta caminhada. Mesmo nos momentos de forte divergência, superamos tudo juntos. Se estou aqui hoje escrevendo estas páginas, é porque você esteve ao meu lado

durante os momentos mais sombrios. Sua amizade e apoio me deram força e garra para vencer os momentos de tristeza e debilidade que por vezes me assolaram. Sonhamos juntos em ser doutores portanto dedico também a você esse momento! Muito Obrigado!

À Mariana Faitanin (Mari), que desde 2016 me acolheu no mestrado e esteve ao meu lado enquanto crescia como pesquisador e doutorando, um presente que a UENF me deu. Sua presença é um bálsamo de alegria contra a solidão e baixo astral. Você não é apenas uma amiga presente, mas também uma colaboradora incansável que tem um coração de ouro. Obrigado por tudo.

Ao Celso, meu grande amigo que o INPE me apresentou, a amizade que brotou aos poucos, inicialmente com a troca de ideias sobre nossos projetos -o seu na Amazônia e o meu na Mata Atlântica-. A partir daí, surgiram ideias, artigos e uma amizade que transcendeu os limites da ciência. Obrigado, amigo! PS: Agradecimento especial também à Thalita, vocês são demais!

Aos coautores e colaboradores, Mari, Caroline Pessanha, Karla Abreu e Maurício Dan, Haroldo Lima, Patrick Meir, John Grace

Aos amigos da UENF: Aline Nascimento, Tatiane Souza, Danielle Awabdi, Izabela Ferreira, Leandro Silva, Patrícia Marques, Paola LoSardo, Yasmin Rocha, Daniela Rocha, Keltony Ferreira, Pedro Gatts, Thiago Rangel, Caroline Pessanha, Vitor Cyrino, Marcelo Paixão, Herick Vianna, Marcelita Marques, Luísa Vianna, Marcele Souza, João Mário Covre, Nilson Berriel, Flávia Santoro, Anatoly Queiroz, Bruna Tavares.

Aos amigos do INPE: Victor Curtarelli, Cândida Leite, Ana Larissa De Freitas, Vinicius Capanema, Wesley Campanharo, Marcos Rodrigues, José Renato, Thais Rosan, Igor José Ferreira, Nathalia Carvalho, Danielle De Paula, Lidiane Costa, Catherine Torres.

Aos professores da UENF: Cristal (*In memorian*), Ilana Rosental, Marina Suzuki, Ângela Pierre, Carlos Veiga, Marcos Salomão, Leandro Monteiro, Vitor Flores.

Aos professores de outras Instituições: Ana Paula C. Farro, Luiz F. Menezes, Oberdan Pereira, Tânia do Carmo (*In Memoriam*), Mônica Tognella, Luciana Thomaz (UFES); Pablo Rodrigues, Marli Pires, Haroldo Lima, Marinez (JBRJ); Liana Anderson, Antônio

Miguel Monteiro, Iêda Sanches (INPE); Richieri Sartori (PUC-Rio); Gonçalo Ferraz (UFRGS); Glauco Machado (USP); Cynthia Daher, Bruno Ricardo, Raquel Dardengo, Débora Dutra (IFES).

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, por todo apoio e infraestrutura fornecidos durante a pós-graduação. Em especial, à coordenação da Prof<sup>a</sup> Marina Suzuki e a secretária Elizabete Costa que me acompanharam durante praticamente todo o curso e durante o período da pandemia de COVID-19. Toda a eficiência na resolução de problemas pela coordenação e secretaria foram fundamentais para o bom andamento da tese. Obrigado também ao Colegiado atual do curso, em especial a Prof<sup>a</sup> Maria Cristina Gaglianone (Coordenadora) e Prof<sup>a</sup> Ângela Vitória. Não posso deixar de agradecer aos representantes discentes.

Agradeço à Universidade Estadual do Norte Fluminense.

Ao grupo de Ecologia Vegetal da UENF e ao grupo TREES do INPE, muito obrigado!

Ao Laboratório de Ciências Ambientais, muito obrigado!

A todas as instituições de fomento que contribuíram para essa pesquisa seja pela concessão de bolsa, seja pela viabilização de materiais ou coletas de dados. Obrigado a CAPES, ao CNPQ, a FAPERJ e a FAPESP. A Agência Espacial Brasileira pelo apoio com a publicação.

Aos colegas de outras Instituições: Wellen, Érika, Danielle, Sabrina Becker, Wood, Diego Zavala, Fernanda Silva, Anastácia, Rodrigo Fadini, Lilian, Rafael Rios, Luciene, Jennifer, Laura, Fares Guarin, Kayla, Viola, Vinicius, Fabiana, Aline, Elenice Fortes, Carlos Eduardo, Gyovana, Rafael Flora.

Aos amigos e amigas: Luana Tesch, Francelle Barcellos, Gabriel Oliveira, Nicole Pessotti, João Noya, Gabriel Moro, Maria Colodete, Thaís Sciarretta, Nair Hildegard, Lilia Martins, Augusto Giaretta, Pedro Quadros, Laís Cruz e família, Karl Marx Silva.

A Guilherme Gomes P. Três e família.

A Suelen Cardoso e Ailton Vieira Rocha, pela dedicação e cuidado durante momentos de vulnerabilidade e instabilidade mental. Seu apoio não apenas foi crucial para minha jornada acadêmica, mas também para a vida como um todo. Com vocês, explorei novos

horizontes mentais e certamente enriqueci meu crescimento pessoal. Um agradecimento especial à Vani. Eternamente grato por tudo.

Ao Gerson Rocha da Purificação, nosso técnico de campo e a todos os motoristas da ASTRAM UENF.

Aos proprietários rurais que viabilizaram nossa entrada nos fragmentos florestais, ao INEA e a EEEG, a Prefeitura de Natividade e comunidade local dos municípios de São Francisco de Itabapoana, São José de Ubá e Natividade. Em especial a secretaria de meio ambiente de Natividade, Thobias Michichelli, Marcos Paulo e Braz.

Aos queridos amigos de São Paulo: Willian Timóteo, Yokanaã, Gino, Ana Paula S. Machado, Marli S. Machado. A Tadeu Jimenez (*In Memoriam*) com um pesar profundo, saudades amigo! imagino como você estaria feliz por me ver chegar até aqui.

A Flavia Brandão, Tio Marcelo e Tia Márcia por me receberem de braços abertos quando cheguei pela primeira vez a Campos. Muito obrigado!

A meus familiares queridos: Fernanda, Joselia, César, Vânia, Kathia, Silvia, Paty, Amelia, Yluska, Maria Amelia, Amanda, Marcelo, Tia Luca, Maria Helena, Davi e Luca, Laísa, Linda, Morena, Salvinho, Bruno, Terezinha, Maria Clara, Alba, José Luís e Vera, Cristina. Aos queridos: Edi, Ana Cristina, Marlene, Venerando, Ricardo, Thiago, Maguila, Viviane, Paulinha.

A meu pai Fernando (*in Memoriam*) e meu avô José, que perdi ano passado, sei que estão vibrando por este momento onde quer que estejam, ainda assim acredito ser possível reunirmos em outro nível de vínculo. Obrigado por tudo!

Agradeço a mim mesmo, por ter resistido, por todo tempo empregado nesse trabalho e por todo esforço, por cada erro, cada chance de aprendizado.

E finalmente agradeço a Deus que sempre esteve a guiar meus passos, iluminar meu caminho e me sustentar durante os momentos de desafio e de alegria. Sua presença constante é minha fonte de força e esperança. Obrigado, Senhor, por todas as bênçãos recebidas.

## SUMÁRIO

<b>ESTRUTURA DA TESE</b> .....	<b>22</b>
<b>1.INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>23</b>
<b>2.CAPÍTULO I:</b> .....	<b>25</b>
<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>26</b>
<b>3.CAPÍTULO II:</b> .....	<b>48</b>
<b>ÁREA DE ESTUDO: A Mata atlântica</b> .....	<b>48</b>
<b>4.CAPÍTULO III:</b> .....	<b>88</b>
<b>Quantifying landscape fragmentation and forest carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest</b> .....	<b>88</b>
<b>5.CAPÍTULO IV :</b> .....	<b>109</b>
<b>Elevation influence on biomass stock and dynamics in a highly fragmented Seasonally Dry Atlantic Forest</b> .....	<b>109</b>
<b>6.DISSCUSSÃO GERAL</b> .....	<b>140</b>
<b>7.CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>143</b>
<b>8.NORMAS DE SUBMISSÃO DAS REVISTAS CIENTÍFICAS</b> .....	<b>145</b>
<b>9.CONTRIBUIÇÕES ADICIONAIS RELEVANTES AO TEMA</b> .....	<b>145</b>
<b>10.REFERENCISAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>146</b>
<b>11.ANEXOS</b> <b>149</b>	

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E CAPÍTULO II - ÁREA DE ESTUDO: A MATA ATLÂNTICA

**Tabela 1** - Síntese dos principais resultados obtidos por Brinck et al. (2017) e Taubert et al. (2018). Os resultados incluem a quantificação do número dos fragmentos florestais, área média dos fragmentos florestais, área das bordas florestais e comprimento das bordas florestais. *\*Esse dado não consta na referência, foi aqui calculado pela soma do número de fragmentos da América África e Ásia.*.....28

**Tabela 2** – Comparação entre métricas utilizadas em estudos de ecologia da paisagem entre MSPA e FRAGSTATS. ....33

**Tabela 3** - Principais mapas de carbono florestal disponíveis para a região tropical e suas respectivas características. ....39

### CAPITULO III - QUANTIFYING LANDSCAPE FRAGMENTATION AND FOREST CARBON DYNAMICS OVER 35 YEARS IN THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST

Table 1 - Atlantic Forest fragmentation classes for: 1985, 2020, and secondary forest from 1986 to 2020. Percentage distribution of fragmentation classes and the total forest area (km<sup>2</sup>). ....94

Table 2 - Transition matrices quantifying shifts in the Atlantic Forest area across fragmentation classes over the period from 1985 to 2020. The transitions are provided in both percentage values 2<sub>(a)</sub>, and corresponding area in square kilometres (km<sup>2</sup>) 2<sub>(b)</sub>....96

Table 3 (a) - Total forest fragmentation classes for 1985, 2020 and secondary forest (1986 to 2020) separated by environmental conservation areas. Strict Use: designated only for biodiversity conservation; Sustainable Use: allows limited resource exploration while designating biodiversity conservation; Indigenous Lands: protected territories for the exclusive use of indigenous communities. ....98

Table 3 (b) -Total forest fragmentation classes for 1985, 2020 and secondary forest (1986 to 2020) separated by public administration jurisdiction in the Atlantic Forest biome. ....98

Table 5 4 - Total forest fragmentation classes for Atlantic Forest formations for 1985, 2020 and secondary forest from 1986 to 2020, with percent of fragmentation classes and total forest. ....99

### CAPITULO IV - ELEVATION INFLUENCE ON BIOMASS STOCK AND DYNAMICS IN A HIGHLY FRAGMENTED SEASONALLY DRY ATLANTIC FOREST

**Table 1.** Baseline mean and s.e. of core plots for TAGB Stock, mortality, AGB productivity, Net TAGB, AGB Turnover and AGB Residence Time. Mean difference ( $\Delta \bar{x}$ ) in % ( $\pm$ s.e.) between each edge and patch plot and core mean values of TAGB stock, mortality, AGB productivity, Net TAGB, AGB Turnover and AGB Residence Time. N is the plot count for each fragmentation class. Positive values mean higher values for edge and patch plots than for core plots. (AGB growth and AGB recruitment values in supplementary material, table S2). ....119

**Table 2.** LME models' output by fixed term for intercept and the smooth term.....122

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E CAPÍTULO II - ÁREA DE ESTUDO: A MATA ATLÂNTICA

<b>Figura 1</b> - Representação do processo de fragmentação de uma paisagem. Fonte: Fahrig (2003). .....	26
<b>Figura 2</b> - Classes de fragmentação identificadas pelo método MSPA em uma máscara binária, destacando a distribuição da cobertura florestal mapeada (áreas de habitat) através das diferentes classes MSPA. As áreas não florestais são ilustradas em cinza. Fonte: Autoria própria. Adaptado de Vogt (2009). .....	32
<b>Figura 3</b> - Mapa de localização da Mata Atlântica e demais biomas no território brasileiro. Limite dos biomas definidos por IBGE (2019). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	50
<b>Figura 4</b> - Mapa de cobertura florestal da Mata Atlântica para o período de 2021-2022 segundo o MapBiomas coleção 8.0 (2022). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	55
<b>Figura 5</b> - Mapa da extensão da regeneração e do desmatamento na Mata Atlântica para o período de 1985-2020. Adaptado de Broggio et al (2024 in. Prep.). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	57
<b>Figura 6</b> - Limites da Mata Atlântica. Mapa (a) é a área de aplicação da Lei nº 11.428/2006 (Fonte: MMA). Mapa (b) é o limite do bioma (Fonte: IBGE, 2019). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	60
<b>Figura 7</b> - Anomalias mensais de precipitação em Campos dos Goytacazes (1992–2023), indicando variação significativa em relação à média histórica. Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor. ....	67
<b>Figura 8</b> - Anomalias mensais de precipitação em Itaperuna (1992–2023), indicando variação significativa em relação à média histórica. Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor. ....	67
<b>Figura 9</b> - Déficit hídrico acumulado mensal em Campos dos Goytacazes (1992–2023). Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor. ....	68
<b>Figura 10</b> - Déficit hídrico acumulado mensal em Itaperuna (1992–2023). Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor. ....	68
<b>Figura 11</b> - Mapa da formação florestal das mesorregiões Norte e Noroeste do Estado do Rio de Janeiro, com destaque para os 17 fragmentos de estudo. Fonte do mapeamento: Mapbiomas col. 6.0 (2020). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	70
<b>Figura 12</b> - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros, são eles: 1 – Fazenda Imburi; 2 – Fazenda Palmeiras; 3 – Fazenda Santana; 4 – Fazenda Santo Antônio; 5 – Mata do Funil; 6 – EEEG. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	71
<b>Figura 13</b> - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas, são eles: 1 – Fazenda Vermelha; 2 – Pedreira do Itereré; 3 – Mata do Mergulhão. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	73
<b>Figura 14</b> - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual Submontana, são eles: 1 – Fazenda Camacho; 2 – Fazenda	

Prosperidade; 3 – Sítio Cambiocó; 4 – Sítio Emboque. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....75

**Figura 15** - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual Submontana, são eles: 1 – Fazenda Monte Alegre; 2 – Fazenda Nestoda; 3 – Mata de São Vicente; 5 – Mata da Torre. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....77

### **CAPITULO III - QUANTIFYING LANDSCAPE FRAGMENTATION AND FOREST CARBON DYNAMICS OVER 35 YEARS IN THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST**

Figure 1 (a) - Main fragmentation classes derived from Soille and Vogt (2009).....91

Figure 1 (b) – Conceptual representation of forest transitional pathways leading to forest change process over time. The color ramp to represent fragmentation classes aligns with the standard set by Soille and Vogt (2009).....91

Figure 2 - Brazilian Atlantic Forest along with its distinct forest formations. Forest types include Open Rainforest, Dense Rainforest, Araucaria-Mixed Rainforest, Seasonally Dry Semideciduous Forest, Seasonally Dry Deciduous Forest, and Ecotone regions (areas of ecological transition, occur between different vegetation types and pioneering formations like Restingas, Savannas, Steppes, Inselbergs). Source data for forest formations: IBGE 3rd edition (2004). ....92

Figure 3 - Workflow diagram of method steps. Acronyms/abbreviations: Frag. = fragmentation; GHG = Greenhouse gas emissions; LULC = Land Use and Land Cover. ....93

Figure 4 - Brazilian Atlantic Forest (AF) map classified into forest fragmentation classes: core, perforation, edge, bridge, loop, branch and islet (high to low connectivity).

4<sub>(a)</sub> Fragmentation map of AF in 1985, 4<sub>(a.1)</sub> fixed zoom in black square showing forest remnants in 1985. 4<sub>(b)</sub> Fragmentation map of AF in 2020, 4<sub>(b.1)</sub> same fixed zoom area in a black square, evidencing forest landscape change in fragmentation classes 2020. ....95

Figure 5a - Atlantic Forest Chart proportions of forest change areas. Values are reported in both percentage and the corresponding area in square kilometres (km<sup>2</sup>), relative to the total biome area.....96

Figure 5<sub>(b)</sub> Atlantic Forest change map from 1986 to 2020, displaying categories derived from the transition matrix. These categories encompass Non-Forest, Unchanged, Regeneration, Primary Degradation, Secondary Degradation, and Deforestation. The map includes zoomed-in red squares that highlight distinct dynamics of the forest landscape: Frontiers of Regeneration (5<sub>(b.1)</sub>), Fragmentation Frontiers dominated by deforestation and secondary degradation (5<sub>(b.2)</sub>), Stability Frontiers dominated by areas of no change with minor instances of deforestation and regeneration (5<sub>(b.3)</sub>), Fragmentation Frontiers dominated by deforestation and primary degradation (5<sub>(b.4)</sub>).....97

Figure 6(a) Atlantic Forest Total Carbon committed emissions (Tg CO<sub>2</sub>) from 1986 to 2020. 6(b) Total Carbon committed emissions (TgCO<sub>2</sub>) presented by AF States. \* States whose boundaries are entirely within the AF Biome. ....100

Figure 7 Total Carbon committed emissions map (1986-2020). Carbon estimation (MgCO<sub>2</sub>) was calculated by 0,25° Grid cell resolution. Values range from more positive (green) to more negative (red). Deforestation emissions 7(a), Edge effects emissions 7(b), Secondary Forest uptake 7(c) and, Net Balance 7(d)..... 101

**CAPÍTULO IV - ELEVATION INFLUENCE ON BIOMASS STOCK AND DYNAMICS IN A HIGHLY FRAGMENTED SEASONALLY DRY ATLANTIC FOREST**

**Figure 1.** Stude area and location of forest fragments sampled in north/northwest Rio de Janeiro, Brazil. Forest cover data source: MapBiomas (6.0). Geographic Coordinates System WGS84 Datum.....114

**Figure 2.** LME fitted models of fragmentation class by dependent variables: (A) total above-ground biomass stock (census 2) (TAGB), (B) AGB mortality, (C) AGB Growth (Wp), (D) AGB of recruits, and (E) AGB Turnover, when controlled for elevation.....120

## LISTA DE ANEXOS

<b>ANEXO 1</b> - Tabela informativa dos fragmentos localizados no município de São Francisco Itabapoana, RJ. ....	149
<b>ANEXO 2</b> - Tabela informativa dos fragmentos localizados nos municípios de Campos dos Goytacazes e Cardoso Moreira, RJ. ....	149
<b>ANEXO 3</b> - Tabela informativa dos fragmentos localizados no município de São José de Ubá, RJ. ....	150
<b>ANEXO 4</b> - Tabela informativa dos fragmentos localizados nos municípios de Itaperuna e Natividade, RJ. ....	152
<b>ANEXO 5</b> - Lista de parcelas permanentes utilizadas com datas de medição do primeiro censo e do segundo censo. ....	153
<b>ANEXO 6</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Norte (RN) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	156
<b>ANEXO 7</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Norte para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	157
<b>ANEXO 8</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado da Paraíba (PB) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	158
<b>ANEXO 9</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado da Paraíba para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	159
<b>ANEXO 10</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Pernambuco (PE) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	160
<b>ANEXO 11</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Pernambuco para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	161
<b>ANEXO 12</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Alagoas (AL) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	162
<b>ANEXO 13</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Alagoas para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	163
<b>ANEXO 14</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Sergipe (SE) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	164
<b>ANEXO 15</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Sergipe para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	165
<b>ANEXO 16</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado da Bahia (BA) classificado em	

categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.....	166
<b>ANEXO 17</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado da Bahia para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	167
<b>ANEXO 18</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais (MG) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.....	168
<b>ANEXO 19</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	169
<b>ANEXO 20</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo (ES) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.....	170
<b>ANEXO 21</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	171
<b>ANEXO 22</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro (RJ) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.....	172
<b>ANEXO 23</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	173
<b>ANEXO 24</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de São Paulo (SP) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.....	174
<b>ANEXO 25</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de São Paulo para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	175
<b>ANEXO 26</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Goiás (GO) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.....	176
<b>ANEXO 27</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Goiás para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	177
<b>ANEXO 28</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Mato Grosso do Sul (MS) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	178
<b>ANEXO 29</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Mato Grosso do Sul para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	179

<b>ANEXO 30</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Paraná (PR) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	180
<b>ANEXO 31</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Paraná para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	181
<b>ANEXO 32</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Santa Catarina (SC) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	182
<b>ANEXO 33</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Santa Catarina para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	183
<b>ANEXO 34</b> - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Sul (RS) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor. ....	184
<b>ANEXO 35</b> - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Sul para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km <sup>2</sup> ). Fonte: Próprio autor. ....	185

## RESUMO

A Mata Atlântica, abrangendo 13% da área terrestre brasileira, preserva apenas 26% de sua cobertura florestal original. Esta tese investiga a dinâmica da fragmentação da paisagem e a biomassa em florestas tropicais fragmentadas, com o objetivo de compreender a interação entre esses aspectos. Foi realizada a quantificação e caracterização da fragmentação da paisagem da Mata Atlântica, estimando-se as emissões e remoções de carbono ao longo de 35 anos. Utilizando-se do método Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA), mapas de fragmentação de florestas maduras e secundárias foram gerados com resolução de 30 metros, empregando-se dados do MapBiomas para extrair a cobertura florestal nos anos de 1985 e 2020. Os resultados mostram que 86% (290.468,37 km<sup>2</sup>) da floresta não foi classificada como área núcleo, sendo os corredores internos os mais representativos (38%, ou 123.447,02 km<sup>2</sup>), seguidos por ilhas (35%, ou 53.360,46 Km<sup>2</sup>), indicando fragmentos florestais isolados por matriz não florestal. A regeneração da floresta secundária contribuiu para todas as classes de fragmentação, especialmente para ilhas e corredores, embora não tenha sido suficiente para neutralizar as emissões no período estudado. As emissões de carbono, calculadas a partir dos mapas do 3º inventário de GEE do Brasil (MCTI), totalizaram 1628 TgCO<sup>2</sup>, com 818 TgCO<sup>2</sup> provenientes de desmatamento e 810 TgCO<sup>2</sup> do efeito de borda. O sequestro de carbono pela floresta secundária foi de 1346 TgCO<sup>2</sup>, resultando em um balanço líquido positivo de emissões. A análise do efeito da fragmentação no estoque e dinâmica da biomassa em parcelas permanentes revelou que áreas centrais mantiveram biomassa estável, evidenciando resiliência, enquanto áreas de borda e ilhas apresentaram variações de  $1,43 \pm 7,68\%$  e  $-13,04 \pm 5,38\%$ , respectivamente. Áreas de manchas demonstraram um declínio significativo na biomassa e altas taxas de mortalidade ( $27,07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), 27,08% superiores às áreas núcleo ( $2,65 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). A produtividade foi maior nas áreas centrais ( $6,41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), contrastando significativamente com as áreas de borda e ilhas, que exibiram reduções líquidas na biomassa acima do solo de  $-67,29\%$  e  $-93,39\%$ , respectivamente. A altitude teve um impacto positivo na biomassa em áreas centrais e de borda, mas negativo em áreas de ilhas. A persistente fragmentação implica diretamente na dinâmica do carbono, tanto por emissões estimadas quanto por inventários de campo, indicando a contínua perda de estoques de carbono e a necessidade de 1,96 milhões de hectares de regeneração para compensar as emissões. Portanto, o planejamento da paisagem florestal, voltado para a alocação de áreas de regeneração como elementos conectores, emerge como estratégia vital para o equilíbrio do carbono, contribuindo para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, a Lei da Política Nacional sobre Mudança do Clima e o Acordo de Paris.

Palavras-chave: Mudança de Uso e Cobertura do Solo; Carbono, Efeito de Borda, Altitude, Ecologia da Paisagem.

## ABSTRACT

The Atlantic Forest, encompassing 13% of Brazil's terrestrial area, preserves only 26% of its original forest cover. This thesis investigates the dynamics of landscape fragmentation and biomass in fragmented tropical forests, aiming to understand the interaction between these aspects. The quantification and characterization of the Atlantic Forest landscape fragmentation were carried out, estimating carbon emissions and removals over a period of 35 years. Using the Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) method, fragmentation maps of mature and secondary forests were generated with a 30-metre resolution, employing MapBiomass data to extract forest cover for the years 1985 and 2020. The results show that 86% (290,468.37 km<sup>2</sup>) of the forest was not classified as core area, with internal corridors being the most representative (38%, or 123,447.02 km<sup>2</sup>), followed by islands (35%, or 53,360.46 km<sup>2</sup>), indicating forest fragments isolated by non-forest matrix. The regeneration of secondary forest contributed to all classes of fragmentation, especially to islands and corridors, although it was not enough to neutralise the emissions during the studied period. The carbon emissions, calculated from the maps of the 3rd GHG inventory of Brazil (MCTI), totalled 1628 TgCO<sub>2</sub>, with 818 TgCO<sub>2</sub> coming from deforestation and 810 TgCO<sub>2</sub> from the edge effect. The carbon sequestration by the secondary forest was 1346 TgCO<sub>2</sub>, resulting in a net positive emission balance. The analysis of the fragmentation effect on the stock and dynamics of biomass in permanent monitoring plots revealed that core areas maintained stable biomass, showing resilience, while edge and island areas presented variations of  $1.43 \pm 7.68\%$  and  $-13.04 \pm 5.38\%$ , respectively. Patch areas demonstrated a significant decline in biomass and high mortality rates ( $27.07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ), 27.08% higher than core areas ( $2.65 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ). Productivity was higher in core areas ( $6.41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ), contrasting significantly with edge and island areas, which exhibited net reductions in above-ground biomass of -67.29% and -93.39%, respectively. Elevation had a positive impact on biomass in core and edge areas but a negative effect on island areas. Persistent fragmentation directly implicates carbon dynamics, both through estimated emissions and field inventories, indicating the continuous loss of carbon stocks and the need for 1.96 million hectares of regeneration to compensate for emissions. Therefore, the planning of the forest landscape, aimed at allocating regeneration areas as connecting elements, emerges as a vital strategy for carbon balance, contributing to the United Nations Sustainable Development Goals, the National Policy on Climate Change Law, and the Paris Agreement.

Keywords: Land-Use Change; Carbon, Edge Effects, Elevation, Landscape Ecology.

## **ESTRUTURA DA TESE**

A presente tese é estruturada em formato de capítulos, apresentando em seu início uma introdução geral e um fechamento com uma discussão geral. Neste tópico é apresentado brevemente o conteúdo dos componentes principais da tese:

Uma introdução geral, em que é abordada sinteticamente a problemática da fragmentação na Mata Atlântica e discutidas as principais influências desse fenômeno no estoque e na dinâmica do carbono acima do solo, após a abordagem do problema no final da introdução, apresenta-se o objetivo geral e como ele é desenvolvido ao longo dos capítulos.

Em sequência, são apresentados quatro capítulos, os dois primeiros são capítulos que buscaram fornecer um arcabouço ao leitor através de uma fundamentação teórica e uma exposição da área de estudo. Para que, posteriormente sejam apresentados os dois capítulos subsequentes, sendo cada um, um artigo científico. Neles, apresentam-se dados sobre a fragmentação florestal e seus impactos nos estoques de carbono da Mata Atlântica, tanto em sua escala bioma quanto em uma perspectiva regional. Cada capítulo, contém seu próprio resumo, introdução, métodos, resultados, discussão e conclusão.

Em uma abordagem mais abrangente, a discussão geral procura oferecer uma perspectiva fundamentada sobretudo nos resultados dos dois artigos, mas também em resultados dessa tese, ampliando a reflexão sobre os efeitos e consequências da fragmentação no funcionamento das florestas da Mata Atlântica. Por último, nas considerações finais, é avaliado o alcance do objetivo geral da tese, destacando lacunas que merecem atenção em estudos futuros.

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

A Mata Atlântica, um dos biomas mais ricos e ameaçados do mundo (Myers, 2000), enfrenta o desafio contínuo da fragmentação florestal, majoritariamente impulsionada por atividades antrópicas como agricultura, pastagens, e expansão urbana (Ribeiro et al., 2009; Rezende et al., 2018; Broggio et al., 2024). Historicamente, a transformação dessa cobertura vegetal nativa em porções menores e descontínuas tem origem nos ciclos econômicos de exploração de recursos naturais, remontando ao período colonial brasileiro. Este processo resultou na criação de um mosaico de paisagens, composto por corredores, matrizes, e manchas florestais, alterando profundamente a conectividade, o fluxo da biodiversidade e os serviços ecossistêmicos providos por este bioma (Metzger, 2009).

A fragmentação da Mata Atlântica traz consequências significativas para os processos que regulam a dinâmica da biomassa e do carbono, afetando diretamente a capacidade de sequestro e armazenamento de carbono e comprometendo a biodiversidade. A perda e a degradação dos habitats notadamente reduzem os estoques de carbono, enquanto aumentam a vulnerabilidade dos remanescentes florestais a outras perturbações. Em resposta a essa problemática, torna-se imperativo o mapeamento e a quantificação da fragmentação, utilizando métricas da paisagem que possam ser associadas aos dados de estimativa e quantificação dos estoques de carbono. Tais esforços são fundamentais para compreender a extensão da fragmentação e orientar estratégias de conservação e restauração que visem mitigar os impactos negativos sobre a Mata Atlântica.

Vários estudos demonstram que as remoções de carbono são impactadas pelas atividades antrópicas, como fragmentação (Magnago et al. 2015; 2017), corte de árvores (Martinelli et al., 2000; Villela et al., 2006), aumento de temperatura (Martinelli et al., 2012) e intensificação de períodos de seca (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Nascimento et al., 2007; 2014). Dentre os impactos supracitados o foco dessa tese está na fragmentação, o tamanho do fragmento tem sido reportado como um dos principais fatores que interferem no estoque e fluxos de carbono (Laurance & Delamonica, 1998; Vidal et al., 2007; Lima, 2009; de Oliveira et al., 2008; Silva, 2009).

O mapeamento da fragmentação, associados a produtos de sensoriamento remoto fornecem base para o desenvolvimento de estratégias eficazes de manejo e preservação, visando garantir a provisão de recursos ecossistêmicos e a resiliência dos biomas florestais frente aos desafios do século XXI. No entanto, trabalhos de desta natureza tem sido realizados principalmente na floresta amazônica abordando temas como fragmentação (Kalamandeen et al, 2018; Aguiar et al, 2016), estoque de carbono e fogo (Silva et al., 2018), corte seletivo (Grecchi et al, 2017), fenologia (Bradley, et al 2011), fogo e seca (Aragão et al., 2018; Fonseca et al 2017); estoque de carbono (Sullivan et al, 2017); fragmentação e fogo (Vedovato et al., 2016); estoque de carbono, fogo e efeito de borda (Silva-Junior et al., 2020); estoque de carbono e florestas secundárias (Heinrich et al., 2021; 2023). Entretanto estudos que utilizam produtos de sensoriamento remoto em grandes escalas geográficas são menos frequentes na Mata Atlântica, sendo mais comum para esse bioma a utilização de dados de inventários de campo em escala local e regional (Rolim et al., 2005; Villela et al., 2012; Magnago et al., 2015; 2017; D'albertas et al, 2018). Dado esse contexto, a década atual será crítica para o bioma devido ao fato de as Nações Unidas terem a estabelecido como a Década da Restauração (2021-2030) (UNEP, 2019), importante para a Mata Atlantica que foi designada como “*hopespot*” (Rezende et al., 2018).

Diante do que foi exposto, a presente tese objetivou quantificar e analisar os padrões de fragmentação e seus impactos na dinâmica do carbono para a Mata Atlântica na escala do bioma e desenvolver uma análise espaço-temporal relacionando o estoque e a dinâmica da biomassa acima do solo com a fragmentação florestal e diferença altitudinal em 17 fragmentos de floresta localizados no norte e noroeste do Rio de Janeiro, expostos a diferentes graus de fragmentação e perturbação.

## **2. CAPÍTULO I:**

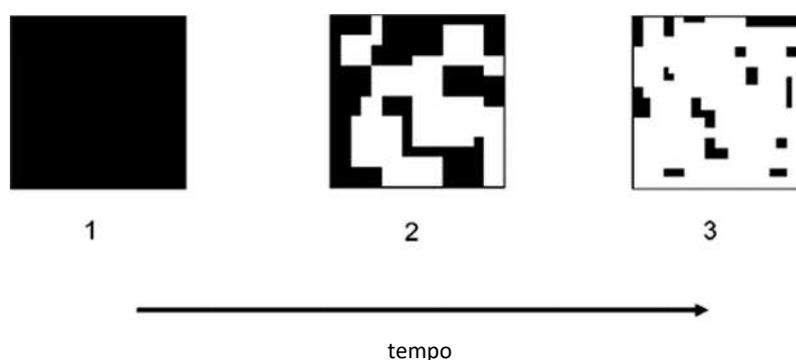
### **FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**



## FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 2.1 Fragmentação em florestas tropicais

O fenômeno de fragmentação refere-se à subdivisão de uma extensão contínua de cobertura vegetal nativa em porções menores e descontínuas, resultando na criação de um efeito mosaico na paisagem (**figura 1**). Esta é composta por unidades distintas, tais como corredores, matrizes e manchas florestais (Forman, 1995). As matrizes, que desempenham um papel dominante na paisagem, circundam outros elementos e distinguem-se em termos de estrutura, composição e conectividade (Forman; Godron, 1986). Essas podem ser compostas tanto por ambientes antrópicos — agricultura, pastagens, rodovias e áreas urbanizadas — quanto por ecossistemas naturais não florestais, como campos, afloramentos rochosos e rios. A diversidade de matrizes influencia significativamente a conectividade e o controle do fluxo da biodiversidade entre as porções florestais (Forman, 1995; Forman; Alexander, 1998; Metzger, 2001).



**Figura 1** - Representação do processo de fragmentação de uma paisagem. Fonte: Fahrig (2003).

Os corredores, faixas lineares de pequena extensão, são caracterizados por um acentuado efeito de borda. Podem abranger ou não uma área interior e são cruciais como conectores entre as manchas (Forman; Godron, 1986; Ribeiro et al., 2009). Eles representam superfícies que, devido à sua configuração linear, possuem uma relação mais intensa com a borda do ambiente. No contexto da paisagem, facilitam a conectividade entre áreas fragmentadas, promovendo o fluxo de espécies e processos ecológicos, tornando-se fundamentais em estratégias de conservação (Metzger, 2001).

Por outro lado, as manchas são áreas florestais não lineares que se distinguem do seu entorno, a matriz. Variam em tamanho, forma e heterogeneidade, representando

ilhas de habitat para diversas comunidades biológicas e desempenhando um papel vital na conservação da biodiversidade (Forman, 1990, 1998; Collinge, 2009). A interação entre corredores e manchas é essencial para a dinâmica ecológica da paisagem, contribuindo para a sustentabilidade dos ecossistemas e a manutenção de processos naturais.

As mudanças no uso e cobertura da terra, impulsionadas pelo crescimento agropecuário ao longo dos últimos séculos, intensificaram o processo de fragmentação florestal, especialmente devido ao desmatamento (Laurance; Vasconcelos; Lovejoy, 2000; Laurance et al., 2007; Metzger, 2009; Rocha, 2007). As formações vegetais situadas na zona tropical, são particularmente afetadas por estas dinâmicas.

Os serviços ecossistêmicos fornecidos por esta cobertura vegetal enfrentam desafios significativos devido ao desmatamento, que frequentemente visa a conversão de áreas florestais em usos agrícolas, pecuários e urbanos (Malhi et al., 2014). Este processo resultou em um aumento expressivo no número de fragmentos florestais e na redução da área total dos remanescentes na região tropical, estimando-se cerca de 130 milhões de fragmentos nos trópicos da América, África e Ásia-Oceania (Austrália) (Taubert et al., 2018).

A avaliação detalhada dessa fragmentação em diversas escalas, tanto espaciais quanto temporais, torna-se possível por meio de mapeamentos da cobertura florestal, utilizando metodologias diversas. Destaca-se o trabalho conduzido por Hansen et al. (2013). Utilizando dados do sensor Landsat com resolução espacial de 30 m, esse estudo apresentou o primeiro mapeamento global de perdas e ganhos florestais, contribuindo para uma compreensão mais abrangente dos impactos do desmatamento na paisagem global.

A mudança na dinâmica da paisagem florestal devido à fragmentação altera a proporção das principais unidades da paisagem florestal (modelo mancha-corredor-matriz), gerando diferentes padrões de fragmentação nas florestas tropicais remanescentes (Laurance, 2000; Laurance et al., 2000; Laurance et al., 2009). Estudos como os de Brinck et al. (2017) e Taubert et al. (2018) empregaram mapas de cobertura florestal para quantificar métricas de fragmentação em toda a região tropical. Brinck et al. (2017) utilizaram um mapa de floresta de 2000, com dados do Global Land Cover Facility - GLCF (Sexton et al., 2013), enquanto Taubert et al. (2018) basearam-se em um

mapa do mesmo ano com dados de cobertura de árvores de [Hansen et al. \(2013\)](#).

Ambos os estudos definiram como floresta as áreas com cobertura de árvores igual ou superior a 30%. Essas análises mostram de forma consistente o processo de fragmentação florestal na América, comparativamente à África e Ásia, indicando um alto número de fragmentos, extensas áreas de borda e redução da área média dos fragmentos (**tabela 1**). Contudo, algumas estimativas podem ser consideradas superestimadas, visto que os autores adotaram um limiar de 30% para definir as áreas de floresta. Essa abordagem pode levar à inclusão de formações arbustivas abertas, como savanas, nas análises, introduzindo possíveis vieses ([Gasparini et al., 2019](#)).

Tabela 1 - Síntese dos principais resultados obtidos por Brinck et al. (2017) e Taubert et al. (2018). Os resultados incluem a quantificação do número dos fragmentos florestais, área média dos fragmentos florestais, área das bordas florestais e comprimento das bordas florestais. *\*Esse dado não consta na referência, foi aqui calculado pela soma do número de fragmentos da América África e Ásia.*

Métrica de	Referência	América	África	Ásia	Região Tropical
<b>Fragmentação</b>					
Número de Fragmentos	Brinck et al. (2017)	23.491.573	22.894.239	7.593.226	53.979.038
	Taubert et al. (2018)	55.558.018	44.851.251	30.556.204	130.965.473*
Média do Tamanho dos Fragmentos (km <sup>2</sup> )	Brinck et al. (2017)	0,35	0,16	0,52	0,29
	Taubert et al. (2018)	0,17	0,13	0,13	-
Área Total de Bordas (km <sup>2</sup> )	Brinck et al. (2017)	1.310.000	940.000	700.000	2.950.000
	Taubert et al. (2018)	-	-	-	-
Comprimento total de Bordas (km)	Brinck et al. (2017)	-	-	-	-
	Taubert et al. (2018)	22.000.000	18.000.000	10.000.000	50.000.000

Fonte: Produção do próprio autor, adaptado de [Brinck et al. \(2017\)](#) e [Taubert et al. \(2018\)](#).

No contexto dos estudos de fragmentação nos biomas florestais brasileiros, observa-se que a maioria ocorreu em escala regional, com foco na Bacia Amazônica e na Mata Atlântica. [Numata e Cochrane \(2012\)](#), analisando a Amazônia, notaram um aumento significativo no número de fragmentos e nas bordas florestais de 2001 a 2010.

Vedovato et al. (2016) examinaram a fragmentação em toda a Amazônia Legal, identificando a presença de ilhas e bordas florestais consideráveis.

Silva Junior et al. (2018) se destacaram ao estudar a Bacia Amazônica, utilizando mapas de floresta com áreas de cobertura de árvores superior a 80% e avaliando as extensões de bordas florestais entre 2001 e 2015. Pütz et al. (2014) contribuíram com uma análise detalhada da fragmentação na região em 2009. Na Mata Atlântica, dados do Landsat de 2005 indicaram a presença de 245.173 fragmentos e uma ampla extensão de bordas.

Esses achados ressaltam as disparidades nos processos históricos de mudança no uso e cobertura da terra entre a Amazônia e a Mata Atlântica. A primeira apresenta uma intensa fragmentação em progresso, enquanto a segunda exhibe uma fronteira de fragmentação mais consolidada, com maior número de manchas menores e descontínuas. Tais processos resultam em perdas quantitativas e qualitativas de habitats, evidenciadas pelo aumento no número de fragmentos, perda de qualidade, diminuição da quantidade de habitats e aumento do isolamento entre manchas florestais (Fahrig, 2003).

O efeito de borda, associado ao tamanho e à complexidade dos fragmentos florestais, tende a ser mais acentuado em manchas com reduzida área interior (Patton, 1975; Laurance; Vasconcelos, 2009). A área interior, ou área core, é a parte da mancha que mantém as condições originais do ecossistema, abrigando espécies especialistas e sensíveis a distúrbios. Por outro lado, a área de borda é a região de transição entre a matriz e a área core, sujeita à influência de fatores externos como radiação, temperatura e ação dos ventos (Godron, 1981; Forman; Godron, 1986).

Fragmentos com maior efeito de borda tendem a apresentar substituição de espécies sensíveis a variações ambientais por espécies generalistas de habitats de borda, além de aumento na herbivoria nestas áreas (Patton, 1975; Laurance; Vasconcelos, 2009; Leal et al., 2007). Ademais, as bordas podem facilitar a ocorrência de incêndios florestais nos fragmentos (Silva Junior et al., 2018). Métricas de paisagem são fundamentais para quantificar fragmentos florestais e a estrutura da paisagem, fornecendo índices que auxiliam na interpretação de mudanças nos padrões espaciais e na comparação entre paisagens (Forman; Godron, 1986; Forman, 1990; Mcgarigal; Marks, 1995; Metzger, 2001).

## 2.2. Métodos de quantificação e qualificação da fragmentação florestal através do uso de métricas de ecologia da paisagem

A evolução da ecologia de paisagens tem sido marcante, especialmente em termos de métodos para quantificar e analisar a estrutura das paisagens. Esse avanço é crucial para compreender a dinâmica desses ambientes, sobretudo em situações de intensas modificações antrópicas, como é o caso da fragmentação florestal. As métricas da paisagem desempenham um papel central nesse contexto, possibilitando avaliações quantitativas de aspectos como o tamanho, a forma, a dispersão e a conectividade dos fragmentos (Turner et al., 2001; Mcgarigal; Marks, 1995).

Baseado principalmente em fundamentos das escolas de ecologia da paisagem de Forman e Turner ferramentas de quantificação de métricas de estudo da paisagem foram desenvolvidas. Cabe destacar aqui o FRAGSTATS, que é uma ferramenta computacional amplamente utilizada na ecologia de paisagens para analisar a estrutura espacial de paisagens. Desenvolvido inicialmente na década de 1990, este software proporciona uma extensa gama de métricas que quantificam diferentes aspectos da composição e configuração da paisagem (Mcgarigal; Marks, 1995). Por exemplo, métricas como área de núcleo, índice de forma e índice de similaridade de borda, aspectos essenciais para entender como a fragmentação afeta processos ecológicos.

Destaca-se as principais métricas do FRAGSTATS:

- **Área e Densidade de manchas (Patch Area and Density):** Estas métricas medem o tamanho e o número de fragmentos (patches) na paisagem, fornecendo informações fundamentais sobre a fragmentação e a distribuição do habitat.
- **Índice de Forma (Shape Index):** Calcula a complexidade da forma de cada fragmento em comparação com uma forma geométrica simples, como um círculo. Formas mais complexas podem indicar maior susceptibilidade a efeitos de borda.
- **Índice de Isolamento de Proximidade (Proximity Index):** Avalia o grau de isolamento de um fragmento em relação a outros, considerando tanto a distância quanto a área dos fragmentos vizinhos. Esse índice é crucial para entender a conectividade entre habitats.
- **Índice de Contraste de Borda (Edge Contrast Index):** Mede a diferença entre os habitats nos limites de um fragmento, o que é essencial para avaliar os efeitos de

borda e sua influência sobre a biodiversidade e processos ecológicos.

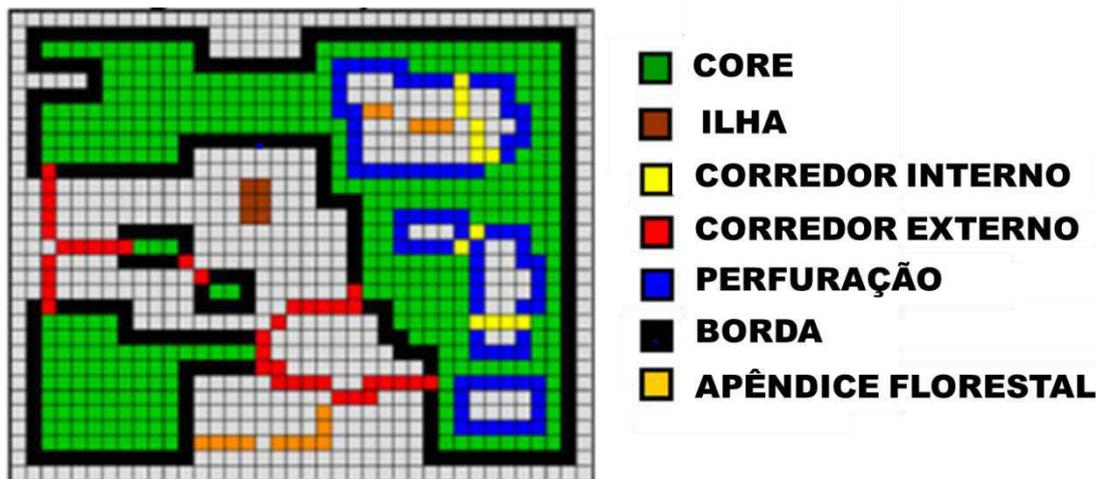
- **Diversidade e Equitabilidade da Paisagem (Landscape Diversity and Evenness):** Essas métricas quantificam a diversidade de tipos de habitats na paisagem e a distribuição proporcional de cada tipo, fornecendo uma visão geral da composição da paisagem.

O FRAGSTATS serviu como base para criação de outros métodos e por isso foi citado aqui, uma vez que suas métricas sustentam a maioria do arcabouço teórico de outros softwares mais recentes, como por exemplo o Pacote Landscape Metrics, implementado na plataforma de programação R, oferece uma abordagem integrada e flexível para a quantificação da estrutura da paisagem, suportando uma variedade de métricas, além disso, facilita a integração de dados de diferentes fontes e a aplicação de métodos estatísticos avançados no contexto da ecologia de paisagens (Lausch; Herzog, 2002).

Entretanto a presente tese se utilizou de outra ferramenta para quantificação da fragmentação para elaboração dos resultados que serão mostrados nos capítulos que seguem, sendo ela o Guidos Toolbox, que é um software livre que oferece um conjunto robusto de ferramentas para análise espacial, particularmente útil na ecologia da paisagem (Vogt et al., 2007; Vogt, 2014). Desenvolvido pelo Joint Research Centre (JRC) da Comissão Europeia, ele é reconhecido pela sua capacidade de processar grandes conjuntos de dados de imagens de satélite e outras fontes geoespaciais. A flexibilidade e a abrangência de suas ferramentas permitem análises detalhadas da estrutura da paisagem, incluindo a avaliação da fragmentação, conectividade e padrões espaciais.

O Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA), uma técnica chave dentro do Guidos Toolbox, utiliza a morfologia matemática para analisar a configuração da paisagem (Soille; Vogt, 2009). Este método categoriza componentes como núcleos de habitat, corredores, bordas e fragmentos isolados, proporcionando insights valiosos sobre os impactos da fragmentação na estrutura da paisagem e na biodiversidade (figura 2). Através de mapeamentos da fragmentação feitos a partir do Guidos é possível orientar o planejamento territorial e a gestão de áreas protegidas, permitindo estratégias mais eficazes para a conservação da paisagem. Em suma, essas ferramentas são avanços significativos na análise de paisagens fragmentadas, fundamentais para pesquisa e gestão ambiental, refletindo o desenvolvimento contínuo de métodos para

enfrentar desafios ambientais atuais. O MSPA possui basicamente 7 métricas de fragmentação principais:



**Figura 2** - Classes de fragmentação identificadas pelo método MSPA em uma máscara binária, destacando a distribuição da cobertura florestal mapeada (áreas de habitat) através das diferentes classes MSPA. As áreas não florestais são ilustradas em cinza. Fonte: Autoria própria. Adaptado de [Vogt \(2009\)](#).

- **Core (Núcleo ou interior):** Refere-se às áreas internas dos habitats, distantes das influências das bordas. Estes são espaços onde as condições ambientais menos afetadas por efeitos de borda.
- **Islet (Ilhota ou ilha):** São fragmentos muito pequenos e isolados de habitat, completamente cercados por uma matriz não-habitat. Estas áreas são geralmente muito influenciadas por efeitos de borda.
- **Perforation (Perfuração, clareira ou borda interna):** Esta classe identifica pequenas aberturas ou lacunas inseridas em uma área de habitat maior de interior florestal. As perfurações podem ser criadas por atividades humanas ou processos naturais e podem influenciar a dinâmica do habitat circundante.
- **Edge (Borda ou borda externa):** Representa as áreas de transição entre diferentes tipos de habitats, por exemplo, entre um fragmento de habitat (floresta) e a matriz circundante (pastagem). Estas zonas são caracterizadas por condições ambientais que diferem tanto do interior do habitat quanto da matriz exterior.
- **Bridge (Corredor externo ou ponte):** São estreitas extensões de habitat que conectam duas áreas de interior florestal distintas, funcionando como corredores ecológicos. Essas pontes são vitais para a conectividade da paisagem.

- **Loop (Corredor interno):** Refere-se a configurações de habitat que formam um corredor que inicia em um ponto de um fragmento de habitat e terminando em outro ponto do mesmo fragmento, cercado por área de matriz não-habitat.
- **Branch (Apêndice):** Similar aos corredores, são áreas de habitat que se estendem a partir de um fragmento e podem conectar-se a áreas de borda, perfuração e corredores externos ou internos, mas terminam dentro da matriz como “uma rua sem saída”. São importantes para entender a conectividade e o isolamento dentro da paisagem.

O método pode ser aplicado para qualquer resolução espacial. A imagem de entrada deve ser binária, classificada entre o objeto de interesse e a matriz complementar. Os principais recursos do MSPA incluem: (1) detecção de vias de conexão (conectividade das estruturas), (2) distinção de fundo externo versus interno - detecção de buracos- (3) Detecção de diferenças a partir de espessuras pré-definidas onde a escala de análise é orientada pelo usuário. Os parâmetros da MSPA podem ser alterados de acordo com a necessidade do usuário para obter um resultado com maior exatidão. A métrica principal para essas análises é o tamanho da borda, calculado a partir da resolução espacial da imagem em unidades de pixel, proporcionando uma base quantitativa para a avaliação da estrutura da paisagem.

Para entender as métricas de paisagem em estudos ecológicos, é proveitoso comparar as ferramentas Guidos Toolbox (especificamente o MSPA) e o FRAGSTATS. Ambas possuem métricas com objetivos similares para a análise estrutural da paisagem, apesar de suas diferenças. A **tabela 2** a seguir compara as principais métricas dessas ferramentas, ilustrando como elas podem ser usadas de maneira complementar na análise de paisagens fragmentadas.

**Tabela 2** – Comparação entre métricas utilizadas em estudos de ecologia da paisagem entre MSPA e FRAGSTATS.

<b>Métrica MSPA</b>	<b>Descrição simplificada</b>	<b>Métrica correspondent e FRAGSTATS</b>	<b>Descrição Simplificada</b>
Core	Áreas centrais de habitats, distantes das bordas.	Core Area Index	Mede a área central de um habitat, afastada das influências de borda.

Islet	Pequenos fragmentos de habitat isolados	Patch Size	Tamanho dos fragmentos individuais do habitat.
Perforation	Pequenas aberturas dentro de um habitat maior.	-*	-
Edge	Áreas de transição entre habitats e matriz	Edge Density; Perimeter od core area	Quantifica a extensão das bordas na paisagem.
Bridge	Conexões estreitas entre manchas de habitats diferentes	Connectance; connect; transverse	Avalia a conectividade entre habitats.
Branch	Extensões lineares de habitats	-**	-.
Loop	Estruturas de habitat que formam um anel.	-**	-

\*Ausência de índice equivalente para representar perfuração, pode ser feita uma combinação entre diferentes índices como área total de borda, densidade de borda e Landscape similarity Index (LSI).

\*\* Ausência de índice equivalente para representar branch e loop, uma opção seria mesclar os índices equivalentes a métrica bridge para avaliar conectividade entre áreas de habitats.

### 2.3 Dinâmica do carbono em florestas tropicais

A dinâmica do carbono em florestas tropicais constitui um campo de estudo crucial para a compreensão dos processos que regem os biomas terrestres, particularmente frente às mudanças climáticas globais. O papel dessas florestas no ciclo do carbono é multifacetado, abrangendo a captura e armazenamento de carbono, tanto acima quanto abaixo do solo. Como os maiores reservatórios terrestres de carbono, os biomas florestais, e em especial as florestas tropicais, são destacados por sua capacidade significativa de armazenamento de carbono, influenciando diretamente o equilíbrio da atmosfera (Malhi et al., 1999; Malhi e Grace, 2000; Vieira et al., 2011; Villela et al., 2012).

Essas florestas atuam como sumidouros de carbono por meio da fotossíntese, um processo no qual o dióxido de carbono é removido da atmosfera. Simultaneamente, a respiração e a decomposição da matéria orgânica liberam carbono de volta à atmosfera, um ciclo vital para a manutenção do equilíbrio dos gases de efeito estufa. A relevância da biomassa acima do solo, que contém aproximadamente 44% do carbono armazenado nessas florestas (Liu et al., 2015), ressalta a importância de entender e preservar esses ecossistemas. Os estoques de carbono e a dinâmica das florestas tropicais têm despertado crescente interesse no âmbito das políticas científicas e climáticas, dada a urgência em mitigar os efeitos das mudanças climáticas, decorrentes

da elevada emissão de dióxido de carbono para a atmosfera ([Malhi et al., 2009](#); [Agrawal et al., 2011](#)). A conservação das florestas tropicais emerge, assim, como uma estratégia crítica, não apenas para a mitigação das mudanças climáticas, mas também como um meio de preservar a biodiversidade e manter a funcionalidade dos ecossistemas.

A interferência humana, incluindo a fragmentação de habitats, o desmatamento para agricultura, queimadas e urbanização, representa uma ameaça significativa à integridade dessas florestas e à sua capacidade de armazenar carbono. Essas ações antrópicas podem levar à liberação substancial de carbono para a atmosfera em um curto período, alterando a dinâmica de mortalidade e recrutamento da comunidade arbórea e afetando a produção de biomassa aérea ([Chambers et al., 2001](#); [Saleska et al., 2003](#); [Palace et al., 2007](#); [Aragão et al., 2014](#)).

A quantificação precisa da biomassa, e por extensão do carbono armazenado, é fundamental para compreender esses fluxos de carbono. Isso tem sido feito através da medição do diâmetro e altura das árvores em parcelas experimentais, utilizando equações alométricas para estimar a biomassa ([Chave et al., 2005](#); [Malhi et al., 2006](#); [Pan et al., 2011](#)). No entanto o sensoriamento remoto, oferece novas perspectivas para o monitoramento do carbono em grandes áreas, permitindo uma compreensão mais ampla e integrada da dinâmica florestal ([Saatchi et al., 2011](#); [Jucker et al., 2018](#)).

Os impactos das mudanças climáticas e das atividades humanas nas florestas tropicais são complexos e variados, envolvendo desde a fragmentação e perda de habitat até os efeitos do fogo, desmatamento e alterações climáticas. Estudos em diferentes biomas, principalmente na Amazônia e a Mata Atlântica, têm evidenciado os desafios enfrentados por esses ecossistemas, destacando a urgência em adotar políticas de conservação eficazes que considerem tanto os aspectos locais quanto globais dessas ameaças ([Villela et al., 2012](#); [D'Alberts et al., 2017](#); [Magnago et al., 2015, 2017](#)).

## **2.4 Métodos de estimativa e quantificação de biomassa e carbono em florestas tropicais**

A avaliação precisa do carbono florestal é fundamental para entender o papel das florestas tropicais no ciclo global do carbono e elaborar estratégias eficazes para mitigar as mudanças climáticas. Existem, tradicionalmente, dois métodos principais para estimar o carbono armazenado nas florestas: métodos diretos e indiretos. O método direto envolve a derrubada da vegetação, a pesagem de toda a massa vegetal e a

subsequente estimativa do carbono contido, um processo que, embora preciso, é invasivo e não sustentável.

Por outro lado, o método indireto emprega equações alométricas para estimar o carbono florestal a partir de variáveis facilmente mensuráveis, como o diâmetro à altura do peito (DAP) e a altura das árvores, oferecendo uma alternativa menos destrutiva e amplamente aplicável. Esses fundamentos são essenciais na compreensão da biomassa acima do solo, que representa a quantidade total de matéria orgânica presente nas árvores em um dado momento, quase 50% da qual é carbono, geralmente expressa em toneladas por hectare ( $Mgha^{-1}$ ). A integração desses métodos na pesquisa ecológica fornece insights valiosos sobre a entrada e saída de biomassa e carbono em ambientes florestais.

O estoque de biomassa pode ser estimado em campo medindo o diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores e aplicando equações alométricas, que relacionam estas medidas com a biomassa ([Chave et al., 2005](#); [Malhi et al., 2006](#)). No entanto, em ecossistemas caracterizados por uma vasta heterogeneidade estrutural, a precisão das estimativas de biomassa pode ser significativamente aumentada pela adição da variável altura à análise. A altura da árvore, que é medida desde sua base até o ápice, pode ser determinada utilizando-se de observação em campo, clinômetros ou, em abordagens mais sofisticadas, através da tecnologia de LiDAR (Light Detection and Ranging), que permite uma aquisição de dados precisa e em larga escala.

Adicionalmente, a densidade da madeira, expressa em gramas por centímetro cúbico ( $gcm^{-3}$ ), entra como outro parâmetro de influência decisiva sobre a biomassa arbórea. Este atributo, que varia consideravelmente entre as espécies, está diretamente relacionado à capacidade de armazenamento de carbono das árvores, com espécies de madeira mais densa apresentando maiores estoques de carbono. Tal variabilidade específica reforça a importância da densidade da madeira nas estimativas de biomassa, conferindo uma camada adicional de precisão ao processo de quantificação.

Um exemplo de uma equação alométrica largamente usada por estudos dessa natureza é a sugerida por [Chave et al. \(2014\)](#), considerada o modelo pantropical de melhor ajuste por ter bom desempenho em todos os tipos de floresta e condições bioclimáticas avaliadas pelos autores (**Eq. 1**):

$$AGB = 0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976} \quad (1)$$

Onde AGB é a biomassa (kg),  $\rho$  é a densidade específica da madeira ( $\text{g cm}^{-3}$ ), D é o diâmetro a altura do peito DAP (cm) e H é a altura (m).

Outros modelos alométricos que não levam em consideração a altura, também são equações sugeridas por [Chave et al. \(2005\)](#) para florestas tropicais secas ou úmidas, de acordo com o tipo florestal (**Eq. 2 e 3**):

$$AGB = \rho \times \exp(-0.667 + 1.784 \times \ln(D) + 0.207 \times (\ln(D))^2 - 0.028 \times (\ln(D))^3) \quad (2)$$

$$AGB = \rho \times \exp(-1.499 + 2.148 \times \ln(D) + 0.207 \times (\ln(D))^2 - 0.028 \times (\ln(D))^3) \quad (3)$$

Onde BAS é biomassa acima do solo,  $\rho$  é a densidade específica da madeira ( $\text{g cm}^3$ ), D é o Diâmetro a altura do peito (cm).

Através do monitoramento contínuo do estoque de carbono e biomassa em parcelas permanentes é possível estimar parâmetros de dinâmica do carbono nesse compartimento do ecossistema, por isso, na presente tese focaremos em perda de biomassa por mortalidade, ganho de biomassa por produtividade, balanço líquido de biomassa, turnover ou taxa de rotatividade de biomassa e tempo de residência de biomassa.

A mortalidade de biomassa refere-se à perda de biomassa devido à morte de árvores. Este processo reduz o estoque de carbono na floresta e é um componente importante do ciclo de vida do ecossistema ([Phillips et al., 1998](#)). O ganho de biomassa em uma comunidade é influenciado principalmente por incremento de recrutadas e crescimento de tronco. O ganho por recrutamento descreve o aumento na biomassa resultante da adição de novas árvores (recrutadas) à população de árvores da floresta. Este ganho é calculado medindo o crescimento de indivíduos que atingem o limite mínimo de inclusão na parcela de estudo, normalmente definido por um diâmetro mínimo ([Phillips & Gentry, 1994](#)). Já o ganho por crescimento representa o aumento na biomassa devido ao crescimento das árvores existentes. É estimado a partir de medições periódicas do crescimento do DAP das árvores e aplicação de equações alométricas ([Malhi et al., 2004](#)).

A produtividade bruta refere-se ao ganho total de biomassa (por crescimento e recrutamento), enquanto a produtividade líquida é a produtividade bruta menos as perdas por mortalidade. Esses valores são essenciais para entender o balanço de carbono das florestas ([Malhi et al., 2009](#)). O balanço líquido de biomassa é a diferença entre todos os

ganhos (crescimento e recrutamento) e perdas (mortalidade) de biomassa em um dado período. Um balanço positivo indica que a floresta está removendo carbono, enquanto um balanço negativo indica que mais carbono está sendo liberado do que removido (Phillips et al., 1998).

O turnover de biomassa é uma medida da taxa de renovação da biomassa na floresta, calculado como a quantidade de biomassa perdida (geralmente devido à mortalidade) dividida pelo estoque de biomassa em um determinado período, geralmente em anos. Este conceito ajuda a entender a dinâmica e a estabilidade dos estoques de carbono (Malhi et al., 2004). O tempo de residência da biomassa é o inverso do turnover e representa o tempo médio que a biomassa permanece no sistema antes de ser substituída. Ou seja, é estoque de biomassa dividido pelo turnover de biomassa. Um tempo de residência mais longo indica um ecossistema mais estável com uma capacidade maior de armazenar carbono a longo prazo (Phillips et al., 1998).

Outras formas de estimativa de carbono e biomassa além dos métodos baseados em inventários florestais são os que utilizam o sensoriamento remoto, abordagem que desempenha um papel fundamental no monitoramento do carbono estocado nas florestas, oferecendo uma abordagem eficaz e eficiente para avaliar grandes áreas com precisão e em intervalos de tempo regulares. Esta tecnologia permite a coleta de dados sobre a estrutura da floresta, a biomassa e a dinâmica do carbono sem a necessidade de amostragens físicas extensivas no terreno. Como tecnologias de sensoriamento remoto para estimativa de biomassa e carbono podemos destacar o imageamento por satélite e o LiDAR (Light Detection and Ranging).

Satélites equipados com sensores ópticos e de radar fornecem imagens que podem ser usadas para estimar a cobertura florestal, a densidade do dossel e as mudanças na cobertura do solo ao longo do tempo, elementos essenciais na modelagem da biomassa florestal e do carbono estocado (Goetz et al., 2009; Saatchi et al., 2011). O LiDAR é uma tecnologia chave que mede a distância até o alvo emitindo pulsos de luz laser e analisando o pulso refletido. Em contextos florestais, o LiDAR é capaz de penetrar o dossel da floresta e fornecer dados detalhados sobre a estrutura vertical da vegetação, o que permite estimativas precisas da biomassa e do estoque de carbono (Saatchi et al., 2011; Asner et al., 2012). Através da combinação de dados de lidar e imagens de satélite, é possível modelar a distribuição espacial da biomassa e do carbono com alta resolução,

facilitando a compreensão de como o carbono está distribuído em diferentes tipos de florestas e regiões (Dubayah et al., 2020; Zolkos; Goetz; Dubayah, 2013). Como exemplo de aplicações de produtos de sensoriamento remoto para medir indiretamente o carbono florestal, destaca-se os mapas disponíveis atualmente para a região tropical (**tabela 3**).

**Tabela 3** - Principais mapas de carbono florestal disponíveis para a região tropical e suas respectivas características.

Mapa	Extensão	Ano Base	Resolução Espacial	Referência
Mapa Saatchi	Pantropical	2000	1 km	(SAATCHI et al., 2011)
Mapa Baccini 500	Pantropical	2007-2008	500 m	(BACCINI et al., 2012)
Mapa Baccini 30	Global	2000	30 m	(Baccini <i>et al.</i> , 2012; GFW,2019)
Mapa Avitabile	Pantropical	~2000	1 km	(AVITABILE et al., 2016)
Mapa Ruesch & Gibbs	Global	2000	1 km	(RUESCH; GIBBS, 2008)
Mapa Hu	Global	2000-2004	1 km	(HU et al., 2016)

Embora representem uma ferramenta valiosa, é crucial reconhecer as incertezas associadas aos mapas de carbono florestal, originadas desde a fase de coleta de dados em campo (essenciais para a calibração dos modelos) até as metodologias empregadas na extrapolação das estimativas de carbono para áreas mais amplas. Por isso, esses mapas frequentemente são acompanhados por mapas de incerteza, permitindo aos usuários uma avaliação consciente dos possíveis erros envolvidos. É importante notar que os mapas referidos na tabela 3 focalizam no ano de 2000, o que restringe a capacidade de realizar análises de séries temporais que englobem dados anteriores a esse marco temporal. Diante disso, ressalta-se a importância de desenvolver mapas de carbono florestal que cubram as décadas iniciais do século XXI, proporcionando uma base para pesquisas que demandam a análise de tendências e mudanças no armazenamento de carbono florestal ao longo dos anos recentes e até a atualidade.

## **2.5 Efeito das mudanças climáticas na dinâmica do carbono em florestas tropicais fragmentadas**

A interação sinérgica entre a fragmentação florestal e as mudanças climáticas implica consequências profundas para a dinâmica do carbono em florestas, exacerbando a vulnerabilidade desses ecossistemas a eventos extremos como secas, incêndios e variações de temperatura e vento. A fragmentação, reduz significativamente a

biodiversidade florestal, afetando entre 13% a 75% das espécies e comprometendo funções ecológicas essenciais (Haddad et al., 2015). Laurance e Vasconcelos (2009) destacam que fragmentos menores apresentam menor diversidade de habitats, resultando em perdas substanciais de espécies de flora e fauna. Além disso, o efeito de borda associado à fragmentação promove a mortalidade de árvores e reduz os estoques de carbono, tornando os remanescentes mais susceptíveis ao fogo (Laurance et al., 2018), o que intensifica a perda de biomassa.

Os estudos desenvolvidos no âmbito do Projeto PDBFF - Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, em Manaus, Amazonas, forneceram evidências cruciais sobre o impacto da fragmentação nos estoques de carbono na Amazônia brasileira (Laurance et al., 2018). A criação de bordas florestais resulta em alterações microclimáticas significativas, com aumentos na temperatura e reduções na umidade, decorrentes das diferenças de evapotranspiração entre as áreas florestais e desmatadas adjacentes (Camargo e Kapos, 1995; Laurance et al., 2018). Essas mudanças climáticas locais, incluindo o aumento da turbulência e velocidade do vento nas bordas (Laurance et al., 1997, 1998), aceleram a mortalidade de árvores, impactando diretamente os estoques de carbono armazenados na biomassa viva acima do solo.

Estudos têm mostrado que a mortalidade de árvores é significativamente maior em áreas de borda e em fragmentos menores, onde as condições de seca são mais intensas (Laurance et al., 2002; Brando et al., 2008). A mortalidade elevada em condições de seca é particularmente pronunciada em espécies menos tolerantes à seca, levando a mudanças na composição da comunidade florestal e potencialmente reduzindo a resiliência do ecossistema às perturbações futuras. O recrutamento de novas árvores é crucial para a regeneração da floresta e a manutenção da sua estrutura e diversidade. No entanto, as condições de seca em florestas fragmentadas podem comprometer severamente este processo. A limitada disponibilidade de água restringe o crescimento de plântulas e a sobrevivência de sementes, enquanto a intensificação do estresse hídrico e térmico nas bordas dos fragmentos pode inibir o estabelecimento de novas árvores (Nepstad et al., 2007; Oliveira et al., 2014).

O papel do sensoriamento remoto na avaliação da fragmentação florestal e de seus impactos sobre os estoques de carbono é indiscutivelmente vital, permitindo avanços significativos no monitoramento em escala tropical. A capacidade sinótica do

sensoriamento remoto, aliada ao uso de tecnologias como o LiDAR, facilita a quantificação precisa da fragmentação e dos estoques de carbono em grandes extensões (Hibbard et al., 2010; Herold et al., 2011). Esta abordagem oferece uma visão global das mudanças florestais e seu impacto sobre o equilíbrio climático, crucial para formulação de estratégias de mitigação e adaptação às mudanças climáticas.

As mudanças climáticas globais, marcadas por eventos extremos como secas e incêndios, afetam de maneira mais acentuada as florestas tropicais fragmentadas em comparação com as contínuas. A sinergia entre a fragmentação e as mudanças climáticas potencializa os efeitos adversos em ambos os fenômenos, ampliando a mortalidade vegetal e reduzindo a capacidade dessas florestas de atuar como sumidouros de carbono (Laurance et al., 2018; Berenguer et al., 2014). O aumento da temperatura e as variações na umidade, consequências diretas dessas interações, têm impactos profundos na biodiversidade e na estrutura da vegetação das áreas fragmentadas.

Nesse contexto, a gestão ambiental e as estratégias de conservação devem incorporar não apenas a proteção das áreas florestais remanescentes, mas também esforços para a restauração e conexão dos fragmentos, visando minimizar os impactos negativos da fragmentação e das mudanças climáticas. A integração de conhecimentos sobre a fragmentação florestal e as mudanças climáticas nas práticas de conservação é essencial para promover a resiliência desses ecossistemas essenciais, garantindo sua função no sequestro de carbono e na manutenção da biodiversidade em face das crescentes ameaças climáticas (Berenguer et al., 2014; Magnago et al., 2015).

## 2.6 Referências

AGRAWAL, Arun; NEPSTAD, Daniel; CHHATRE, Ashwini. Reducing emissions from deforestation and forest degradation. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 36, p. 373-396, 2011.

ARAGÃO, L. E. O. C. *et al.* Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. **Biological Reviews**, v. 89, n. 4, p.913-931, 2014.

AVITABILE, V. *et al.* Anintegrated pan-tropical biomass map using multiple reference datasets. **Global Change Biology**, v. 22, n. 4, p. 1406–1420, 2016.

ASNER, G. P. *et al.* A universal airborne LiDAR approach for tropical forest carbon mapping. **Oecologia**, v. 168, p. 1147-1160, 2012.

BACCINI, A *et al.* Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature ClimateChange**, v. 2, n. 3, p. 182-185, 2012.

BRANDO, P. M. *et al.* . Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1839-1848, 2008.

BRINCK, K. *et al.* High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, v. 8, p. 14855. 2017.

BERENGUER, E. *et al.* A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global change biology**, v. 20, n. 12, p. 3713-3726, 2014.

CAMARGO, J.L.C., KAPOS, V. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 2, p. 205-221, 1995.

CHAMBERS, J. Q.; HIGUCHI, N.; TRIBUZY, E. S.; TRUMBORE, S. E. Carbon sink for a century: Intact rainforests have a long-term storage capacity. **Nature**, v. 410, n. 6827, p. 429, 2001.

CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005.

CHAVE, J. *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global change biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.

COLLINGE, S. K. Ecology of Fragmented Landscapes. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 2009.

DUBAYAH, R. *et al.* The Global Ecosystem Dynamics Investigation: High-resolution laser ranging of the Earth's forests and topography. **Science of remote sensing**, v. 1, p. 100002, 2020.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of**

**Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). Global Forest Resources Assessment 2010. In: **FAO Forestry Paper** 163. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization, 2010.

FORMAN, R. T. T; GODRON, M. Landscape ecology. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

FORMAN, R. T. T. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge: **Cambridge University Press**, 1995.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p.207-231, 1998.

GASPARINI, K. A. C. *et al.* Determining the Forest Threshold for the Amazon Basin from the Treecover2000 GFC Data. **Sensors**, v. 19, n. 22, p. 5020, 2019.

GFW - GLOBAL FOREST WATCH. **Global forest watch**. 2019. Disponível em: <<https://www.globalforestwatch.org/map/>>. Acesso em: 1 jan. 2024.

GODRON, M. Landscape Ecology. New York: Wiley, 1981.

HADDAD, N. M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HANSEN, M. C. *et al.* High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

HIBBARD, K. *et al.* Research priorities in land use and land-cover change for the Earth system and integrated assessment modelling. **International Journal of Climatology**, v. 30, n. 13, p. 2118–2128, 15 nov. 2010. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/joc.2150>>.

HEROLD, M. *et al.* **Land Cover CCI user requirements document**. Louvain-la-Neuve, Belgium: ESA, 2011.

HU, T. *et al.* Mapping Global Forest Aboveground Biomass with Spaceborne LiDAR, Optical Imagery, and Forest Inventory Data. **Remote Sensing**, v. 8, n.7, p. 565. 2016.

JUCKER, T. *et al.* Estimating aboveground carbon density and its uncertainty in

Borneo's structurally complex tropical forests using airborne laser scanning. **Biogeosciences**, v. 15, n. 12, p. 3811–3830, 2018.

LAURANCE, W.F. *et al.* (2018). The impacts of forest fragmentation on carbon storage in tropical forests. *Nature Climate Change*.

LAURANCE, W.F., Vasconcelos, H.L. (2009). Consequences of forest fragmentation for biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*.

LAURANCE, W. F. *et al.* The future of the Brazilian Amazon. **Science**, v. 291, n. 5503, p. 438-439, 2007.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T.E. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. **Oryx**, v. 34, n. 1, p. 39-45, 2000.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; MERONA, J. M. R.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E. Biomass collapse in Amazonian Forest fragments. **Science**, v. 278, n. 5340, p. 1117–1118, 1997.

LAURANCE, W. F. *et al.* Rain Forest Fragmentation and the Dynamics of Amazonian Tree Communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032,1998.

LAUSCH, Angela; HERZOG, Felix. Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability. **Ecological indicators**, v. 2, n. 1-2, p. 3-15, 2002.

LIU, Y. Y *et al.* Recent reversal in loss of global terrestrial biomass. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 5, p. 470–474, 2015.

LEAL, I. R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 21, n. 3, p. 701-706, 2007.

MAGNAGO, L. F. S. *et al.* Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542–552, 2017.

MAGNAGO, L.F.S. *et al.* (2015). Would tropical rainforest conservation strategies

benefit from the inclusion of ecosystem genetic diversity? *Biodiversity and Conservation*.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. US Department of Agriculture, Forest Service, 1995.

MALHI, Y. *et al.* Tropical Forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, n. 1, p. 125–159, 2014.

MALHI, Y. *et al.* The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global change biology**, v. 10, n. 5, p. 563-591, 2004.

MALHI, Y. *et al.* The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. **Global Change Biology**, v. 12, n. 7, p. 1107-1138, 2006.

MALHI, Y. *et al.* Comprehensive assessment of carbon productivity, allocation and storage in three Amazonian forests. **Global change biology**, v. 15, n. 5, p. 1255-1274, 2009.

MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, n. 8, p. 332–337, 2000.

MALHI, Y.; BALDOCCHI, D.; JARVIS, P. G. The carbon balance of tropical, temperate and boreal forests. **Plant, Cell and Environment**, v. 22, p. 715–740, 1999.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for Quantifying Landscape Structure**. USDA Forest Service, 1995.

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

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, 2009.

NEPSTAD, D. C. *et al.* The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, v. 372, n. 6507, p. 666-669, 1994.

NUMATA, I.; COCHRANE, M. A. Amazonian forest degradation: Effects of fire and logging on spatial heterogeneity of forest structure. **Biological Conservation**, v. 143, n. 2, p. 442-451, 2012.

OLIVEIRA, A.A. *et al.* (2014). "Effects of drought on the dynamics of a rainforest

in the Brazilian Amazon." *Biotropica*

PAN, Y. *et al.* A. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p.988-993, 2011.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying habitat edge. **Wildlife Society Bulletin**, v. 3, n. 4, p. 171-173, 1975.

PALACE, M.; KELLER, M.; ASNER, G. P.; SILVA, J. N. M.; PASSOS, C. Necromass in undisturbed and logged forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 238, n. 1–3, p. 309–318, 2007.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, v. 263, n. 5149, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science**, v. 282, n. 5388, p. 439-442, 1998.

PÜTZ, S. *et al.* Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, 5037, 2014.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROCHA, C. F. D. *et al.* The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: Habitat loss and risk of disappearance. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, p. 263-273, 2007.

RUESCH, A.; GIBBS, H. K. **New IPCC Tier-1 Global Biomass Carbon Map For the Year 2000**. Oak Ridge, Tennessee: Oak Ridge National Laboratory, 2008.

SOILLE, P.; VOGT, P. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern recognition letters**, v. 30, n. 4, p. 456-459, 2009.

SAATCHI, S. S. *et al.* Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899-9904, 2011.

SALESKA, S. R. *et al.* Carbon in Amazon forests: unexpected seasonal fluxes and disturbance-induced losses. **Science**, v. 302, n. 5650, p. 1554-1557, 2003.

SEXTON, J. O. *et al.* Global, 30-m resolution continuous fields of tree cover: Landsat-based rescaling of MODIS vegetation continuous fields with lidar-based estimates of error. **International Journal of Digital Earth**, v. 6, n. 5, p.427–448, 2013.

SILVA JUNIOR, C. *et al.* Deforestation-Induced Fragmentation Increases ForestFire Occurrence in Central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 305, 1 jun. 2018. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/1999-4907/9/6/305>>.

TAUBERT, F. *et al.* Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, p. 519-522, 2018.

TURNER, M. G. *et al.* Landscape Ecology in Theory and Practice. New York: Springer, 2001.

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**, v. 1, n. 3, p. 421–434, 2011.

VILLELA, D. M. *et al.* Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 633–642, 2012.

VEDOVATO, L. B. *et al.* The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485–2490, 25 dez.2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s10113-016-1067-3>>.

VOGT, P. *et al.* Mapping spatial patterns with morphological image processing. **Landscape ecology**, v. 22, p. 171-177, 2007.

VOGT, P. Guidos toolbox (graphical user interface for the description of image objects and their shapes): **Digital image analysis software collection**. 2014.

ZOLKOS, S. G.; GOETZ, S. J.; DUBAYAH, R. A meta-analysis of terrestrial aboveground biomass estimation using lidar remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, v. 128, p. 289–298, jan. 2013. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0034425712004051>>.

### **3. CAPÍTULO II:**

## **ÁREA DE ESTUDO: A MATA ATLÂNTICA**



Este capítulo dedica-se à caracterização da área de estudo localizada no domínio da Mata Atlântica, estabelecendo um pano de fundo essencial para a contextualização dos resultados desta tese. A investigação abrange uma análise em múltiplas escalas geográficas, desde uma visão abrangente do bioma até detalhes mais focados em níveis regionais e locais. O objetivo é salientar elementos fundamentais, como os desafios no monitoramento do desmatamento, os padrões climáticos específicos da região e as legislações vitais para a preservação deste importante bioma. Em particular, para as regiões Norte e Noroeste Fluminense, realizou-se uma descrição mais detalhada, com ênfase nos fragmentos florestais presentes na rede de parcelas permanentes. Estas parcelas funcionam como unidades de amostrais de parte dessa tese e abrangem uma parte significativa dos objetos de estudo de campo desta pesquisa, fornecendo dados cruciais para a compreensão da dinâmica de biomassa e carbono para Mata Atlântica.

### 3.1 Breve caracterização da Mata Atlântica do Brasil

O limite geográfico da Mata Atlântica, demarcada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (IBGE, 2019), abrange uma extensão de 1.110.182 km<sup>2</sup>, conforme representado na **figura 3**. Nessa área que representa 13% do território brasileiro, encontram-se diversas formações florestais nativas e ecossistemas associados. São elas: Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Estacional Decídua. Além disso, ocorrem áreas de transição com outros biomas, como a caatinga no Nordeste, cerrado na região Centro Oeste, Sudeste e Paraná, e pampas no Rio Grande do Sul. A descrição das fitofisionomias presentes na área de estudo baseia-se, principalmente, nos estudos de Veloso, Rangel Filho e Lima (1991), na publicação "Mata Atlântica: Manual de Adequação Ambiental" (Campanili; Schaffer, 2010), e no Manual Técnico de Vegetação Brasileira (IBGE, 2012).



**Figura 3** - Mapa de localização da Mata Atlântica e demais biomas no território brasileiro. Limite dos biomas definidos por [IBGE \(2019\)](#). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

As formações de Floresta Ombrófila Densa encontram-se dispersas por toda a região litorânea brasileira, influenciadas por massas de ar úmido provenientes do oceano. Sua característica predominante é a elevada precipitação (1000 a 3000 mm) distribuída ao longo do ano, acompanhada de temperaturas elevadas, com média de 25°C (Blum; Roderjan; Galvão, 2011a). Essa formação destaca-se pela densa vegetação, abrigando árvores de grande e médio porte, além de uma abundância de espécies de lianas lenhosas (Blum; Roderjan; Galvão, 2011a).

A Floresta Ombrófila Aberta ocupa áreas de transição entre a Floresta Ombrófila Densa e o Cerrado nos estados de Minas Gerais, e com a Caatinga no Nordeste, onde as características climáticas são mais secas, com até quatro meses secos no ano e médias anuais de 25°C. Essa formação é composta por vegetação mais esparsa, com presença de palmeiras e um estrato arbustivo pouco denso. Já a Floresta Ombrófila Mista distribui-se em regiões com temperaturas médias de 18°C e inferiores a 15°C nos meses mais frios, com precipitação média entre 1500 e 2000 mm anuais (Fritzsos; Wrege; Mantovani, 2018). Encontra-se predominantemente nos planaltos da região sul e em altitudes elevadas da Serra do Mar e Serra da Mantiqueira (Hueck, 1972; Wrege et al, 2017). Uma de suas características principais é a predominância da espécie arbórea *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (ARAUCARIACEAE) no dossel, podendo ser encontrada em altitudes variando de 200 metros até superiores a 1.500 metros (Roderjan et al., 2002).

A Floresta Estacional Semidecidual, por sua vez, apresenta temperaturas médias entre 21°C e 15°C e níveis de precipitação anuais variando entre 1.000 e 1.900 mm. Encontra-se distribuída na porção interior do domínio, com altitudes variando de 200 metros até 1.000 metros. Essas formações são caracterizadas pela resposta dos estratos arbóreos superiores a estacionalidade climática, possuindo entre 20 e 50% de espécies caducifólias, além de uma menor diversidade florística em comparação às florestas ombrófilas (Roderjan et al., 2002). Finalmente, a Floresta Estacional Decidual encontra-se em áreas de transição entre a vegetação estépica e a Floresta Ombrófila Mista, no estado do Rio Grande do Sul, e entre a vegetação savana-estépica e a Floresta Estacional Semidecidual, no norte de Minas Gerais e na região Nordeste. Sua característica principal é a composição florística com mais de 50% de espécies caducifólias. Apresenta, também, estacionalidade climática, com uma estação chuvosa

seguida de uma estação seca, ou sem estação seca, mas com temperaturas médias anuais no inverno não superiores a 15°C e precipitação anual média entre 700 e 2000 mm ([Sanchez-Azofeifa et al., 2005](#)).

Além das formações florestais principais a Mata Atlântica engloba ecossistemas associados de grande importância para a biodiversidade. Destacam-se as restingas, ecossistemas costeiros de importância ecológica que desempenham um papel fundamental na proteção da linha costeira e na preservação da biodiversidade marinha e terrestre ([Giaretta; Menezes; Pereira., 2013](#)).

Os manguezais, situados em áreas de transição entre ambientes terrestres e marinhos, oferecem serviços ecossistêmicos como proteção contra eventos climáticos extremos e promoção da reprodução e estabelecimento de espécies marinhas, principalmente nas fases juvenis ([Kovacs et al., 2011](#)). Enquanto isso, os campos de altitude, presentes em regiões elevadas como a Serra do Mar e a Serra da Mantiqueira, são ecossistemas com flora adaptada às condições de altitude, abrigando espécies endêmicas e desempenhando relevante papel na regulação do ciclo da água e na manutenção da biodiversidade ([Meira-Neto et al., 2019](#)). A integração desses ecossistemas contribui para a riqueza biológica e funcionalidade da Mata Atlântica, reforçando a necessidade de abordagens integradas na conservação desse bioma.

Devido à sua heterogeneidade climática e geomorfológica, a Mata Atlântica, destaca-se como um hotspot de biodiversidade com elevadas taxas de endemismo ([Myers, 1988; 1990; Myers et al., 2000](#)). Entretanto, é um dos biomas brasileiros mais fragmentados, com 27,4% de suas áreas originais de formações florestais e não florestais restantes ([MapBiomias, 2022](#)). Essa fragmentação é especialmente desafiadora devido à coincidência da Mata Atlântica com a região mais populosa do Brasil, abrigando 70% da população brasileira e importantes centros urbanos como São Paulo e Rio de Janeiro ([BRASIL, 2013](#)), resultando em uma forte influência antrópica desde o início do processo de colonização do Brasil.

A Mata Atlântica abriga aproximadamente 60% da fauna e flora ameaçados de extinção no país ([Paglia; Fonseca; Silva, 2008; Martinelli; Moraes, 2013](#)). Nesse contexto, torna-se imperativo o estímulo a estudos que forneçam subsídios para a proteção, conservação e recuperação desse bioma, cuja importância transcende as fronteiras nacionais.

### 3.2 O monitoramento do desmatamento e regeneração na Mata Atlântica

A história de devastação na Mata Atlântica remonta a períodos históricos marcados pela intensificação da supressão de vegetação, especialmente durante o período colonial, no Império e na primeira metade da República. "A Ferro e Fogo: A História da Devastação da Mata Atlântica Brasileira" (Dean, 1996) oferece uma visão detalhada dessa degradação ambiental, proporcionando uma perspectiva histórico-ambiental relevante sobre as dinâmicas que moldaram essa devastação ao longo do tempo. Dean destaca o impacto de atividades econômicas, como a exploração do pau-brasil, cana-de-açúcar e café, como principais causas do desmatamento. Contextualizando a relação entre os ciclos econômicos e as mudanças no uso da terra, fatores sociais, políticos e econômicos são identificados como contribuintes para alterações na cobertura florestal ao longo dos séculos.

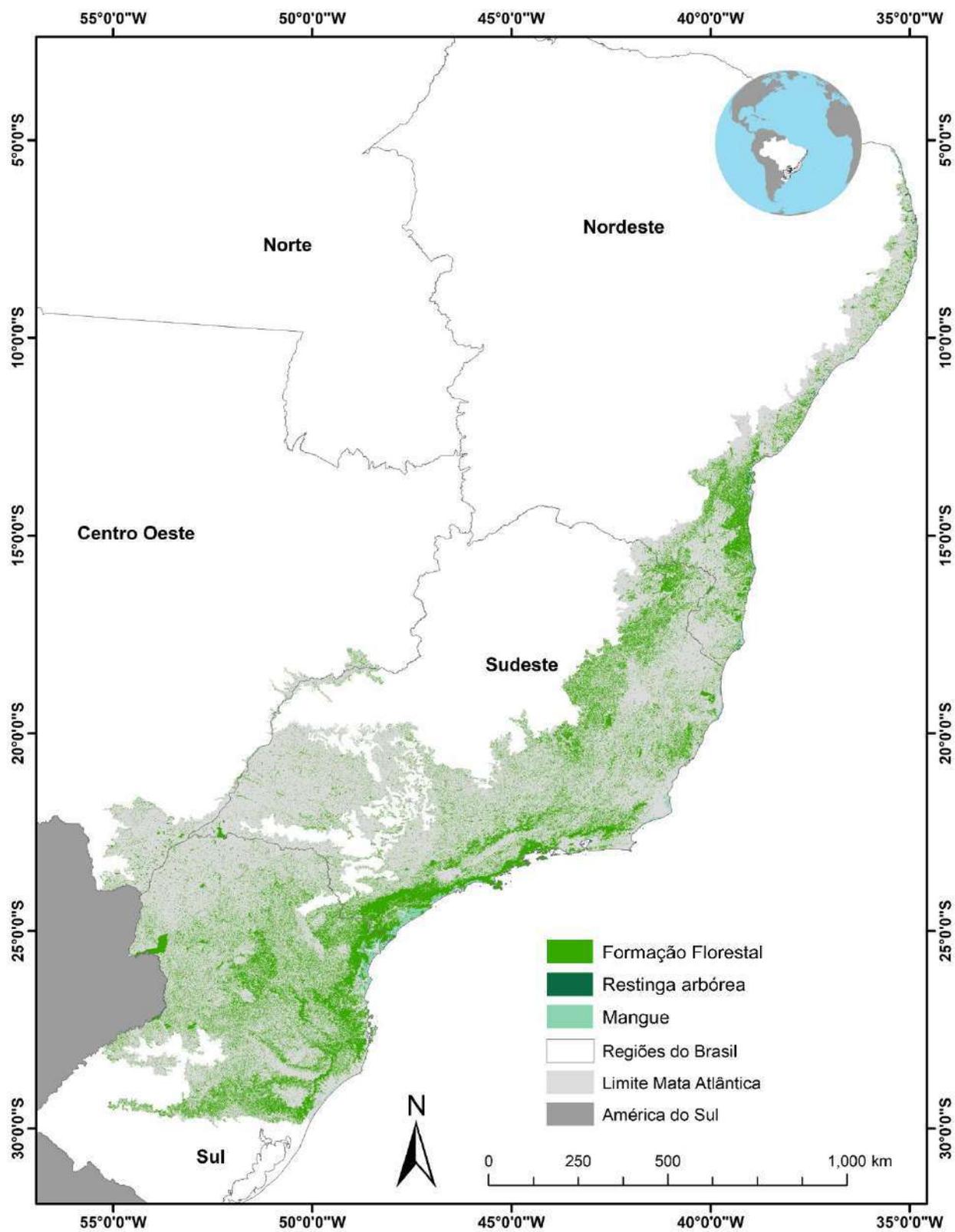
O uso de sensores remotos a partir das décadas de 70 e 80 permitiu a criação e consolidação de sistemas de monitoramento do desmatamento na Mata Atlântica. Destaca-se o SAD Mata Atlântica (Sistema de Detecção de Alerta de Desmatamento na Mata Atlântica), que monitora o desmatamento desde 1985 anualmente, na área englobada pela Lei da Mata Atlântica, por meio da interpretação visual de imagens Landsat (30m). Iniciativas como essa, liderada pela Fundação SOS Mata Atlântica e ArcPlan em parceria com o INPE, produzem o Atlas da Mata Atlântica, produto anual disponível publicamente. Recentemente, o Projeto MapBiomas tem se dedicado à análise das alterações no uso e cobertura da terra na Mata Atlântica. Desde 2019, passou a monitorar alertas de desmatamento por meio do sistema GLAD (Global Land Analysis and Discovery), desenvolvido pela Universidade de Maryland. Esse sistema realiza um monitoramento global semanal da perda e ganho de florestas tropicais, utilizando imagens Landsat desde 2015.

Com os mapeamentos anuais da cobertura florestal, desenvolveram-se estudos quantitativos e métricas da paisagem para análise da floresta conforme parâmetros estruturais, funcionais e integrativos. No entanto, devido aos diversos métodos empregados nos mapeamentos, há discrepância entre as estimativas dos remanescentes florestais, que variam entre 12% e 28% da vegetação nativa originalmente coberta pela Mata Atlântica. Fragmentos menores que 50 hectares representam 83,4% dos encontrados, muitos em diferentes estágios de sucessão

ecológica, com menos de 10% sob áreas de proteção. Cerca de 36,5% de toda a área original concentra-se na região da Serra do Mar, nos estados de São Paulo e Paraná (Ribeiro et al., 2009; Rezende et al. 2018).

O desmatamento na Mata Atlântica resultou na perda de 14.827,49 km<sup>2</sup> de floresta nativa no período de 1985 a 2000 e 4.048,47 km<sup>2</sup> no intervalo de 2000 a 2015 (SOS Mata Atlântica; INPE, 2018). No entanto, como resultado da implementação da legislação ambiental e do aumento da fiscalização para a conservação de áreas de proteção permanente e reservas legais, o desmatamento entre 2016 e 2017 foi 56,8% menor, totalizando 125,62 km<sup>2</sup>, em comparação com o período anterior (2015 e 2016), que registrou uma taxa anual de desmatamento de 290,75 km<sup>2</sup> (SOS Mata Atlântica; INPE, 2018).

No contexto dos hotspots mundiais de conservação, a Mata Atlântica é identificada como uma das regiões mais vulneráveis, devido às alterações no uso e cobertura da terra, às mudanças climáticas e aos efeitos negativos de espécies invasoras (Bellard et al., 2014; Rezende et al., 2018). A intensa interferência humana afetou significativamente a Mata Atlântica, que, em 2005, apresentava entre 11,4% e 16% de sua cobertura florestal original, com 80% dos fragmentos menores que meio quilômetro quadrado (50 hectares), isolados entre si e com baixa conectividade (Ribeiro et al., 2009). Embora as estimativas atuais demonstrem uma leve melhora nesse cenário, os dados ainda são preocupantes, considerando o alto impacto antrópico e a rica biodiversidade presente no bioma. Atualmente, a Mata Atlântica abrange cerca de 330.000 km<sup>2</sup> de floresta, sendo 96% compostos por formações florestais e 4% por formações abertas, mangues e restingas (**figura 4**).

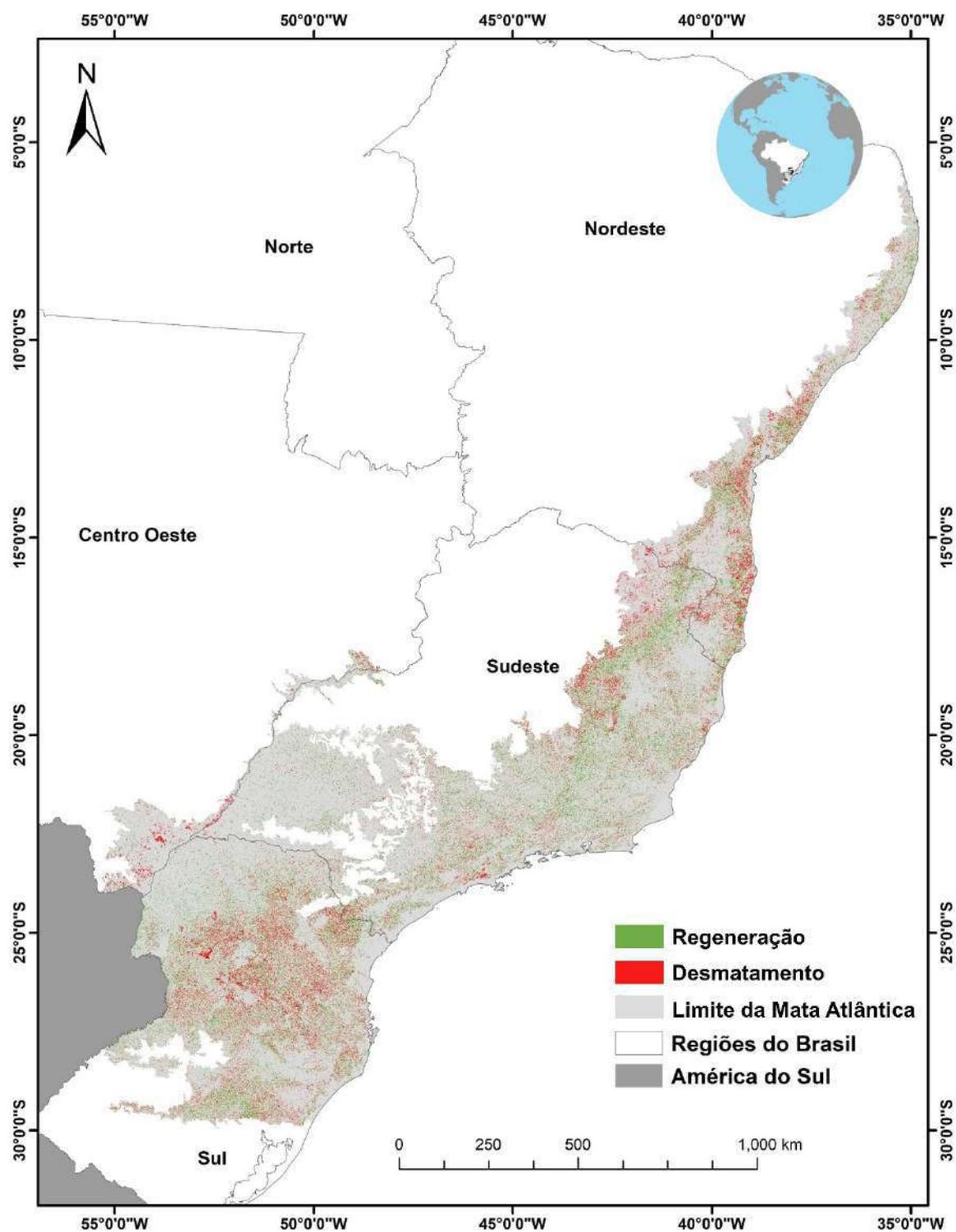


**Figura 4** - Mapa de cobertura florestal da Mata Atlântica para o período de 2021-2022 segundo o MapBiomas coleção 8.0 (2022). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

O último Relatório Anual de Desmatamento (RAD) revelou que em 2022 foram identificados, validados e registrados 7.905 alertas de desmatamento na Mata Atlântica, representando um aumento significativo de 53,7% em relação ao ano de 2021. Cerca de 72% desses alertas ocorreram em áreas cadastradas no Cadastro Ambiental Rural (CAR). O RAD indicou um desmatamento total de 30.012 km<sup>2</sup>, equivalente a 1,5% da área total desmatada no país em 2022. Dessa área desmatada, aproximadamente 79,01% correspondem a florestas, 19,07% a formações abertas e 1,2% a outros tipos de vegetação (MapBiomas, 2023). [Broggio et al. \(2024 in. Prep.\)](#) mapearam uma área total de 82.245 km<sup>2</sup> de desmatamento relatada de 1985 a 2020. Essa extensão representa 24,92% do total de floresta mapeada em 2022 para o bioma, o equivalente a cento e dois milhões e oitocentos e seis mil e duzentos e cinquenta campos de futebol.

Apesar dos números expressivos de desmatamento acumulado nas últimas três décadas e meia, é crucial destacar o crescimento das florestas secundárias durante o mesmo período. Nas últimas décadas, observou-se o processo de transição florestal, no qual a cobertura florestal nativa aumenta após um período de altas taxas de desmatamento. Além disso, [Rezende et al., 2015](#), observaram essa transição no Sul do Estado de Santa Catarina de 1970 a 2005, e no Estado do Rio de Janeiro de 1978 a 2014, respectivamente.

A atual década, referida pelas Nações Unidas como a Década da Restauração ([Gnacadjá e Vidal, 2022](#)), destaca a importância da regeneração de florestas secundárias, principalmente nos trópicos, para aumentar os estoques de carbono florestal e melhorar a prestação de serviços ecossistêmicos ([Chazdon et al., 2016](#), [Chazdon, 2019](#), [Heinrich et al., 2021, 2023](#)). [Broggio et al. \(2024 in. Prep.\)](#) mapearam a extensão da regeneração na Mata Atlântica de 1985 a 2020, totalizando 93.429 km<sup>2</sup>, uma área maior do que a extensão de desmatamento no mesmo período (**figura 5**). Devido ao alto grau de fragmentação do bioma, grande parte dos fragmentos estão sob diferentes estágios de regeneração ([Ribeiro et al., 2009](#); [Tabarelli et al., 2012](#)). Por este motivo, florestas secundárias e áreas de recuperação ambiental na Mata Atlântica exercem papel fundamental como potenciais sumidouros de carbono atmosférico, pelo saldo positivo na absorção do carbono durante o processo de fotossíntese ([Kamiuto, 1994](#); [Villanova et al., 2019](#)).



**Figura 5** - Mapa da extensão da regeneração e do desmatamento na Mata Atlântica para o período de 1985-2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

Florestas tropicais secundárias podem contribuir com acúmulo de carbono variando de 79 a 192 MgC ha<sup>-1</sup> (Shimamoto; Botosso; Marques, 2014). Apesar de importantes medidas legislativas que visam a proteção das florestas remanescentes, a Mata Atlântica continua a ser degradada e desmatada (Mohebalian et al 2022), resultando na redução da conectividade e da funcionalidade do ecossistema neste importante hotspot de biodiversidade (Faria et al 2023).

### 3.3 Breve caracterização climática da Mata Atlântica

A complexidade das fitofisionomias e dos ecossistemas da Mata Atlântica é amplamente determinada pelo clima, que atua como um fator crucial na distribuição das espécies, na estrutura dos ecossistemas e nos processos ecológicos (Morellato & Haddad, 2000). A extensão geográfica deste bioma abrange diversas zonas climáticas, variando de climas predominantemente tropicais úmidos no norte, com temperaturas elevadas e chuvas abundantes ao longo do ano, até climas mais temperados e sazonais no sul, caracterizados por invernos frios, verões quentes e uma estação seca bem definida.

A quantidade de precipitação varia significativamente ao longo do bioma, com algumas áreas recebendo mais de 2.000 mm de chuva por ano, enquanto regiões mais próximas ao interior podem receber menos de 1.000 mm (Knoppers et al, 1999). A topografia da região da Mata Atlântica, juntamente com as massas de ar úmido provenientes do oceano, exerce uma influência significativa sobre o clima. A Serra do Mar, por exemplo, funciona como uma barreira que aumenta a precipitação nas áreas costeiras devido à ascensão e condensação do ar úmido oceânico, um fenômeno conhecido como precipitação orográfica (Peterson & Stramma, 1991). Este efeito é especialmente evidente nas áreas leste e sudeste da Mata Atlântica, onde a combinação de elevação e exposição aos ventos úmidos do Atlântico resulta em um clima excepcionalmente úmido, com precipitação abundante que sustenta a floresta ombrófila densa característica dessa região.

A floresta estacional da Mata Atlântica, cuja distribuição geográfica está intimamente ligada às variações topográficas e climáticas dentro do bioma, apresenta climas com maior amplitude térmica e estações secas mais acentuadas em áreas de maior altitude e mais afastadas da influência direta do oceano (Salis et al., 1995). A precipitação anual nessas regiões varia entre 800 e 1.600 mm, com a distribuição das

chuvas ao longo do ano influenciando significativamente a fenologia das plantas, particularmente no que diz respeito à queda de folhas durante a estação seca, uma adaptação essencial para a conservação de água durante períodos de escassez (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). As temperaturas podem variar consideravelmente, com médias anuais entre 18°C e 26°C, influenciando diretamente a composição florística e a estrutura da floresta estacional e promovendo uma diversidade de estratégias de sobrevivência e reprodução entre as espécies vegetais (Werneck et al., 2011).

Estudos recentes documentaram um aumento significativo na temperatura média na região da Mata Atlântica, com projeções indicando a continuação dessa tendência nas próximas décadas. Modelos climáticos sugerem um aumento de temperatura de 1,5 a 4°C até o final do século XXI, variando conforme o cenário de emissões de gases de efeito estufa (Ferreira et al., 2023). Esse aquecimento está associado a mudanças na distribuição das chuvas, com uma tendência a períodos mais secos intercalados com eventos de chuva intensa (Da Assunção & Souza Filho, 2010). As alterações na precipitação incluem não apenas mudanças no volume total anual, mas também na distribuição e intensidade das chuvas, aumentando a ocorrência de eventos extremos, como secas prolongadas e enchentes devastadoras, que podem afetar drasticamente os ecossistemas da Mata Atlântica. Além disso, as mudanças climáticas podem exacerbar a fragmentação dos habitats, um problema crítico para a Mata Atlântica, limitando a capacidade das espécies de migrar em resposta às alterações climáticas e potencialmente levando a reduções na biodiversidade e na resiliência dos ecossistemas (Colwell et al., 2008; Tabarelli & Gascon, 2004).

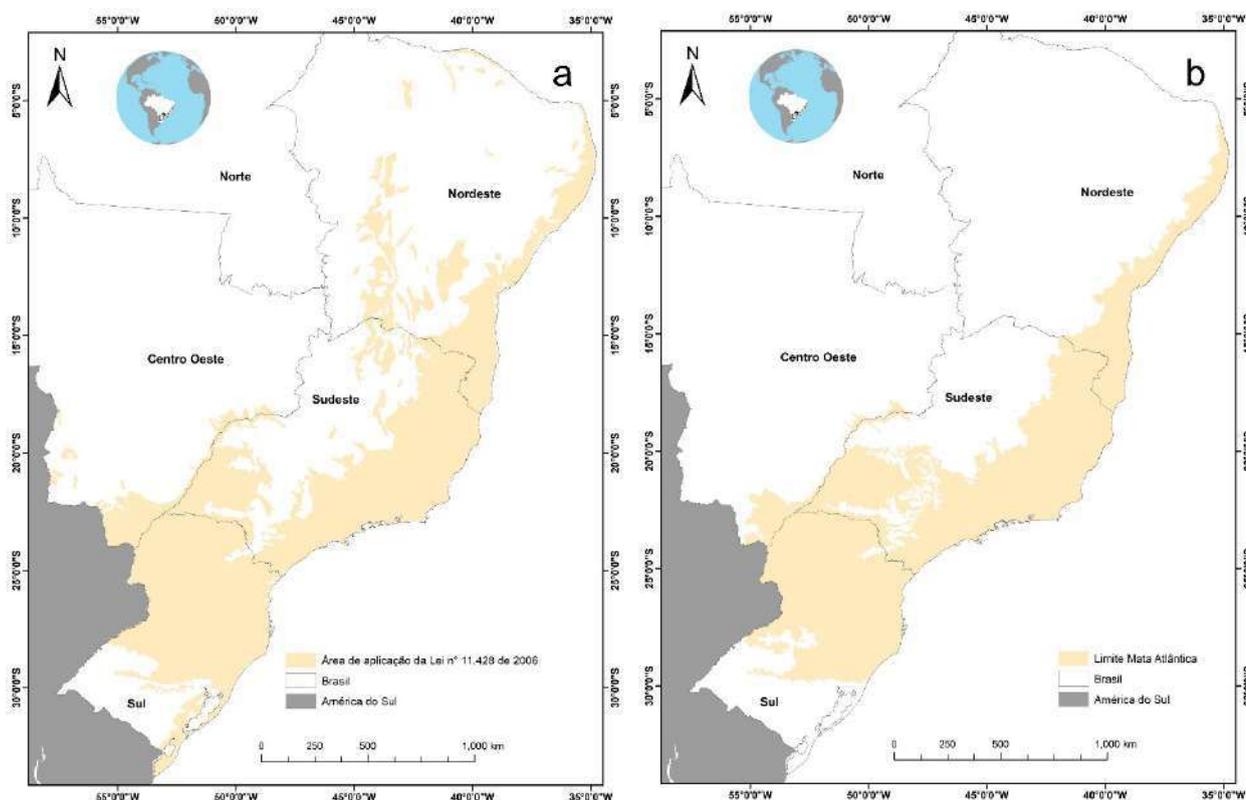
### 3.4 Legislação para conservação na Mata Atlântica

Para combater o desmatamento e degradação ambiental e promover a preservação dos remanescentes florestais, foi promulgada a Lei nº 11.428/2006, que estabelece diretrizes e normas para a utilização e proteção dos recursos naturais da Mata Atlântica. Vale ressaltar que o limite previsto no art. 2º da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006 (**figura 6**) é um pouco diferente do que foi mostrado nas seções anteriores deste capítulo, onde foi utilizado o limite mais recente definido pelo IBGE (2019).

A promulgação da Lei da Mata Atlântica e a subsequente implementação de suas medidas resultaram em uma marcante redução nas taxas de desmatamento nas últimas

décadas, diminuindo de uma perda média de 1.000 km<sup>2</sup> por ano durante a década de 1990 para menos de 120 km<sup>2</sup> até 2018, conforme relato da SOS Mata Atlântica em 2022. Paralelamente, observou-se um aumento expressivo nas taxas de regeneração, especialmente após 2006, com a promulgação da Lei da Mata Atlântica e, posteriormente, com a introdução do Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), que implementou o CAR. Essas medidas impuseram a obrigatoriedade de divulgação de dados ambientais de propriedades rurais privadas, tornando-se uma ferramenta essencial para orientar iniciativas de preservação e restauração da vegetação, como destacado por Silva et al. em 2023.

Basicamente o objetivo da Lei foi de conciliar o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental. Seu escopo abrange desde a regulamentação do uso sustentável dos recursos naturais até a criação de unidades de conservação, visando garantir a perpetuidade e provisão dos recursos ecossistêmicos providos pelo bioma.



**Figura 6** - Limites da Mata Atlântica. Mapa (a) é a área de aplicação da Lei nº 11.428/2006 (Fonte: MMA). Mapa (b) é o limite do bioma (Fonte: IBGE, 2019). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

A Lei foi fundamentada em três principais diretrizes: I – a criação de Unidades de Conservação em que a legislação estabelece critérios para a criação e gestão de unidades de conservação na Mata Atlântica, buscando proteger áreas estratégicas para a manutenção da biodiversidade; II – A recuperação de áreas degradadas que visa a imposição de responsabilidades aos proprietários de terras e promover a restauração de ecossistemas impactados; III – Incentivos a preservação em que mecanismos de incentivo econômico são previstos na legislação, buscando envolver setores privados na preservação da Mata Atlântica, por meio de compensações ambientais e outros instrumentos.

Recentemente alterações legislativas propostas, como a MP 1150/2022, representaram um risco adicional ao tentarem propor relaxamento das restrições à remoção de vegetação nativa, potencialmente ignorando avaliações ambientais cruciais e requisitos de compensação ecológica. Essa proposta também poderá prolongar o prazo para a restauração ambiental, impedindo as agências de financiamento de impor a restauração como uma pré-condição para o crédito (Ribeiro et al 2023). Em conclusão, a Lei nº 11.428/2006 representa um marco na busca pelo equilíbrio entre desenvolvimento e preservação na Mata Atlântica. Seu sucesso dependerá da colaboração de todos os setores da sociedade para assegurar de fato ela continua a servir como ferramenta de redução do desmatamento e preservação da floresta e seus recursos e serviços ecossistêmicos e ambientais.

### **3.5 A Mata Atlântica na Região Norte e Noroeste Fluminense**

#### **3.5.1 A Região Norte/Noroeste Fluminense**

A região Norte do estado do Rio de Janeiro abrange municípios como Campos dos Goytacazes, Carapebus, Cardoso Moreira, Conceição de Macabu, Macaé, Quissamã, São Fidélis, São Francisco do Itabapoana e São João da Barra, correspondendo a 22,3% da área total do Rio de Janeiro. Já a região Noroeste, que representa 12,3% do território fluminense, inclui Aperibé, Bom Jesus do Itabapoana, Cambuci, Italva, Itaocara, Itaperuna, Laje do Muriaé, Miracema, Natividade, Porciúncula, Santo Antônio de Pádua, São José de Ubá e Varre-Sai (CIDE, 2001; 2001a).

Ambas as regiões possuem predominância do clima tropical quente e úmido, classificado como Aw por Köppen (1948), com estações bem definidas. As médias anuais de temperatura variam entre 23 e 25°C (Lumbreras et al., 2004). A região

Noroeste Fluminense está no Vale do Paraíba do Sul, sendo a maior parte dela na Floresta Estacional Semidecidual e uma pequena parte na Floresta Ombrófila Densa (Bergallo et al., 2009). Por sua vez, a região Norte possui ambientes diversificados, com destaque para as formações pioneiras, como restingas e campos aluviais, além de Floresta Estacional Semidecidual e uma pequena faixa de Floresta Ombrófila Densa (Alves et al., 2009).

Da época colonial é datada a remoção de áreas florestadas nessa região para atividades como cultivo, pastagem e geração de energia. A vegetação original deu lugar à produção de café e açúcar, impactando especialmente as Florestas Estacionais. Com forte vínculo às atividades agropecuárias de baixo padrão tecnológico e elevado impacto ambiental, a economia local contribui para a fragilidade ambiental da região (Schwenck, 2004, 2008). A falta de cobertura vegetal agrava o risco de erosão do solo, impactando negativamente a agricultura. A região apresenta desafios socioeconômicos, com grandes populações rurais e distribuição fundiária desigual, refletindo diretamente na economia familiar (Schwenck, 2004).

Apesar do alto grau de degradação ambiental, ainda existem áreas naturais que merecem esforços de proteção (Schwenck, 2004). No entanto, a biodiversidade enfrenta sérias ameaças, especialmente pela escassez de Unidades de Conservação. O desconhecimento da flora local dificulta a implementação de iniciativas eficazes diante da pressão antrópica (Scarano et al., 2009). Desde 2000, os remanescentes florestais nessas regiões são considerados áreas prioritárias para a conservação da flora do estado do Rio de Janeiro (Conservation International do Brasil et al., 2000). A região Norte-Noroeste Fluminense, apesar dos desafios socioambientais, destaca-se como uma área prioritária para a conservação, reforçando a importância de esforços conjuntos para proteção e restauração.

A região Noroeste está incluída no Vale do Paraíba do Sul, tendo a maior parte de seu território localizada na Floresta Estacional Semidecidual com uma pequena parte, ao sul, de Floresta Ombrófila Densa (Bergallo et al., 2009). O Vale do Paraíba do Sul é o maior reduto de Floresta Estacional Semidecidual no estado do Rio de Janeiro, em grande parte desprovida de vegetação e de Unidades de Conservação (UCs) (Costa et al., 2009). A região Norte, apresenta grande diversidade de ambientes com predominância das Formações Pioneiras (restingas e campos aluviais/inundáveis) e

Floresta Estacional Semidecidual, ocorrendo uma pequena faixa de Floresta Ombrófila Densa (Alves et al., 2009).

A remoção das áreas florestadas para ocupação de cultivo, pastagem e para geração de energia tem feito parte da economia da região Norte-Noroeste Fluminense. A vegetação original deu espaço à produção de dois, entre os mais importantes produtos brasileiros: o café e o açúcar. Depois das formações pioneiras aluviais, o ecossistema que mais sofreu adulteração no Norte-Noroeste fluminense foi o das Florestas Estacionais (Soffiati, 2005; Soffiati Netto, 2011).

A economia da região Norte-Noroeste Fluminense, fortemente ligada às atividades agropecuárias de baixo padrão tecnológico e alto impacto, caracteriza-se pela notável fragilidade ambiental (Schwenck, 2004, 2008). O crescimento econômico, impulsionado pela destruição do ecossistema, resultou em erosão, assoreamento, aridez do solo e escassez de água, levando a decréscimo nos lucros desejados e êxodo rural (Schwenck, 2008; Soffiati Netto, 2011). Na região Noroeste, a falta de cobertura vegetal agrava o risco de erosão, especialmente em áreas inaptas para atividades agrícolas devido à degradação do solo (Bergallo et al., 2009). No Norte do estado, predominam solos recomendados para recuperação, enquanto alguns municípios do Norte-Noroeste Fluminense mostram uma tendência de aumento do índice de aridez (Alves et al., 2009; Mendonça et al., 2009).

A região Norte-Noroeste é a que apresenta pior desempenho do Estado do Rio de Janeiro em relação a diversos fatores sócio-econômicos e também é a que apresenta as maiores populações rurais (Schwenck, 2004). Quanto à distribuição fundiária, a região reproduz o padrão de concentração de terras brasileiro, com um número significativo de pequenas propriedades que abrangem pequena parcela das terras que, por sua vez, têm relevo e acesso desfavorável, condições que refletem diretamente na economia familiar (Schwenck, 2004, 2008).

### 3.5.2 A Floresta Estacional Semidecidual

A fitofisionomia conhecida como Floresta Estacional Semidecidual caracteriza-se pela presença de estacionalidade, marcada por períodos de chuvas de verão seguidos por estiagens no inverno. A fenologia, com a "queda" foliar variando de 20% a 50% dos indivíduos caducifólios, é uma resposta à deficiência hídrica durante o período de baixa precipitação pluviométrica (IBGE, 2012; Veloso et al., 1991).

[Veloso et al. \(1991\)](#) identificou quatro formações estacionais com base em faixas altimétricas. A Floresta Estacional Semidecidual Aluvial é frequente na grande depressão pantaneira mato-grossense do sul, enquanto a Floresta Estacional Semidecidual das Terras Baixas reveste tabuleiros pliopleistocênicos do Grupo Barreiras. A Floresta Estacional Semidecidual Submontana ocorre nas encostas das serras da Mantiqueira e dos Órgãos, estendendo-se por vários estados, e a Floresta Estacional Semidecidual Montana ocupa áreas acima de 500 m de altitude, principalmente na face interiorana da serra dos Órgãos e da Mantiqueira.

A transição entre Florestas Ombrófilas e Semidecíduas pode ocorrer de maneira gradual e complexa, não seguindo necessariamente o gradiente climático da costa para o interior. Nas regiões mais secas, como no Norte Fluminense, as Florestas Estacionais atingem o litoral. Isso é explicado pela alteração climática relacionada à corrente oceânica fria de Cabo Frio ([Araújo, 1997](#)) e pelo afastamento das cadeias de montanhas na costa atlântica, formando a "Falha de Campos dos Goytacazes". A partir dessa região, as Florestas Estacionais cedem lugar às Florestas Ombrófilas em direção ao Espírito Santo, conforme aumenta a pluviosidade média anual e diminui a sazonalidade, alcançando áreas até o sul da Bahia ([Oliveira-Filho & Fontes, 2000](#)).

A flora arbórea das florestas semidecíduas, em grande parte, é um subconjunto da flora das florestas ombrófilas, adaptada a uma estação seca mais prolongada ([Oliveira-Filho & Fontes, 2000](#); [Oliveira-Filho et al., 2005](#); [2007](#)). Essa flora varia em relação à distância do oceano e ao aumento da estação seca. A altitude também está correlacionada com variações na flora das semidecíduas, influenciando as condições térmicas e pluviométricas ([Oliveira-Filho & Fontes, 2000](#); [Oliveira-Filho et al., 2005](#); [2006](#)).

A Floresta Estacional Semidecidual, amplamente devastada em sua área de ocorrência natural, enfrenta ameaças significativas devido à sua coincidência com solos férteis ([Durigan et al., 2000](#)). A conversão de terras para agricultura e pecuária representa uma das principais ameaças a essa fitofisionomia ([Silva et al., 2006](#)). [Santos & Kinoshita \(2003\)](#) ressaltam que as diferentes condições históricas e de conservação refletem-se em composições florísticas e estruturais distintas. Estudos comparativos documentaram essa variabilidade, indicando a necessidade de considerar

particularidades individuais na adoção de medidas de manejo, dada a crescente fragmentação florestal (Meira Neto et al., 1997; Metzger et al., 1998; Torres et al., 1997; Salis et al., 1995; Cielo Filho & Santin, 2002).

### 3.5.3 O Clima na Região Norte e Noroeste Fluminense

As regiões Norte e Noroeste Fluminense apresentam um clima que pode ser caracterizado como predominantemente sazonal, com variações significativas na precipitação ao longo do ano, apresentando período de redução de chuva durante a estação seca.

Através da normalidade climática é possível avaliar como determinada variável se comporta em comparação com a média histórica para a frequência de análise desejada, por exemplo, mensal ou diária, levando em consideração a variabilidade ao longo dos anos (Anderson et al., 2010). Essa comparação é importante para identificar anomalias climáticas, ou seja, desvios significativos em relação ao que é considerado "normal" para um determinado período e local. Foi calculada a anomalia climática de precipitação para a região de estudo utilizando a seguinte equação (Eq. 1):

$$\text{Anomalia de precipitação} = \frac{(V_x - V)}{\sigma} \quad (1)$$

Onde:  $V_x$ , é o valor de precipitação do mês  $x$  que está sendo analisado.

$V$ , é a média histórica da precipitação para o mês  $x$ , calculada a partir de uma série temporal longa (geralmente 30 anos, conforme recomendado pela Organização Meteorológica Mundial - OMM).

$\sigma$ , é o desvio padrão da precipitação para o mês  $x$  ao longo da série temporal, indicando a variabilidade da precipitação para esse mês.

Isso ajuda a entender as variações no clima que podem ter implicações significativas para ecossistemas florestais, agricultura, gestão de recursos hídricos, e planejamento urbano, rural e ambiental. As anomalias climáticas, especialmente aquelas que indicam tendências de longo prazo, podem sinalizar mudanças no regime climático de uma região, incluindo alterações nos padrões de precipitação e temperatura.

Como uma medida de comparação do déficit hídrico – definido aqui como uma situação na qual as precipitações exibem valores inferiores aos da evaporação e a transpiração das plantas–. Entre as fitofisionomias avaliadas neste estudo, foi calculado

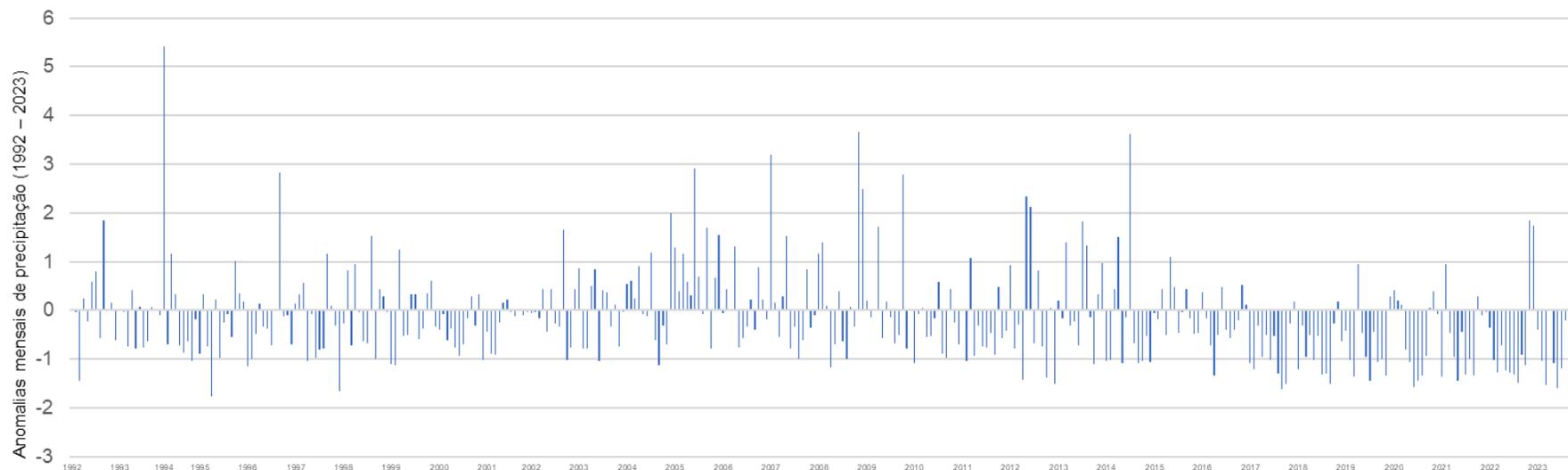
através de dados históricos do INMET/BDmep o déficit hídrico mensal para cada ano de uma série temporal de 1992 a 2023, tendo como valor de referência a evapotranspiração e a precipitação mensal. Assim, quando a chuva mensal é menor que a evapotranspiração, a floresta entra em déficit hídrico (Aragão et. al., 2007). A regra para o cálculo do déficit hídrico (WD) para cada mês (n) com a taxa de evapotranspiração (E) é a seguinte (Eq. 2):

$$\begin{aligned} & \text{Se } WD_{n-1}(i,j) - E(i,j) + P_n(i,j) < 0; \\ & \text{Então } WD_n(i,j) = WD_{n-1}(i,j) - E(i,j) + P_n(i,j); \quad (2) \\ & \text{Se não } WD_n(i,j) = 0 \end{aligned}$$

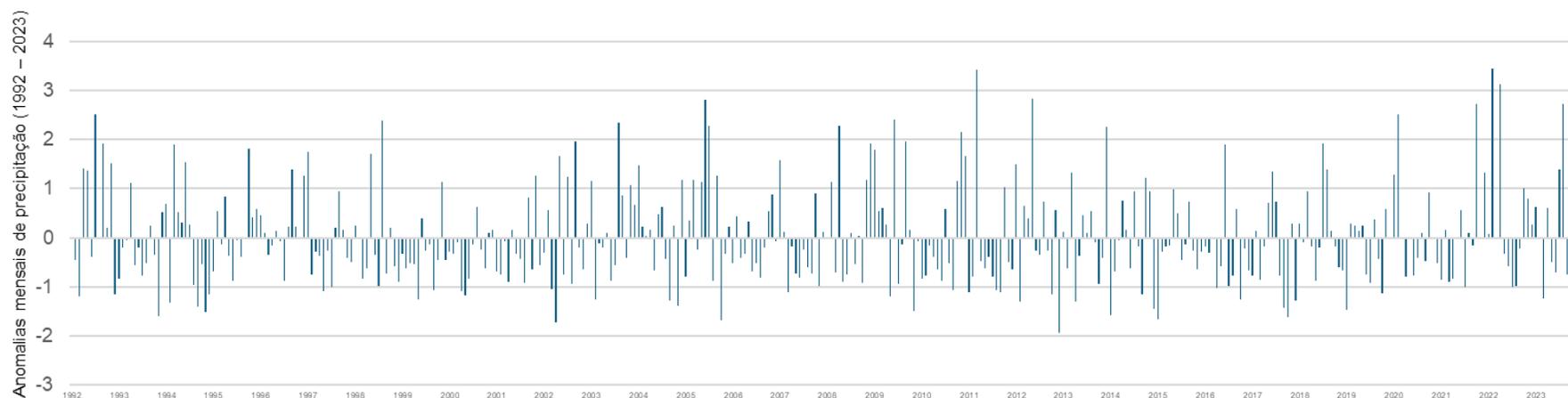
Foram utilizadas as estações de Campos dos Goytacazes como base para caracterizar o déficit hídrico das florestas estacionais de terras baixas e tabuleiros e a estação de Itaperuna para as florestas estacionais submontana. Essas estações possuem dados de monitoramento diários de uma série histórica e por isso foram selecionadas para esses cálculos.

As principais diferenças climáticas entre Campos dos Goytacazes e Itaperuna residem nas médias de precipitação e temperatura. Campos dos Goytacazes, sendo mais próxima ao litoral, tende a ter verões mais quentes e úmidos, enquanto Itaperuna, com sua maior altitude, experimenta temperaturas mais moderadas e uma distribuição de chuva um pouco mais equilibrada ao longo do ano. Estas diferenças climáticas influenciam diretamente a vegetação. A **figura 7** apresenta uma variação mais ampla com extremos mais significativos para região de Campos dos Goytacazes, sugerindo uma maior ou maior variabilidade, visto pela maior presença de picos positivos e negativos significativos de anomalia de precipitação. Enquanto a **figura 8**, apesar de também mostrar variação, tem desvios menos intensos, indicando uma menor frequência de anomalias negativas e positivas de precipitação, ou menor variabilidade em Itaperuna.

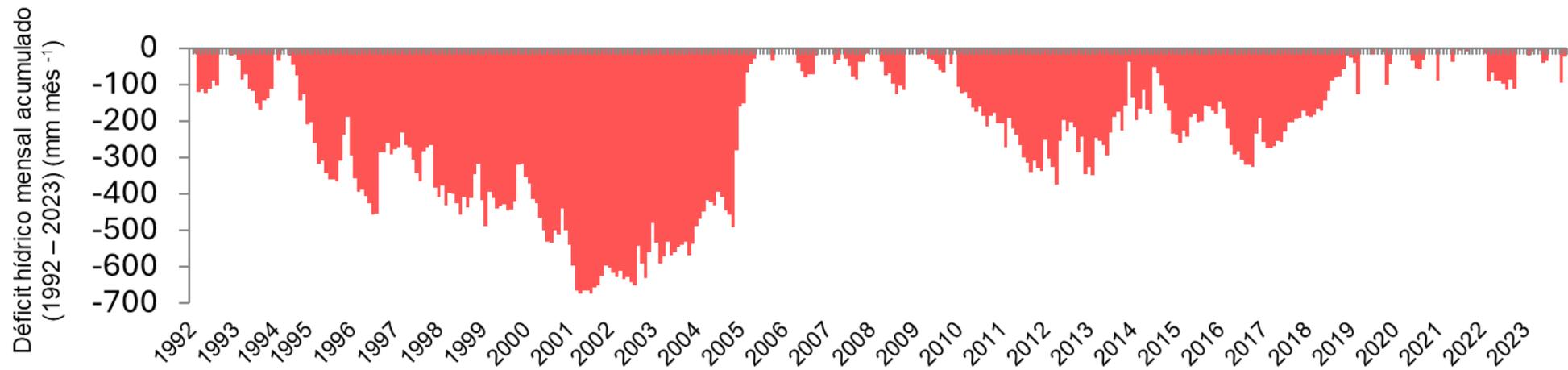
Para o déficit hídrico ao comparar Campos dos Goytacazes e Itaperuna, conforme ilustrado nas **figuras 9 e 10**, revela que Campos sofreu com um déficit hídrico mais severo e contínuo, com períodos de seca significativa onde a evapotranspiração superou a precipitação. Em contraste, Itaperuna apresentou déficits hídricos mais moderados e esporádicos, indicando um equilíbrio hidrológico mais estável ao longo do tempo durante a série temporal analisada.



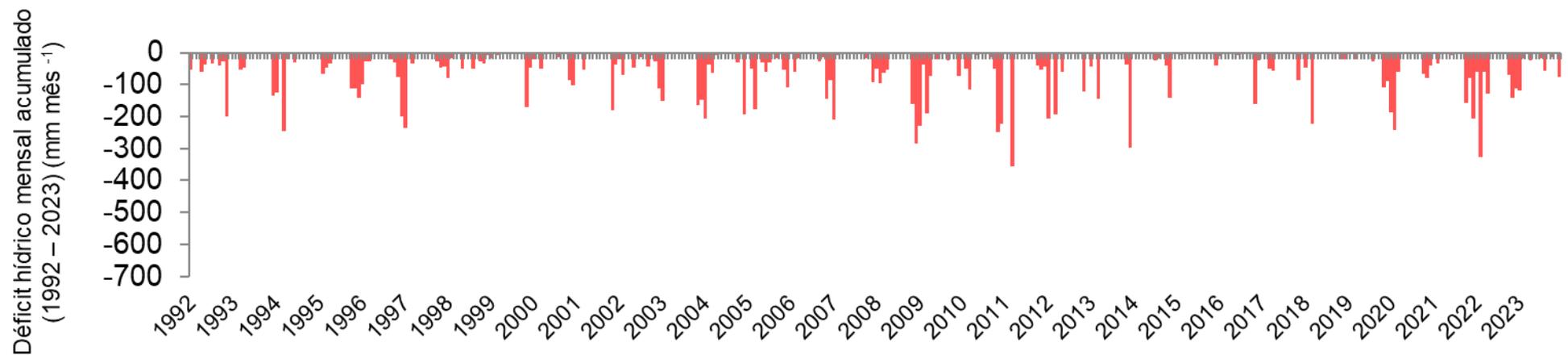
**Figura 7** - Anomalias mensais de precipitação em Campos dos Goytacazes (1992–2023), indicando variação significativa em relação à média histórica.Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor.



**Figura 8** - Anomalias mensais de precipitação em Itaperuna (1992–2023), indicando variação significativa em relação à média histórica.Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor.



**Figura 9** - Déficit hídrico acumulado mensal em Campos dos Goytacazes (1992–2023). Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor.



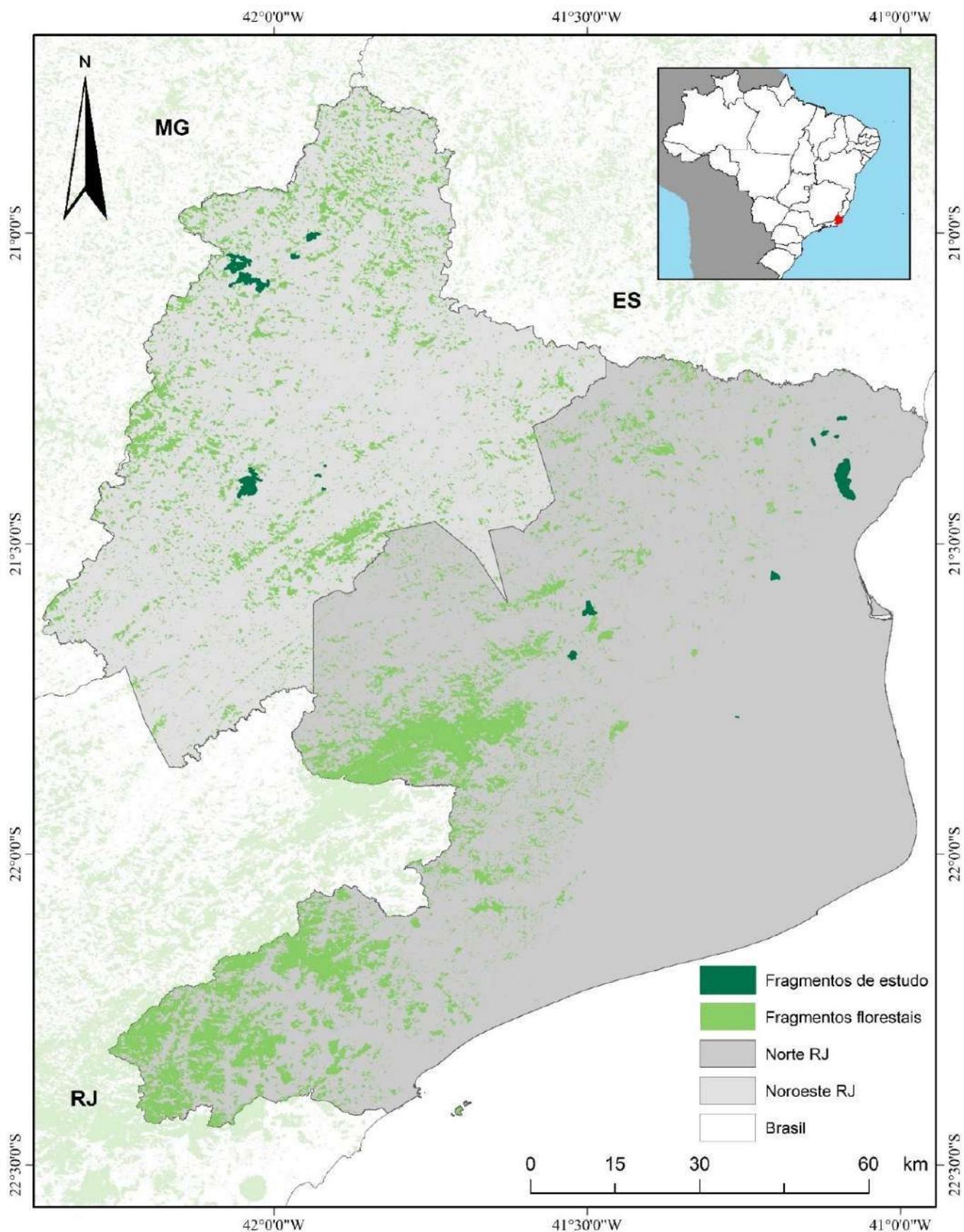
**Figura 10** - Déficit hídrico acumulado mensal em Itaperuna (1992–2023). Fonte: INMET/BDmep. Produção do próprio autor.

### 3.6 Caracterização dos fragmentos florestais abrangidos pela rede de parcelas permanentes neste estudo

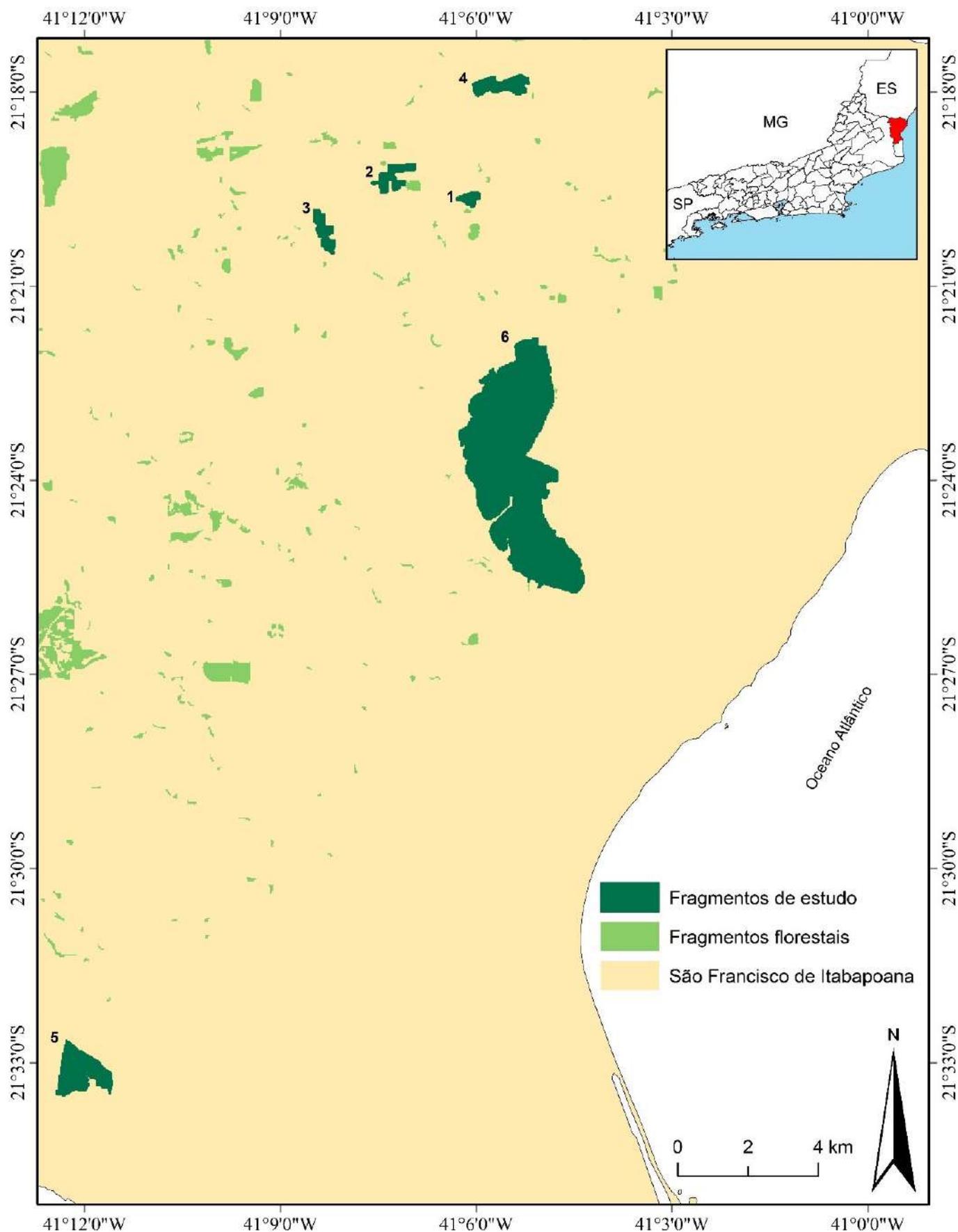
Parte desta tese utilizou dados obtidos através de levantamentos fitossociológicos realizados em 17 fragmentos florestais situados na região Norte/Nordeste fluminense (**figura 11**). Esses dados são resultados de décadas de esforços e estudos conduzidos pelo grupo de ecologia vegetal do LCA/UENF, que tiveram início na década de 1990 na Mata, hoje conhecida como Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG). Ao longo das décadas de 2000 e 2010, novas parcelas permanentes foram estabelecidas em outros remanescentes florestais da região, principalmente durante as pesquisas de tese de [Abreu \(2013\)](#) e dissertação de mestrado de [Dan \(2009\)](#). A caracterização dos fragmentos florestais amostrados foi organizada com base em sua fitofisionomia. Eles foram divididos em três tipos: Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro, Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas e Floresta Estacional Semidecidual Submontana.

#### 3.6.1 Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros

Os seis fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiro são: Fazenda Imburi (FBI), Fazenda Palmeiras (FPA), Fazenda Santana (FSN), Fazenda Santo Antônio (FSA), Mata do Funil (MFU) Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) (**figura 12**), todos localizados no município de São Francisco de Itabapoana. Nesse município, restam apenas 4,63% cobertura florestal a 5.171 ha de fragmentos florestais (MapBiomass, 2023). Anteriormente, a área agora conhecida como EEEG era denominada Mata do Carvão e pertencia à fazenda São Pedro, sendo o maior remanescente de mata na região. Em 1992, a então, Mata do Carvão foi reconhecida pela UNESCO como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Em 2003, passou a integrar a Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG), administrada pelo INEA RJ.



**Figura 11** - Mapa da formação florestal das mesorregiões Norte e Noroeste do Estado do Rio de Janeiro, com destaque para os 17 fragmentos de estudo. Fonte do mapeamento: Mapbiomas col. 6.0 (2020). Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.



**Figura 12** - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual de Tabuleiros, são eles: 1 – Fazenda Imburi; 2 – Fazenda Palmeiras; 3 – Fazenda Santana; 4 – Fazenda Santo Antônio; 5 – Mata do Funil; 6 – EEEG. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

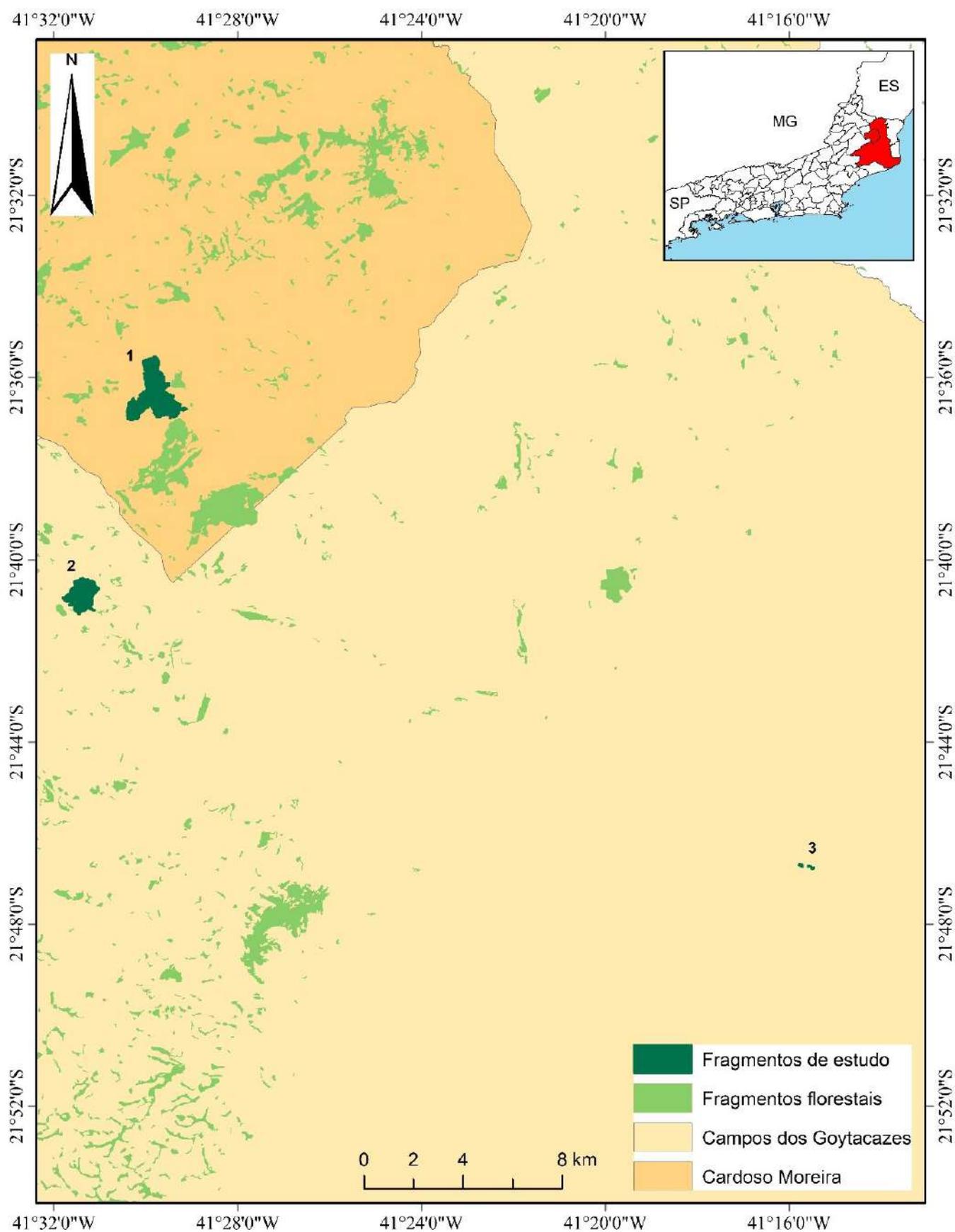
A região compreende aproximadamente 3000 ha, situada entre os córregos e brejos de Floresta e Cobiça, afluentes do rio Guaxindiba. Em 1965, a Mata do Carvão, então com cerca de 4.500 ha, teve sua extensão reduzida para os atuais 1.182 ha devido a desmatamentos ocorridos predominantemente nas décadas de 60 e 80. Essas ações visavam atender a diversas atividades, como o plantio de cana-de-açúcar, pecuária, produção de carvão vegetal e exploração comercial de madeira.

Este fragmento florestal tem sido objeto de diversos estudos fitossociológicos e ecológicos, destacando-se trabalhos de [Silva & Nascimento \(2001\)](#), [Villela et al. \(2006\)](#), [Nascimento & Lima \(2008\)](#), e [Rabelo et al. \(2013\)](#), [Abreu \(2014\)](#), [Silva \(2013\)](#), [Broggio \(2018\)](#), [Neves Neto \(2020\)](#). De acordo com informações de antigos moradores da região, todos os fragmentos têm sido alvo de corte seletivo por várias décadas. Madeiras nobres como braúna, roxinho, óleo-vermelho, peroba-rosa, peroba-amarela, ipê e jequitibá-rosa estão cada vez mais escassas devido a práticas de exploração. Atualmente, destaca-se a Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) como uma exceção, sendo o único fragmento deste grupo a contar com medidas efetivas de proteção e vigilância. Em contrapartida, os demais fragmentos encontram-se em propriedades rurais privadas, constituindo áreas de Reserva Legal. No anexo 1, é fornecida uma breve descrição dos fragmentos observados durante as atividades de campo.

### 3.6.2 Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas

Nessa fitofisionomia foram amostrados três fragmentos: Fazenda Vermelha (FVE); Mata do Mergulhão (MME) e Pedreira do Itereré (PIT), (**figura 13**). Esses fragmentos localizam-se nos municípios de Campos dos Goytacazes e Cardoso Moreira, situando-se na porção inferior da bacia do Rio Paraíba do Sul, região na qual a cobertura vegetal foi reduzida drasticamente no último século devido ao desmatamento das florestas para plantio de cana e pastagem para o gado, corte seletivo de madeira para as indústrias, dentre outros (SOS Mata Atlântica, 2018). O município de Campos dos Goytacazes, centro regional, que anteriormente se restringia à economia canavieira tornou-se um centro de formação técnica e acadêmica do interior do estado ([Alves et al., 2009](#)). Atualmente, os municípios vizinhos estão em retomada da atividade canavieira devido à valorização do etanol e ao potencial de crescimento regional dada à implantação do Complexo Portuário do Açúcar ([Alves et al., 2009](#)).

Segundo [Carvalho et al. \(2006\)](#), a maior parte destes remanescentes encontra-se ainda à mercê de pressões antrópicas diversas, como queimadas, corte seletivo de madeira e caça, sendo poucos preservados ou protegidos legalmente.



**Figura 13** - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual de Terras Baixas, são eles: 1 – Fazenda Vermelha; 2 – Pedreira do Itereré; 3 – Mata do Mergulhão. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

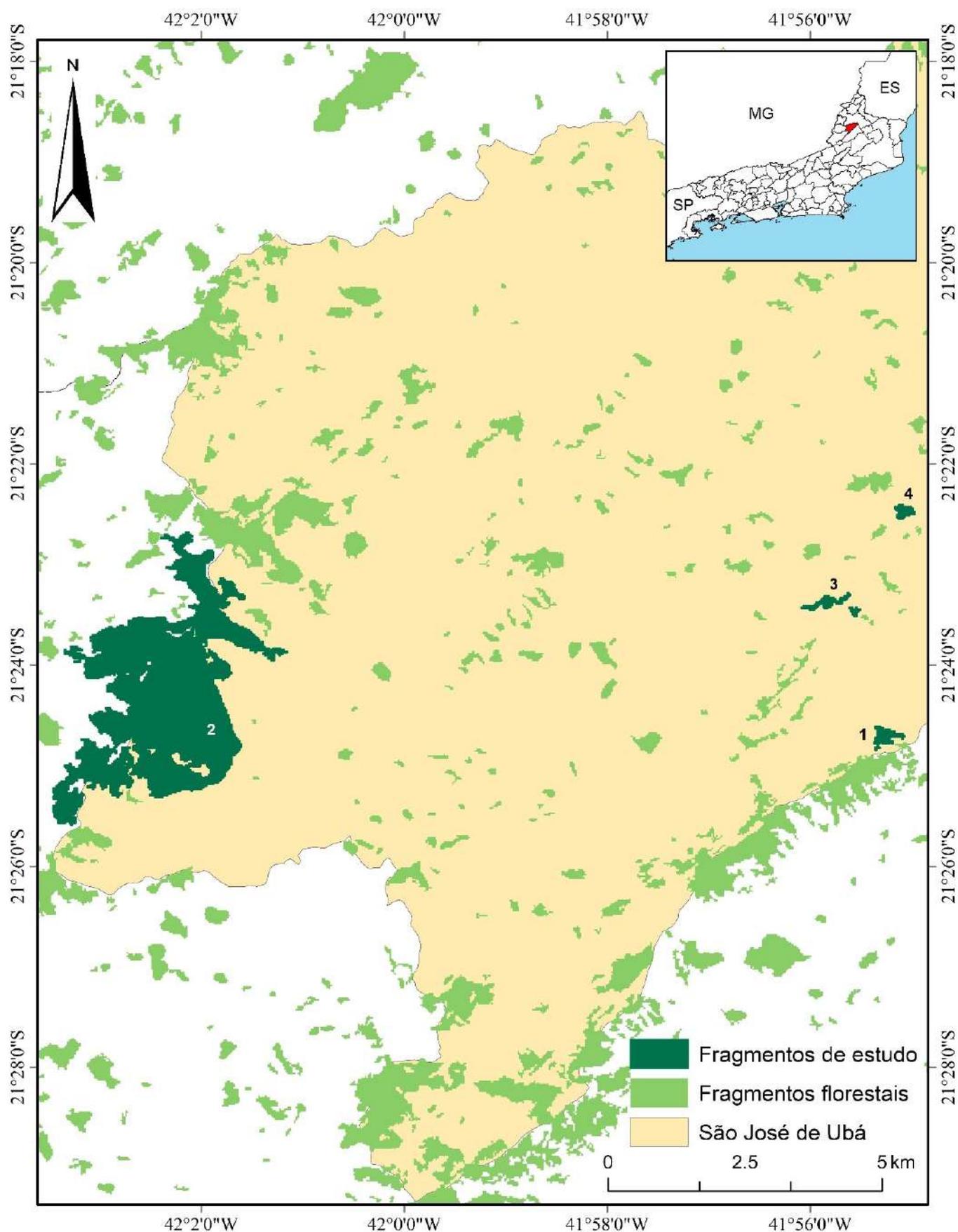
Ferreira (2004) avaliou que apesar das taxas de desmatamento nesta região terem diminuído, ainda ocorrem retiradas seletivas de madeira, o que contribui para a degradação no interior dos fragmentos. A cobertura florestal para o ano de 2022 em Campos dos Goytacazes foi de 11,09%, 44.701 ha. Enquanto Cardoso Moreira apresenta cerca de 9,09% de sua cobertura florestal, 4,748 ha (MapBiomias, 2023).

Cabe aqui a menção ao estudo de monografia de Silva (2008) na Mata do Mergulhão, localizada no município de Campos dos Goytacazes. A Mata do Mergulhão apesar de estar situada sobre solo do tipo aluvial, formado pelo extravasamento das águas do Rio Paraíba do sul, não sofre mais influência direta desse sistema aluvial devido as intervenções antrópicas, tais como construções de diques e barragens a montante do rio, com conseqüente diminuição de sua vazão (Silva et al., 2007; Silva, 2008). Nos fragmentos selecionados foi diagnosticado por Ferreira (2004) a evolução do desmatamento com redução de suas áreas entre os anos de 1986 a 2001. A Mata do Mergulhão sofreu perda de aproximadamente 3 ha de área. Na Fazenda Vermelha também foi detectada redução de área. No fragmento da Pedreira Itereré foi observado que o dossel se encontra menos denso e a matriz circundante é predominantemente pastagem, ocorrendo a entrada de gado no fragmento. Todos os remanescentes já sofreram e sofrem diferentes tipos de pressão antrópica tais como exploração madeireira, caça predatória e supressão da floresta para implantação de atividades agrícolas. Ver anexo 2 para um resumo dos fragmentos supracitados.

### 3.6.3 Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana

Os fragmentos que compõem o conjunto desta formação florestal estão situados na região Noroeste fluminense. São oito fragmentos, sendo quatro deles localizados nos municípios de Itaperuna e Natividade, e os outros quatro no município de São José de Ubá, aproveitando o ensejo, os quatro fragmentos de Ubá, são oriundos da pesquisa de mestrado conduzida por Dan (2009). Todos esses fragmentos foram categorizados como matas secundárias e encontram-se localizados em propriedades privadas, apresentando distintos históricos de intervenções humanas. Esses fragmentos incluem a Fazenda Camacho, Fazenda Prosperidade, Sítio Cambiocó e Sítio Emboque, (figura 14).

O município de São José de Ubá atualmente preserva apenas 9,98% de sua cobertura vegetal, totalizando 2.491 ha de Mata Atlântica mapeados para o ano de 2022 (MapBiomias, 2023). Os fragmentos de mata presentes nesse município estão, em sua maioria, localizados em topos de morros. Os fragmentos Camacho, Cambiocó e Emboque têm sido alvo de corte seletivo ao longo de várias décadas e registram episódios de queimadas.

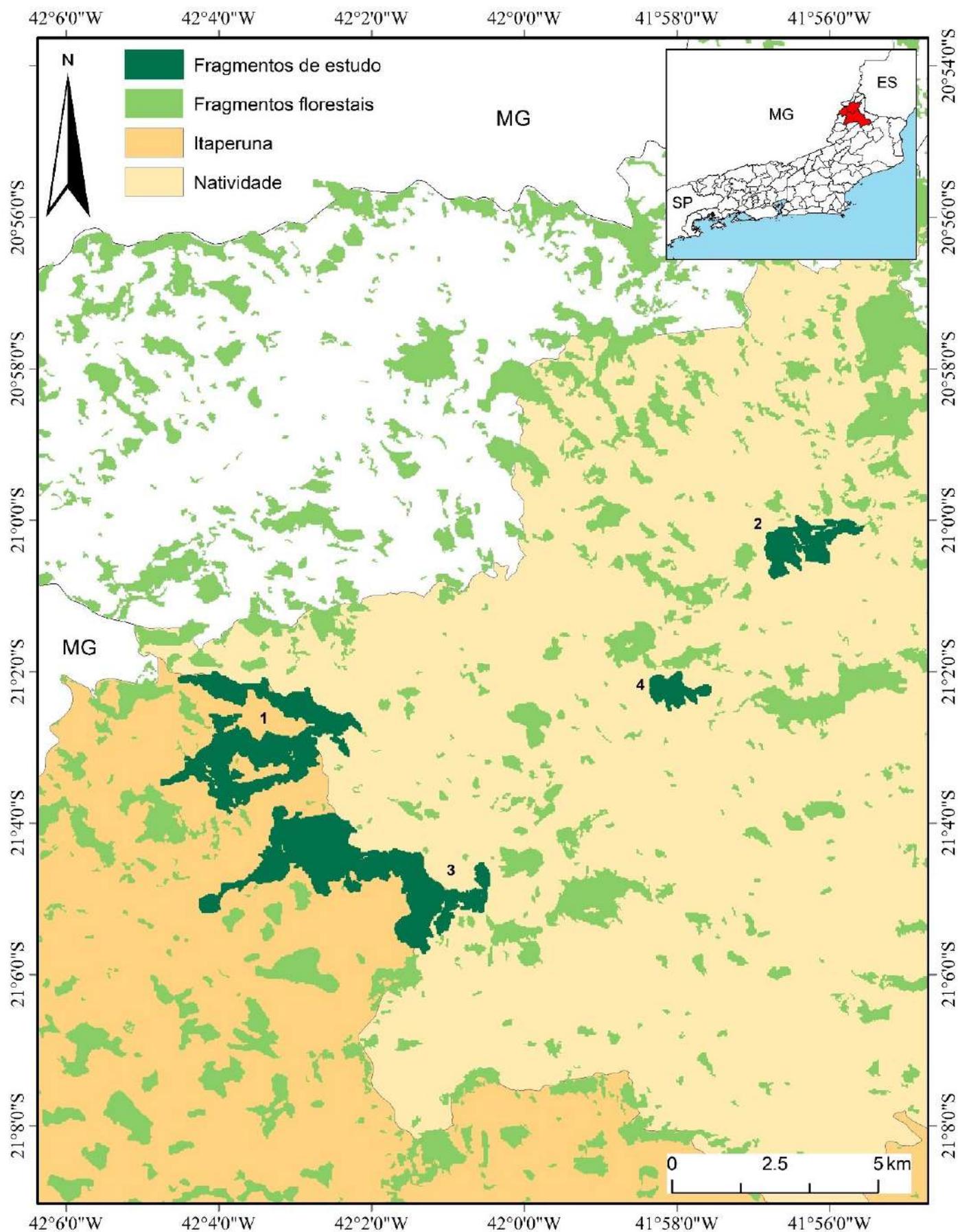


**Figura 14** - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual Submontana, são eles: 1 – Fazenda Camacho; 2 – Fazenda Prosperidade; 3 – Sítio Cambiocó; 4 – Sítio Emboque. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

O fragmento florestal Prosperidade, em tempos passados, foi utilizado para o plantio de café. No entanto, não há informações precisas sobre essa regeneração, há relatos que os plantios de café mais antigos nessa fazenda datam do período Imperial, portanto não se sabe se toda a área de mata foi utilizada e se regenerou. Entretanto sabe-se que partes da mata Prosperidade são provenientes de crescimento de florestas secundárias após o abandono de lavouras de café que ainda restavam na década de 1950 quando a família do proprietário atual adquiriu a propriedade, já havendo áreas de floresta nessa época. Atualmente, este fragmento tem sofrido menos impactos devido à proteção oferecida pelo proprietário. Um aspecto comum a todos os fragmentos é a ocorrência de corte seletivo de madeira, especialmente das espécies mais nobres, como o óleo-vermelho (*Myrcarpus frondosus* Allemão, Fabaceae), peroba-rosa (*Aspidosperma*, Apocynaceae), peroba-amarela (*Paratecoma peroba* (Record & Mell) Kuhl., Bignoniaceae), ipê (*Handroanthus*, Bignoniaceae) e jequitibá (*Cariniana*, Lecythidaceae) (Dan, 2009). O anexo 3, reúne informações sobre os oito fragmentos deste grupo.

Nos municípios de Itaperuna e Natividade, temos: Fazenda Monte Alegre (FMA), Fazenda Nestoda (FNE), Mata de São Vicente (SVI) e Mata da Torre (MTO) (**figura 15**). A ocupação da região que hoje abriga o município de Itaperuna teve início na primeira metade do século XVIII, impulsionada principalmente pela exploração de territórios previamente não habitados pelos colonos descendentes de europeus ([Bergallo et al., 2009](#)). A atividade econômica predominante inicialmente foi a criação de gado, desenvolvida em fazendas de grandes extensões. A partir do final do século XIX, com a ampliação da economia cafeeira, a colonização ocorreu de maneira rápida e uniforme. O município de Natividade, emancipado há 66 anos, até 1946 fazia parte de Itaperuna, destacando-se historicamente pelo cultivo de café e pecuária bovina.

Essas atividades resultaram na quase completa remoção da cobertura vegetal original ([Bergallo et al., 2009](#)), a qual foi drasticamente reduzida a apenas 9,17% (10.151 ha) de remanescentes florestais de Mata Atlântica em Itaperuna e a 14,98% (5.799 ha) em Natividade ([MapBiomias, 2023](#)). A crise do café nas décadas de 20 e 30 levou os produtores a desenvolverem uma agricultura mais diversificada. A economia agropecuária ainda prevalece na região, com destaque para a criação de gado leiteiro e de corte, além das culturas de cana, tomate, arroz, milho e mandioca, caracterizadas por características de estagnação. No entanto, Itaperuna é considerada um centro regional com atividades diversificadas, como a indústria de laticínios, um polo comercial de confecções, prestação de serviços médicos e detentora de um parque educacional de



**Figura 15** - Mapa dos fragmentos situados na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual Submontana, são eles: 1 – Fazenda Monte Alegre; 2 – Fazenda Nestoda; 3 – Mata de São Vicente; 5 – Mata da Torre. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

ensino superior (Bergallo et al., 2009). Em Natividade, além das práticas agropecuárias, destaca-se o turismo rural em fazendas históricas e o turismo religioso, devido aos relatos da aparição de Nossa Senhora de Natividade no início do século passado.

Esses fragmentos apresentam distintos históricos de perturbação. A Mata de São Vicente, devido à sua vasta extensão, exhibe áreas em diversos estágios de regeneração, incluindo aquelas de fácil acesso, outras que se regeneraram a partir de plantios abandonados e trechos mais preservados. Atualmente, este fragmento pertence a vários herdeiros. No caso do fragmento de Monte Alegre, caracteriza-se por acesso difícil, ausência de pressão por corte seletivo e formação a partir da regeneração de um plantio de café erradicado na década de 40 (Abreu, 2014).

A Fazenda Nestoda, recentemente designada como RPPN, conforme informações do proprietário, não apresenta histórico de exploração madeireira. Por outro lado, a Mata da Torre, localizada em uma fazenda que anteriormente possuía uma serraria, foi alvo de exploração e extração por várias décadas. Através do corte seletivo, madeiras nobres como (*Ocotea*, Lauraceae), jequitibás (*Cariniana*, Lecythidaceae), braúna (*Melanoxylon braúna*, Fabaceae) e peroba-rosa (*Aspidosperma*, Apocynaceae) eram retiradas e comercializadas (Abreu, 2014). Hoje o fragmento pertence a herdeiros que demonstraram interesse em preservá-lo e transformá-lo em uma RPPN. Ver anexo 4 para detalhes sobre grau de preservação e descrição da fisionomia da comunidade vegetacional.

#### 3.6.4 Desenho Experimental, Metodologia de Campo e Amostragem

A avaliação dos estoques de carbono acima do solo foi conduzida mediante uma abordagem de amostragem centrada em espécies arbóreas lenhosas presentes nos fragmentos mencionados anteriormente. As parcelas fixas, estabelecidas por Dan (2009) e Abreu (2014), foram revisitadas neste estudo, incluindo a realização de um segundo censo nessas áreas. A seleção das amostras seguiu o método de parcela fixa (Mueller-Elleberg & Dombois, 1974), com a alocação aleatória das parcelas a uma distância aproximada de 30 m das bordas dos fragmentos.

A execução do segundo censo nas parcelas seguiu o protocolo Rainfor /ForestPlots. O critério de medição adotado foi o diâmetro à altura do peito (DAP), considerando uma altura de 1,30 m acima do solo, para todos os indivíduos dentro das parcelas, abrangendo aqueles com  $DAP \geq 5$  cm. Foram medidas as árvores vivas e mortas em pé, identificadas em censos anteriores, assim como os recrutas marcados e

plaquetados pela primeira vez neste censo, desde que pelo menos um de seus fustes se enquadrasse no critério mínimo de inclusão (caso houvesse ramificação acima do solo), sendo amostrados e identificados até a menor categoria taxonômica possível. No caso de troncos múltiplos, foram medidas todas as ramificações para o cálculo da área basal do indivíduo. A altura máxima da copa de cada árvore foi estimada de forma consistente pelo mesmo observador. A amostragem das diferentes tipologias de Floresta Estacional Semidecidual, realizada entre 2016 e 2020 (**anexo 5**), seguiu-se:

- a) FES de Tabuleiros (São Francisco do Itabapoana): As áreas foram amostradas em uma faixa altitudinal entre 12 e 48 m, totalizando uma área amostral de 1,4 ha nos seis fragmentos estudados. Sete subáreas amostrais foram estabelecidas: Fazenda Imburi (0,2 ha), Fazenda Santana (0,2 ha), Fazenda Palmeiras (0,2 ha), Fazenda Santo Antônio (0,2 ha), Mata do Funil (0,2 ha), EEEG - subárea 1 (CVD) e subárea 2 (CVP) - (0,2 ha cada, totalizando 0,4 ha).
- b) FES de Terras Baixas (Campos dos Goytacazes e Cardoso Moreira): As áreas amostradas variaram entre 5 e 50 m de altitude, totalizando 0,6 ha. Foram estabelecidas duas parcelas de 100 x 10 m na Mata do Mergulhão (0,2 ha) e 10 parcelas de 20 x 20 m nos demais fragmentos estudados: Pedreira Itereré (0,2 ha), Fazenda Vermelha (0,2 ha).
- c) FES Submontana (Natividade e Itaperuna): As áreas amostradas seguiram um gradiente de altitude entre 237 e 500 m, totalizando 1,0 ha. Foram alocadas 25 parcelas de 20 x 20 m nos quatro fragmentos estudados, distribuídas em cinco subáreas amostrais: Mata da Torre (0,2 ha), Fazenda Nestoda (0,2 ha), Fazenda Monte Alegre (0,2 ha) e Mata de São Vicente - subárea 1 e subárea 2 (0,2 ha cada, totalizando 0,4 ha).
- d) FES Submontana (São José de Ubá): As áreas amostradas seguiram um gradiente de altitude entre 237 e 500 m, totalizando 0,8 ha. Foram alocadas 20 parcelas de 20 x 20 m nos quatro fragmentos estudados, distribuídas em cinco subáreas amostrais: Fazenda Camacho (0,2 ha), Fazenda Prosperidade (0,2 ha), Sítio Cambiocó (0,2 ha) e Sítio Emboque (0,2 ha).

### 3.7 Referências

ABREU, KMP. **Estrutura, Florística e Diversidade de Fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual no Norte-Noroeste Fluminense**. 2013. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes. 190p.

ABREU, KMP et al. Tree species diversity of coastal lowland semideciduous forest fragments in northern Rio de Janeiro State, Brazil. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 5, p. 1529-1550, 2014.

ALVES, M.A.S., Jenkins, C.N., Caramaschi, E.P., Scarano, F.R., Oliveira, F.J.G., Zalmon, I.R., Monteiro, R.F., Camargo, A.F.C. & Pimm, S.L. 2009. **Região de petróleo e gás natural**. Pp. 303-313. In: Bergallo, H. G.; Fidalgo, E. C. C.; Rocha, C. F. D.; Uzêda, M. C.; Costa, M. B.; Alves, M. A. S.; Van Sluys, M.; Santos, M. A.; Costa, T. C. C. & Cozzolino, A. C. R. (org.). Estratégias e ações para conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro. Instituto Biomas & Secretaria do Estado de Ambiente/Instituto Estadual do Ambiente, Rio de Janeiro.

ANDERSON, Liana O. et al. Remote sensing detection of droughts in Amazonian forest canopies. **New Phytologist**, v. 187, n. 3, p. 733-750, 2010.

ARAGÃO, Luiz Eduardo OC et al. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. **Geophysical Research Letters**, v. 34, n. 7, 2007.

ARAÚJO, D. S. D. 1997. **Mata Atlântica: CPD site SA14, Cabo Frio Region, southeastern Brazil**. In: Davis, S.D., Heywood, V.H., Herrera-Macbryde, O., Villa-Lobos, J., Hamilton, A.C. (Eds.). Centers of plant diversity: a guide and strategy for their conservation, 373–375. World Wildlife Fund and The World Conservation Union, London, England.

BELLARD, Céline et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 12, p. 1376-1386, 2014.

BERGALLO, Helena de Godoy. **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro**. Instituto Biomas, 2009.

BLUM, Christopher Thomas; RODERJAN, Carlos Vellozo; GALVÃO, Franklin. O clima e sua influência na distribuição da Floresta Ombrófila Densa na Serra da Prata, Morretes, Paraná. **Floresta**, v. 41, n. 3, 2011.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Área da Mata Atlântica é habitada por 70% da população brasileira**. 2013. Disponível em: < <https://www.gov.br/mma/pt->

br/noticias/area-da-mata-atlantica-e-habitada-por-70-da-populacao-brasileira>. Acesso em: 28 dez. 2023.

BROGGIO, IS. **Dinâmica da biomassa arbórea em fragmentos de Floresta Estacional do Norte Fluminense, RJ**. 2018. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes. 99p.

BROGGIO, Igor Santiago et al. Quantifying Landscape Fragmentation and Forest Carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Research Letters**, 2024.

CAMPANILI, Maura; SCHÄFFER, Wigold Bertolo. Mata Atlântica: manual de adequação ambiental. 2010.

CARVALHO, Fabrício Alvim et al. Comunidade arbórea de uma floresta de baixada aluvial no município de Campos dos Goytacazes, RJ. **Cerne**, v. 12, n. 2, p. 157-166, 2006.

CHAZDON, Robin L. Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation. **Biotropica**, v. 51, n. 4, p. 463-472, 2019.

CHAZDON, Robin L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science Advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016.

CIDE – Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro. 2001. **Percentual das áreas, por tipo de uso do solo, segundo os municípios – Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro.

CIDE – Centro de Informações e Dados do Rio de Janeiro. 2001a. **Anuário Estatístico do Estado do Rio de Janeiro 1999-2000**. Rio de Janeiro, 589p.

CIELO FILHO, R. & SANTIN, D.A. 2002. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano-Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 25(3): 291-301.

COLWELL, Robert K. et al. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. **science**, v. 322, n. 5899, p. 258-261, 2008.

Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Semad/Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Brasília: MMA/SBF. 40p.

COSTA, Thomaz Corrêa et al. Diversidade de paisagens no Estado do Rio de Janeiro. **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro**, 2009.

DA ASSUNÇÃO BORSATO, Victor; DE SOUZA FILHO, Edvard Elias. A participação dos sistemas atmosféricos atuantes na bacia do rio Paraná no período 1980 a 2003. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 7, 2010.

DAN, M.L. 2009. **Estrutura e relações florísticas da comunidade arbórea de fragmentos de floresta estacional semidecidual na bacia hidrográfica do rio São Domingos, São José de Ubá, Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 107p.

DEAN, Warren. A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. In: **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1996. p. 484-484.

DURIGAN, G. et al. 2000. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica** 23(4): 369-381.

ELLENBERG, Dieter; MUELLER-DOMBOIS, Dieter. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974.

FARIA, Deborah et al. The breakdown of ecosystem functionality driven by deforestation in a global biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 283, p. 110126, 2023.

FERREIRA, R. 2004. **Avaliação histórica da vegetação nativa da porção inferior da bacia do rio Paraíba do Sul no estado do Rio de Janeiro**. (Monografia). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

FERREIRA, Igor José Malfetoni et al. Potential aboveground biomass increase in Brazilian Atlantic Forest fragments with climate change. **Global Change Biology**, v. 29, n. 11, p. 3098-3113, 2023.

FRITZSONS, Elenice; WREGE, Marcos Silveira; MANTOVANI, Luis Eduardo. A distribuição natural do pinheiro-do-paraná no estado do Rio Grande do Sul, Brasil: A influência de fatores climáticos e geomorfológicos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, 2018.

GIARETTA, Augusto; MENEZES, Luis Fernando Tavares de; PEREIRA, Oberdan José. Structure and floristic pattern of a coastal dunes in southeastern

Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, p. 87-107, 2013.

GNACADJA, Luc; VIDAL, Adriana. How can science help to implement the UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030?. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 378, n. 1867, p. 20210066, 2023.

HEINRICH, Viola HA et al. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 1785, 2021.

HEINRICH, Viola HA et al. The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. **Nature**, v. 615, n. 7952, p. 436-442, 2023.

HUECK, Kurt; REICHARDT, Hans. **As florestas da América do Sul: ecologia, composição e importância econômica**. São Paulo: Polígono, 1972.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, CDRN; AMBIENTAIS, Estudos. **Biomass e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil. Série Relatórios Metodológicos**, v. 45, 2019.

KAMIUTO, K. A simple global carbon-cycle model. **Energy**, v. 9, n. 8, p.825-829, 1994.

KNOPPERS, Bastiaan; EKAU, Werner; FIGUEIREDO, Alberto G. The coast and shelf of east and northeast Brazil and material transport. **Geo-Marine Letters**, v. 19, p. 171-178, 1999.

KÖPPEN, W. 1948. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Ciudad de México, Fondo de Cultura Económica.

KOVACS, John M. et al. A field based statistical approach for validating a remotely sensed mangrove forest classification scheme. **Wetlands ecology and management**, v. 19, p. 409-421, 2011.

LUMBRERAS, J.F.; Carvalho Filho, A.; Motta, P.E.F.; Palmieri, F; Calderano, S.B.; Baruqui, A.M.; Pereira, N.R. & Naime, U.J. 2004. **Macropedoambientes da região Noroeste Fluminense: uma contribuição ao planejamento ambiental**. Embrapa Solos /Documentos 64. 21p.

MapBiomass Collection [8] of the Annual Series of Land Use and Land Cover

Maps of Brazil. Acesso em 18 dez 2023  
[https://brasil.mapbiomas.org/en/?s=luluc&d=&post\\_type=&trp-form-language=en](https://brasil.mapbiomas.org/en/?s=luluc&d=&post_type=&trp-form-language=en)

MARTINELLI, Gustavo; MORAES, Miguel Avila. **Livro vermelho da flora do Brasil**. 2013.

MEIRA-NETO, João Augusto Alves et al. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual submontana em área diretamente afetada pela Usina Hidrelétrica de Pilar, Ponte Nova, Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 21, n. 3, p. 337-344, 1997.

MEIRA-NETO, João Augusto Alves et al. Drivers of the growth–survival trade-off in a tropical forest. **Journal of Vegetation Science**, v. 30, n. 6, p. 1184-1194, 2019.

MENDONÇA, J.C., André, R.G.B., Pinheiro, F.M.A. & Marques, V.S. 2009. **Índices dearidez e umidade nas regiões Norte e Noroeste do Estado do Rio de Janeiro**. 30º Simpósio Internacional de Climatologia, Canela-RS.

METZGER, Jean Paul; PIVELLO, V.; JOLY, C. A. Landscape ecology approach in the preservation and rehabilitation of riparian forest areas in SE Brazil. **Landscape ecology as a tool for sustainable development in Latin America**. Logan: **International Association for Landscape Ecology**, 1998.

MOHEBALIAN, Phillip M. et al. Deforestation in South America's tri-national Paraná Atlantic Forest: Trends and associational factors. **Forest Policy and Economics**, v. 137, p. 102697, 2022.

MORELLATO, L. Patrícia C.; HADDAD, Célio FB. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MYERS, N. Threatened biotas. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p.187-208,1988

MYERS, N. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. **The Environmentalist**, v. 10, n. 4, p.243-256, 1990.

MYERS, N.; et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n.6772, p.853-858, fev. 2000.

NEVES NETO, N. B. 2020. **Dinâmica da comunidade arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual de tabuleiro do norte fluminense no período de 1996 a 2019**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 97p.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurélio L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate 1. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T. et al. Análise florística do compartimento arbóreo de áreas de Floresta Atlântica sensu lato na região das Bacias do Leste (Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro). **Rodriguésia**, v. 56, p. 185-235, 2005.

OLIVEIRA FILHO, Ary T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, p. 149-161, 2007.

PAGLIA, A. P.; FONSECA, GAB; SILVA, JMC. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. **MMA/Fundação Biodiversitas. Brasília, DF**, 2008.

PETERSON, Ray G.; STRAMMA, Lothar. Upper-level circulation in the South Atlantic Ocean. **Progress in oceanography**, v. 26, n. 1, p. 1-73, 1991.

RABELO, G.R., et al. 2013. Structural and ecophysiological adaptations to forest gaps. **Trees** 27: 259-272.

REZENDE, C. L.; et al. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16,n. 4, p.208-214, 2018.

REZENDE, Camila Linhares et al. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. **Biodiversity and conservation**, v. 24, p. 2255-2272, 2015.

RIBEIRO, M. C, et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009b.

RIBEIRO, Caroline et al. Brazilian Atlantic rainforest under attack. **Science**, v. 381, n. 6657, p. 491-492, 2023.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G.. As unidades fitogeográficas do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v.24, n.1, p.75-92, 2002.

SALIS, S. M.; SHEPHERD, G. J.; JOLY, C. A. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio**, v. 119, p. 155-164, 1995.

SANCHEZ-AZOFEIFA, G, et al. Research priorities for neotropical dryforests. **Biotropica**, v. 37, n. 4, p.477-485, dez. 2005.

SANTOS, Karin dos; KINOSHITA, Luiza Sumiko. Flora arbustivo-arbórea do

fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas, SP. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, p. 325-341, 2003.

SCARANO, F. R.; Costa, D. P.; Freitas, L.; Lima, H. C.; Martinelli, G.; Nascimento, M.T.; Sá, C. F. C.; Salgueiro, F.; Araujo, D. S. D. & Raíces, D. S. L. (2009). **Conservação da flora do Estado do Rio de Janeiro: até onde a ciência pode ajudar**. Pp. 221-233. In: Bergallo, H. G.; Fidalgo, E. C. C.; Rocha, C. F. D.; Uzêda, M. C.; Costa, M. B.; Alves, M. A. S.; Van Sluys, M.; Santos, M. A.; Costa, T. C. C. & COZZOLINO, A. C. R. (org.). Estratégias e ações para conservação

SCHWENCK JÚNIOR, P.M. 2004. Avaliação ambiental do Projeto Rio Rural/GEF de gerenciamento integrado de agroecossistemas em microbacias hidrográficas do norte-noroeste fluminense. **Relatório Técnico** 75 p.

SCHWENCK JÚNIOR, P.M. 2008. Avaliação ambiental do Projeto Rio Rural/BIRD. **Relatório Técnico** 76 p.

SHIMAMOTO, Carolina Y.; BOTOSSO, Paulo C.; MARQUES, Márcia CM. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, 2014.

SILVA, J.F., Farinas, M.R., Felfili, J.M. & Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. **Journal of Biogeography** 33: 536-548.

SILVA, S.F., Dan. M.L., Rabelo, G.R. & Nascimento, M.T. 2007. **Composição florística do compartimento arbóreo de um fragmento de Mata Atlântica de baixada aluvial no Norte Fluminense, RJ**. p.1-2. In: III Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu.

SILVA, S.F. 2008. **Composição florística e estrutura do estrato lenhoso de um fragmento de Mata Atlântica de baixada aluvial no Norte Fluminense, RJ**. Monografia. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro.

SILVA, V. D. **Respiração heterotrófica e estoques de necromassa em regiões de borda e interior em fragmentos de mata atlântica. 2013. 93 f.** 2013. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. 93p.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; et al. Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 6, p.305-321, 2018.

SILVA JUNIOR, C. H. L. **Dinâmica da formação de bordas florestais e seu impacto nos estoques de carbono na Bacia Amazônica utilizando sensoriamento remoto**. 2018. 213 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, 2018. Disponível em: <<http://urlib.net/rep/8JMKD3MGP3W34P/3QEKUAS>>.

SOFFIATI NETTO, A.A. 2011. Breve estudo de eco-história sobre a utilização humana das florestas estacionais do norte-noroeste entre os períodos colonial e republicano. **Vértices** 13 (2): 7-30.

SOFFIATI, A. 2005. História das ações antrópicas sobre os ecossistemas vegetais nativos das regiões norte e noroeste do Estado do Rio de Janeiro. **Perpectivas** 4 (7): 67-79.

SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período de 2016 a 2017**. São Paulo: SOS Mata Atlântica, 2018.

TABARELLI, M., SILVA, J.M.C. & GASCON, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, 13, 1419–1425.

TORRES, R. B.; MARTINS, F. R. & GOUVÊA, L. S. K. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 20(1): 41-49.

Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R. & Lima, J. C. A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

VILLANOVA, P. H.; TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; DA SILVA, L. F.; SCHETTINI, B. L. S.; DA ROCHA, S. J. S. S. Carbon stock growth in a secondary Atlantic forest. **Revista Arvore**, v. 43, n. 4, p. 1–9, 2019.

VILLELA, Dora Maria et al. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506-516, 2006.

WERNECK, Márcio et al. Distribution and endemism of angiosperms in the Atlantic Forest. **Nat. Conserv**, v. 9, p. 188-193, 2011.

WREGE, Marcos Silveira et al. **Distribuição natural e habitat da araucária frente às mudanças climáticas globais**. 2017.

#### **4. CAPÍTULO III:**

### **QUANTIFYING LANDSCAPE FRAGMENTATION AND FOREST CARBON DYNAMICS OVER 35 YEARS IN THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST**

**Submetido à revista Environmental Research Letters em 11/09/2023**

**Qualis Capes (Área da Biodiversidade, 2017-2020): A1**

**Fator de Impacto (2024): 6.947**

**Status: Publicado em 09/02/2024**

**Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ad281c>>**

# Quantifying landscape fragmentation and forest carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest

<sup>1,4,8\*</sup> Igor S. Broggio, <sup>3,5,7,8</sup> Celso H. L. Silva-Junior, <sup>1,4</sup> Marcelo T. Nascimento, <sup>1,4</sup> Dora M. Villela, <sup>2,6,8</sup> Luiz E. O. C. Aragão

<sup>1</sup> Laboratório de Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF), Campos dos Goytacazes, Brazil

<sup>2</sup> Earth Observation and Geoinformatics Division, National Institute for Space Research (INPE), São José Dos Campos, Brazil

<sup>3</sup> Amazon Environmental Research Institute, Brasília, Brazil

<sup>4</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UENF, Campos dos Goytacazes, Brazil

<sup>5</sup> Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Maranhão (UFMA), São Luís, Brazil

<sup>6</sup> Faculty of Environment, Science and Economy, University of Exeter, Exeter, UK

<sup>7</sup> Department of Geography, School of Environment Education and Development (SEED), The University of Manchester, Manchester, UK

<sup>8</sup> Tropical Ecosystems and Environmental Sciences lab (TREES), INPE, São José dos Campos, Brazil

**Email:**

[isbbroggio@gmail.com](mailto:isbbroggio@gmail.com)

**Abstract**

The Brazilian Atlantic Forest (AF) covers 13% of Brazil but retains only 26% of its original forest area. Utilizing a Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA), we generated 30-m spatial resolution fragmentation maps for old-growth and secondary forests across the AF. We quantified landscape fragmentation patterns and carbon (C) dynamics over 35 years using MapBiomass data between the years 1985 and 2020. We found that from 1985 to 2020 the forest suffered continuous fragmentation, losing core (nuclei forest fragments) and bridge (areas that connect different core areas) components of the landscape. About 87.5% (290,468.4 km<sup>2</sup>) of the remaining forest lacked core areas, with bridges (38.0%) and islets (small, isolated fragments) (35.4%) being predominant. Secondary forests (1986-2020) accounted for 99,450.5 km<sup>2</sup> and played a significant role in fragmentation pattern, constituting 44.9% of the areas affected by edge effects (perforation, edge, bridge, and loop), 53.7% of islets, and comprising only 1.4% of core forest. Additionally, regeneration by secondary forests contributed to all fragmentation classes in 2020. Even with the regrowth of forests, the total forested area in the biome did not increase between 1985 and 2020. Deforestation emissions reached 818 Tg CO<sub>2</sub>, closely paralleled by edge effects emissions at 810 Tg CO<sub>2</sub>, highlighting a remarkable parity in C emissions between the two processes. Despite slow changes, AF biome continues to lose its C stocks. We estimated that around 1.96 million hectares (19,600 km<sup>2</sup>) of regenerated forest would be required to offset the historical C emissions over the analyzed period. Hence, MSPA can support landscape monitoring, optimizing natural or active forest regeneration to reduce fragmentation and enhance C stocks. Our study's findings are critical for guiding land-use policies focusing on minimizing emissions, promoting forest regrowth, and monitoring its permanence. This study offers biome scale, spatially explicit information, critical for AF conservation and management.

**Keywords:** Deforestation, Degradation, Ecosystem Services, Forest Restoration, Land-Use Change

## 1. Introduction

The main contributors to fragmentation of remaining forests globally are deforestation and degradation (Taubert *et al* 2018). Understanding landscape structure overtime and its impacts on carbon (C) stocks is critical for the sustainable management of tropical forests (Turner and Gardner 2015, McDowell *et al* 2020) The patch–corridor–matrix model (Forman 1995) efficiently characterizes landscape spatial structure. It serves as a foundational framework for studying ecological processes over space and time. (Wiens 1995, Schröder and Seppelt 2006, Turner and Cardille 2007, Haddad *et al* 2015).

The Brazilian Atlantic Forest (AF), recognized as a significant biodiversity hotspot (Myers *et al* 2000) and currently an area of global restoration priority (Strassburg *et al* 2019), has a history of extensive fragmentation. Studies have utilized metrics such as fragment size, edge area, and isolation-related approaches to characterize fragmentation status (Vos *et al* 2001, Urban 2005). Additionally, landscape metrics have been employed to assess AF fragmentation by analyzing the spatial distribution of forest remnants at biome scale (Ribeiro *et al* 2009, Rezende *et al* 2018, Rosa *et al* 2021).

However, to understand how changes in landscape configuration affect the integrity of remaining forests and their capacity to maintain ecosystem services, such as C storage, biodiversity and water cycle, time continuous fragmentation assessment must necessarily be associated with deforestation monitoring information.

The latest deforestation report for the AF showed that over 300 km<sup>2</sup> (30,012 ha) of forests were lost in 2022. In that year alone, there were 7,905 verified deforestation alerts, marking a significant increase of 53.7% in relation to 2021. Alarmingly, 99.8% of these alerts exhibited signs of illegality. The “*Mata Atlântica em Pé*” operation monitored 1,279 alerts in 17 states, leading to fines totalling over R\$ 48 million (MapBiomass 2023).

Furthermore, recent proposed legislative changes, such as MP 1150/2022, pose an additional risk by relaxing restrictions on the removal of native vegetation, potentially bypassing crucial environmental assessments, and ecological compensation requirements. This could undermine efforts that resulted in a sharp decrease in deforestation rates in the past decades, from an average loss of 1,000 km<sup>2</sup> per year

during the 1990s to a reduction below 120 km<sup>2</sup> by 2018 (SOS Mata Atlântica 2022). During the same timeframe, there was a significant rise in regeneration rates (Rosa *et al* 2021), especially post-2006 with the enactment of the AF Law (11.428/2006) and later with the New Forest Code (12.651/2012) introducing the Rural Environmental Registry (CAR). The CAR is a mandatory registry that obliges the disclosure of environmental data from private rural properties, serving as a tool for guiding vegetation preservation and restoration initiatives (da Silva *et al* 2023).

The current decade, referred by the United Nations as the restoration decade (Gnacadjia and Vidal 2022), emphasizes the importance of regeneration of secondary forests, mainly in the tropics, for increasing forest C stocks and enhancing ecosystem services provision (Chazdon *et al* 2016, Chazdon 2019, Heinrich *et al* 2021, 2023). Despite important legislative measures aiming the protection of remaining forests, the AF continues to be degraded and deforested (Mohebalian *et al* 2022), resulting in reduced connectivity and ecosystem functionality in this biodiversity hotspot (Faria *et al* 2023).

To support the efforts required for increasing the integrity of AF biome in storing C and providing other ecosystem services, the aim of this study was to evaluate the dynamics of forest fragmentation, accounting for the contribution of secondary forest regrowth on the fragmentation status, and to quantify the impact of deforestation, degradation, and forest regrowth on the C budget of the fragmented AF biome. Given the extensive fragmentation in the AF, surpassing that of the Amazon, and considering significant C loss solely caused by deforestation in the Amazon, our study predicts that the combined effects of edge degradation and deforestation in the AF will markedly impact C stocks, potentially outweighing C sequestration from regenerating forests.

This analysis can provide valuable insights for supporting decision-makers and stakeholders on the elaboration of better choices for effective national and regional landscape management initiatives, focusing on the conservation of biodiversity and ecosystem services, contributing to the ambitious national and global restoration goals of 350 million hectares of deforested and degraded areas by 2030.

## 2. Methods

### 2.1 Categorizing Landscape Fragmentation

We used MapBiomas forest maps to assess fragmentation status of AF landscape in 1985 and 2020 at a 30-meter spatial resolution. We categorized forest landscape into seven fragmentation classes (Vogt *et al* 2007, Riitters and Vogt 2023, Soille and Vogt 2009): core, perforation, edge, bridge, loop, branch, and islet, ranging from lowest to highest fragmentation level (fig.1(a)). Core is the interior forest area excluding the perimeter, islets are small, disjointed forest patches, edges constitute the external forest perimeter, and perforation refers to the internal forest perimeter. The connection classes include bridge, loop, and branch. Bridges connect different core areas, loops connect the same core area, and branches are forest areas linked at one end to perforation, edge, bridge, or loop.

After define fragmentation classes, we developed a temporal pathway outlining forest processes. Shifting from core to more fragmented classes indicate primary degradation, while non-core classes into higher fragmentation indicate secondary degradation. Any class transitioning to non-forest is deforestation, while the opposite trend, regeneration. “Unchanged” forests remained in the same class over time. (fig.1(b)).

a) Forest Fragmentation Classes

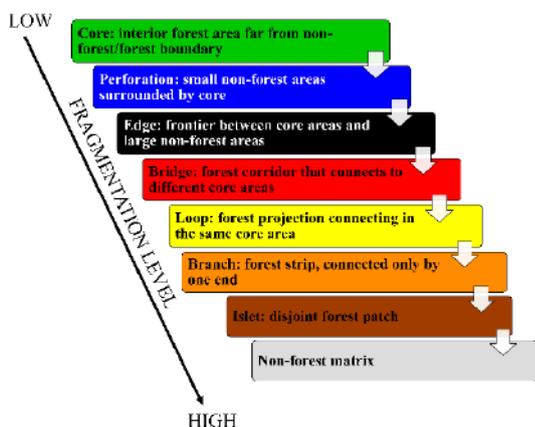


Figure 1 (a) - Main fragmentation classes derived from Soille and Vogt (2009).

### 2.2 Study Area

Located in a complex landscape formed by heterogeneous environmental conditions and rich forest composition (fig. 2). This region is home to over 72% of the Brazilian population and three major South American urban hubs, contributing with approximately 70 % of the Brazilian GDP (SOS Mata Atlântica 2022).

According to the MapBiomas, there were 337,663 km<sup>2</sup> of AF cover in 1985 (MapBiomas 2021). Most remaining forests exist as fragments, often smaller than 1 km<sup>2</sup>, and occasionally isolated. Large forest patches persist in areas historically unsuitable for agriculture and human habitation (Ranta *et al* 1998, Ribeiro *et al* 2009).

b) Fragmentation Classes Transitions Model

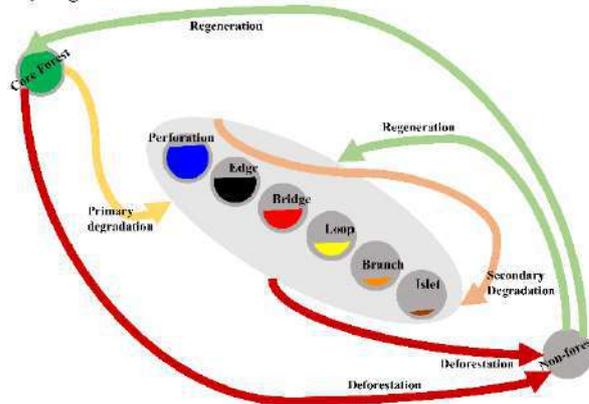


Figure 1 (b) – Conceptual representation of forest transitional pathways leading to forest change process over time. The color ramp to represent fragmentation classes aligns with the standard set by Soille and Vogt (2009).

### 2.3 Inputs Preparation

We used MapBiomas Collection 6.0 ([https://mapbiomas.org/en/colecoes-mapbiomas-1?cama\\_set\\_language=en](https://mapbiomas.org/en/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=en)) Land-use and Land-cover data from 1985 and 2020 (MapBiomas 2021). Based on Silva Junior *et al*'s (2020b) method, we mapped the extent of secondary forests (1986-2020) ([https://github.com/celsohisi/gee\\_brazil\\_sv](https://github.com/celsohisi/gee_brazil_sv)). We then produced maps depicting the old-growth and secondary forests cover between the years 1985 and 2020.

We considered secondary forests as forest pixels that were replaced by anthropic classes (e.g., agriculture and pasture) and then classified again as forest during the period 1986-2020. Old-growth forests were defined as forests that remained in the forest class throughout the time series. Consequently, we created three binary maps: one representing the forest in 1985, another for 2020, both inclusive of old-growth and secondary forests. The third map was built using the map algebra approach by removing the standing secondary forests accumulated between 1986 and 2020 in the 2020 forest map (fig. 3, step 1). This approach allowed us to evaluate the impact of secondary forests on fragmentation metrics and connectivity within the AF landscape.

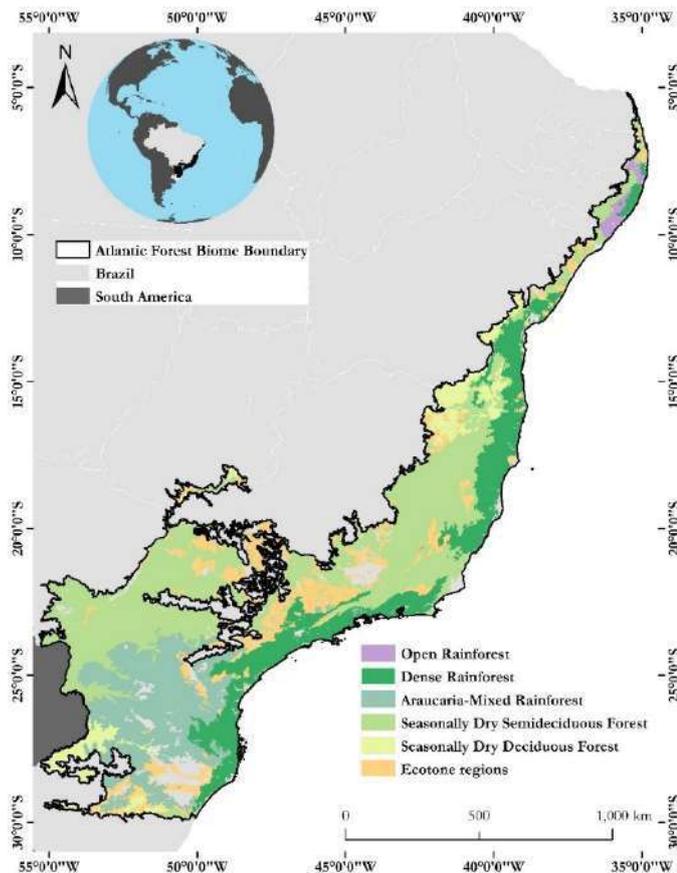


Figure 2 - Brazilian Atlantic Forest along with its distinct forest formations. Forest types include Open Rainforest, Dense Rainforest, Araucaria-Mixed Rainforest, Seasonally Dry Semideciduous Forest, Seasonally Dry Deciduous Forest, and Ecotone regions (areas of ecological transition, occur between different vegetation types and pioneering formations like Restingas, Savannas, Steppes, Inselbergs). Source data for forest formations: IBGE 3rd edition (2004).

#### 2.4 Fragmentation Mapping and Area Calculations

To access fragmentation across the entire AF biome boundary, we classified the binary maps with GUIDOS Toolbox MSPA program (Soille and Vogt 2009, Vogt and Riitters 2017). This method utilizes mathematical morphological operators to describe image component connections and geometry. The software automatically assigned each pixel to one of seven exclusive fragmentation types, as depicted in figure 1(a). The MSPA identifies fragmentation classes based on the "edge width," measured from the forest's edge to its interior, in pixels. This determines the spatial configuration of the other classes across the landscape. Based on previous studies, we adopted a 300-meter edge width\* in the MSPA to account for significant edge

effects, such as increased tree mortality, forest disturbance, wind turbulence, altered tree recruitment, reduced canopy height, and forest fires in the understory (Broadbent *et al* 2008, Laurance *et al* 2011, 2017, Numata *et al* 2011).

After producing maps containing the fragmentation classes, we calculated the area of each class by forest types (IBGE 2004), protected areas, defined as Strict Use: designated only for biodiversity conservation; Sustainable Use: allows limited resource exploration while designating biodiversity conservation. Furthermore, we analysed these conservation units by jurisdiction responsible for protecting these areas (municipal, state, or federal) (MMA 2023). We also accounted for Regularised Indigenous Lands (FUNAI 2023) (fig. 3, step 2).

#### 2.5 Fragmentation Class Transition Matrix (1985-2020), Mapping Forest Changes over time and Area Calculations

Based on the 1985 and 2020 fragmentation maps with old-growth and secondary forests, we generate a transition map using mapping algebra functions. This process enabled the pixel-by-pixel evaluation of the fragmentation classes and the quantification of their respective areas (fig. 3, step 3).

We use the direct matrix approach (Bucki *et al* 2012) to identify and map dynamic degradation, tracking transitions between fragmentation classes over time. This approach uses fragmentation to access degradation processes, revealing typical paths of change, providing information about forest conditions.

#### 2.6 Estimates of Forest Carbon Emissions and Removals

We applied the method used by Silva Junior *et al* (2020a) to identify forest edges using all maps from 1986 to 2020. 34 forest edge maps were created, with a 120-meter edge width\*\*. Using annual MapBiomas maps, changes from forest to non-forest cover since 1986 were identified, enabling deforestation mapping since 1986 (fig. 3, step 4) (Silva Junior *et al* 2020b, Silveira *et al* 2022) ([https://github.com/celsohlsj/amazonia\\_deforestation](https://github.com/celsohlsj/amazonia_deforestation)).

Our study showed at the biome-scale estimates of C emissions and removals using the map from Brazil's 3rd Greenhouse Gas Emissions Report (MCTI 2016) processed by Google Earth Engine platform. These calculations accounted for emissions from forest edges,

deforested areas, and removals from regenerating secondary forests.

\*The choice of a limit of 300m for mapping fragmentation classes was designed to cover a broader spectrum of edge effect phenomena, which may vary depending on the penetration edge distance (Laurance *et al* 2017). We aimed to ensure a more comprehensive and diverse representation of impacts, associated with varying degrees of edge penetration.

\*\* We adopted a more conservative approach in mapping edges to calculate carbon emission and removal estimates, employing a narrower threshold (120m). Here, our aim was to specifically target carbon dynamics in tropical forests. The 120m threshold was selected based on the understanding that the most substantial loss of aboveground carbon stocks typically occurs within a 100m distance in Tropical Forests (Laurance *et al* 1997, Melito *et al* 2018). Considering the spatial resolution of our data at 30m, we opted for a width of 120m, equivalent to four pixels, as defined by Silva Junior *et al*, (2020a), to accurately delineate forest edges, same method used for our analyses. This approach ensures a precise focus on carbon dynamics within our dataset constraints.

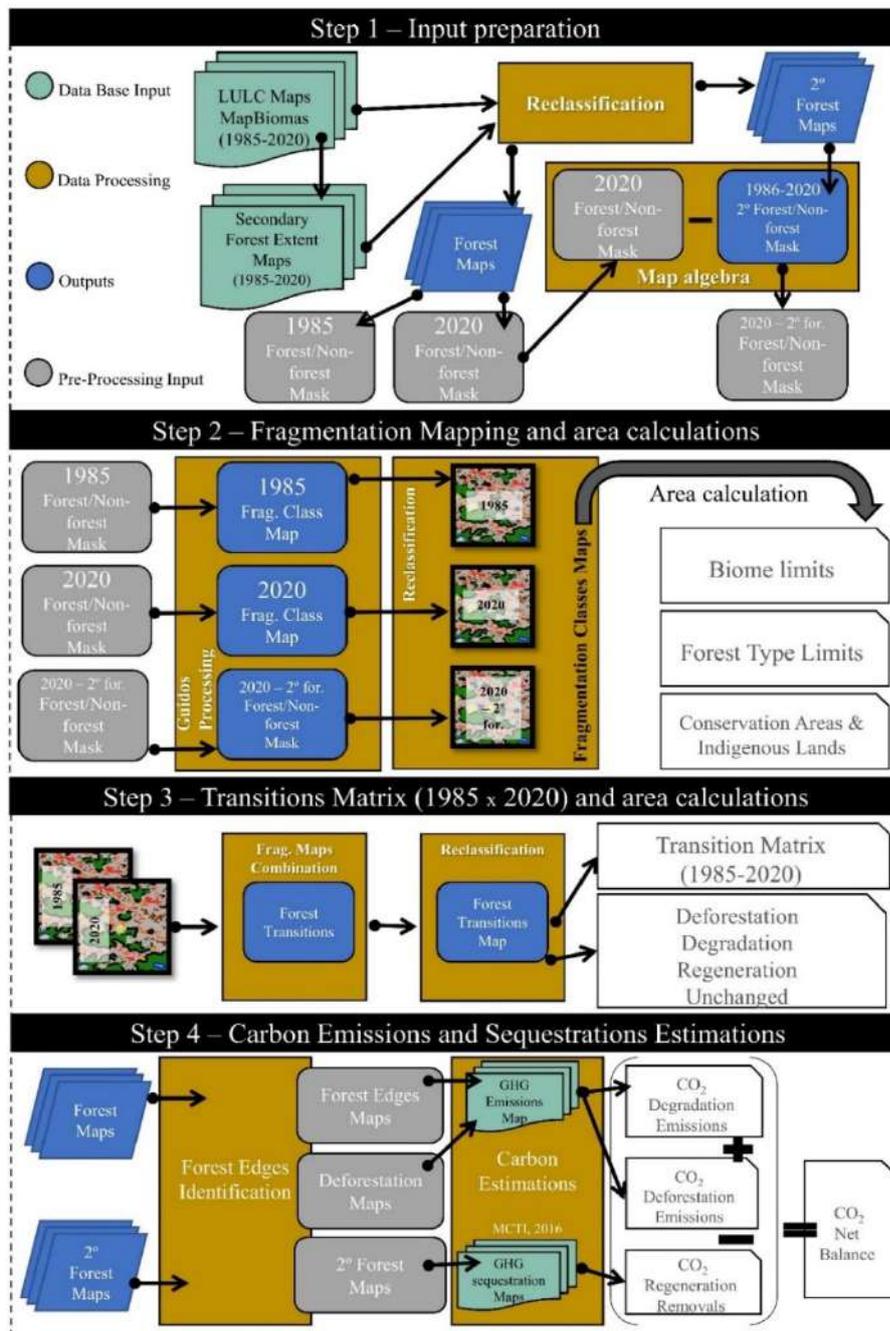


Figure 3 - Workflow diagram of method steps. Acronyms/abbreviations: Frag. = fragmentation; GHG = Greenhouse gas emissions; LULC = Land Use and Land Cover.

### 3. Results

#### 3.1 Forest Fragmentation Extent

In 1985, only 14% (47,195.4 km<sup>2</sup>) of the remaining forests had core areas. These areas were reduced to 12.5% (40,436.7 km<sup>2</sup>) by 2020 (see fig. 4 for a visual depiction of the forest landscape). The predominant categories in both years remained bridge and islet, making up 72.5% (244,684.8 km<sup>2</sup>) of the remaining forest in 1985 and 73.5% (238,004.4 km<sup>2</sup>) in 2020, respectively. The remaining forests, categorized as non-core areas (perforation, edge, loop, and branch), collectively comprised 13.6% (45,783.6 km<sup>2</sup>) of the remaining forest area in 1985, with a minor rise to 14% in 2020 (45,374.0 km<sup>2</sup>) (fig. 4, table 1).

Between 1986 and 2020, secondary AF area accounted for 99,450.5 km<sup>2</sup>. The core class represented 1.4% of the forest, whereas bridge and islet classes dominated with 88.8%, leaving 12.7% for the remaining classes (table 1). Secondary forests contributed to all fragmentation classes (table 1).

#### 3.2 Dynamics of forest fragments loss and recovery (1985-2020)

Tables 2a and 2b detail pixel-based transitions from 1985 to 2020. Core forest areas often shift to the bridge class, while the bridge class tend to shift to deforestation or to transition to the islet class. Bridge class emerges as

a crucial transition target, transitioning to classes like perforation and edge, as well as classes like loop and branch (tab. 2a). The islet class exhibits limited potential for transitioning to non-forest compared to other fragmentation classes. Similarly, the background class frequently transitions to the islet class over other fragmentation classes (tab. 2a).

We analysed forest change processes using fragmentation class transitions: primary degradation, secondary degradation, deforestation, regeneration, and unchanged areas (fig. 5a). Additionally, we mapped forest change across the entire biome extent (fig. 5b). Of the forest transitions occurring in about 10% of the total biome extent (20,227,003.3 km<sup>2</sup>), regeneration covered the largest extent, corresponding to 4.3%, followed by deforestation at 3.7%, secondary degradation at 0.9%, and primary degradation at 0.5% (fig. 5a).

Observed transition classes vary across the biome, showing degradation and deforestation frontiers, regeneration frontiers, and stable frontiers in different AF locations (fig. 5<sub>(b1)</sub>–5<sub>(b4)</sub>). Examples include forest regeneration areas (fig. 5b.1), consolidated secondary degradation and deforestation areas (figure 5b.2), small-scale deforestation and primary degradation within an unchanged forest matrix (figure 5b.2), and primary degradation areas with secondary degradation and deforestation (fig. 5b.4).

Table 1 - Atlantic Forest fragmentation classes for: 1985, 2020, and secondary forest from 1986 to 2020. Percentage distribution of fragmentation classes and the total forest area (km<sup>2</sup>).

Fragmentation Class	1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of secondary forest regarding total	% of secondary forest contribution to 2020's fragmentation classes
Core	47,195.4	14.0	40,436.7	12.5	1,419.5	1.4	3.5
Perforation	1,091.2	0.3	923.1	0.3	53.7	0.1	5.8
Edge	11,979.0	3.5	10,751.7	3.3	1,118.3	1.1	10.4
Bridge	137,829.3	40.8	123,477.0	38.1	32,014.4	32.2	25.9
Loop	16,190.0	4.8	15,735.3	4.9	4,503.2	4.5	28.6
Branch	16,523.4	4.9	17,963.9	5.5	6,980.8	7.0	38.9
Islet	106,855.5	31.6	114,527.4	35.4	53,360.5	53.7	46.6
Total forest	337,663.8		323,815.1		99,450.5		

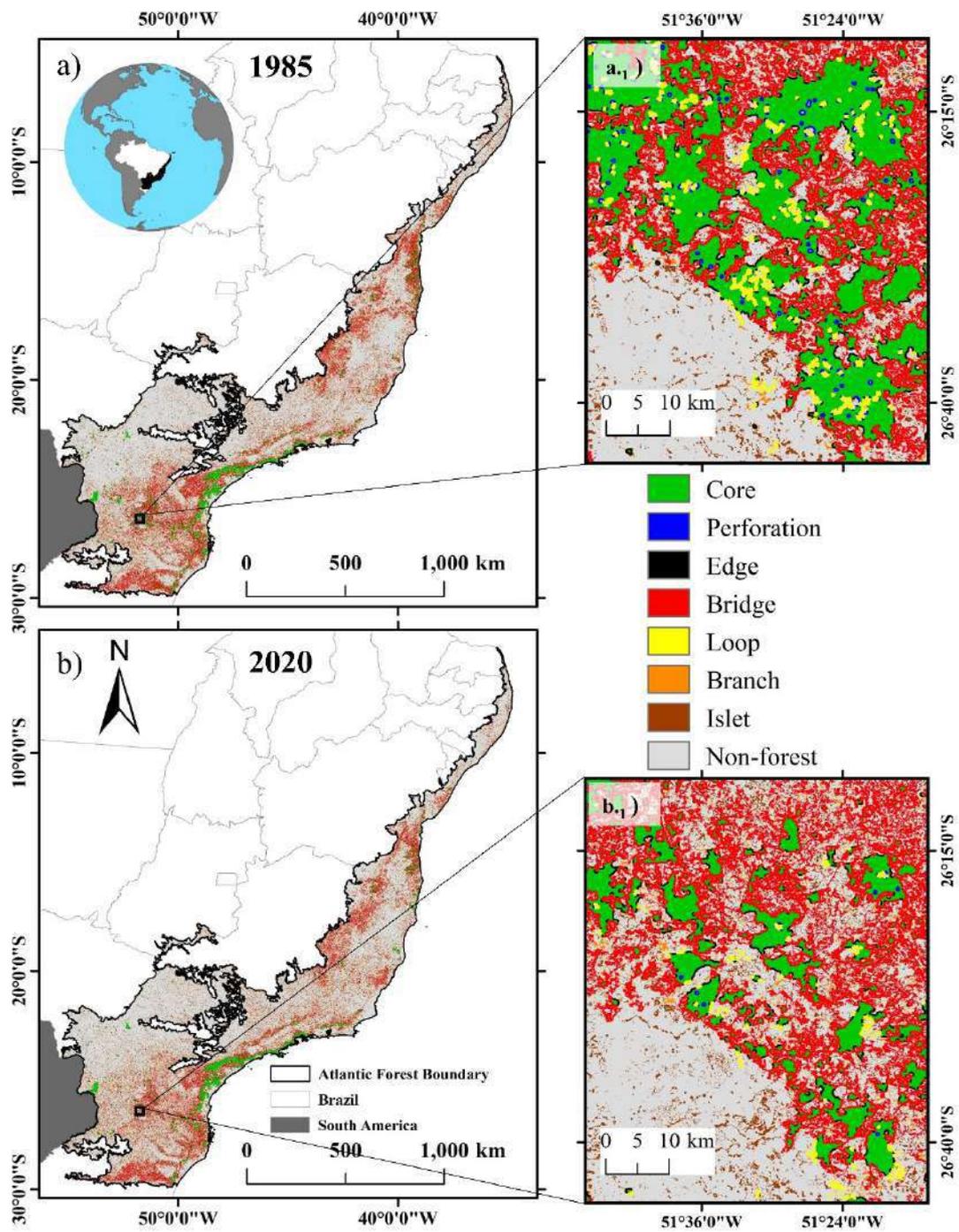


Figure 4 - Brazilian Atlantic Forest (AF) map classified into forest fragmentation classes: core, perforation, edge, bridge, loop, branch and islet (high to low connectivity). 4<sub>(a)</sub> Fragmentation map of AF in 1985, 4<sub>(a.1)</sub> fixed zoom in black square showing forest remnants in 1985. 4<sub>(b)</sub> Fragmentation map of AF in 2020, 4<sub>(b.1)</sub> same fixed zoom area in a black square, evidencing forest landscape change in fragmentation classes 2020.

Table 2 - Transition matrices quantifying shifts in the Atlantic Forest area across fragmentation classes over the period from 1985 to 2020. The transitions are provided in both percentage values  $2_{(a)}$ , and corresponding area in square kilometres (km<sup>2</sup>)  $2_{(b)}$ .

a)

		Area in 2020 (%)							
		Core	Perforation	Edge	Bridge	Loop	Branch	Islet	Background
Area in 1985 (%)	Core	66.4	0.7	3.0	17.9	2.0	0.7	0.8	8.4
	Perforation	32.7	17.2	6.6	23.2	10.7	0.9	0.3	8.4
	Edge	7.6	0.7	31.5	30.9	7.0	3.1	3.5	15.6
	Bridge	4.3	0.1	2.5	54.2	3.1	4.2	7.2	24.4
	Loop	6.0	0.7	5.4	26.7	17.0	4.7	15.9	23.6
	Branch	0.3	0.0	1.3	27.7	4.5	20.6	16.5	29.1
	Islet	0.1	0.0	0.3	7.1	2.7	2.7	55.2	31.9
	Background	0.1	0.0	0.1	2.3	0.4	0.5	4.6	92.1

b)

		Area in 2020 (km <sup>2</sup> )							
		Core	Perforation	Edge	Bridge	Loop	Branch	Islet	Background
Area in 1985 (km <sup>2</sup> )	Core	31,338.1	337.6	1,420.0	8,449.1	952.2	323.8	387.7	3,987.0
	Perforation	356.5	187.7	71.6	253.5	116.9	9.9	3.4	91.7
	Edge	909.3	79.3	3,772.0	3,707.2	841.9	375.0	423.1	1,871.2
	Bridge	5,907.7	168.3	3,428.8	74,762.5	4,319.0	5,791.5	9,861.7	33,589.5
	Loop	979.0	116.5	873.2	4,326.0	2,746.1	761.9	2,572.7	3,814.6
	Branch	43.7	4.8	210.5	4,580.0	745.6	3,396.3	2,734.4	4,808.1
	Islet	134.6	0.2	292.3	7,608.8	2,896.3	2,909.0	58,931.4	34,082.8
	Background	767.7	28.7	683.4	19,789.8	3,117.2	4,396.4	39,612.8	796,136.2

a) Atlantic Forest Fragmentation Change (1985 – 2020)

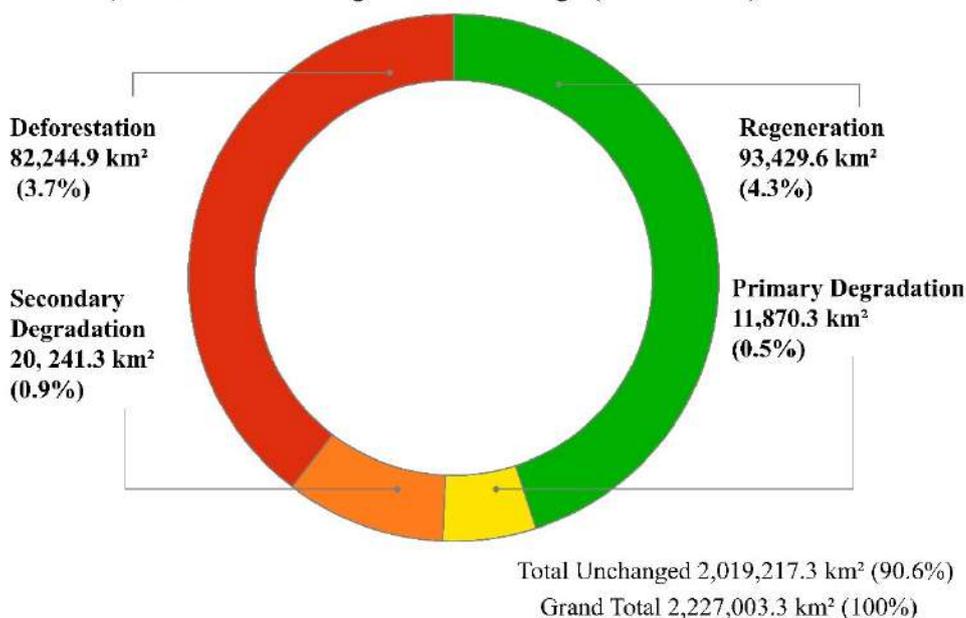


Figure 5a - Atlantic Forest Chart proportions of forest change areas. Values are reported in both percentage and the corresponding area in square kilometres (km<sup>2</sup>), relative to the total biome area.

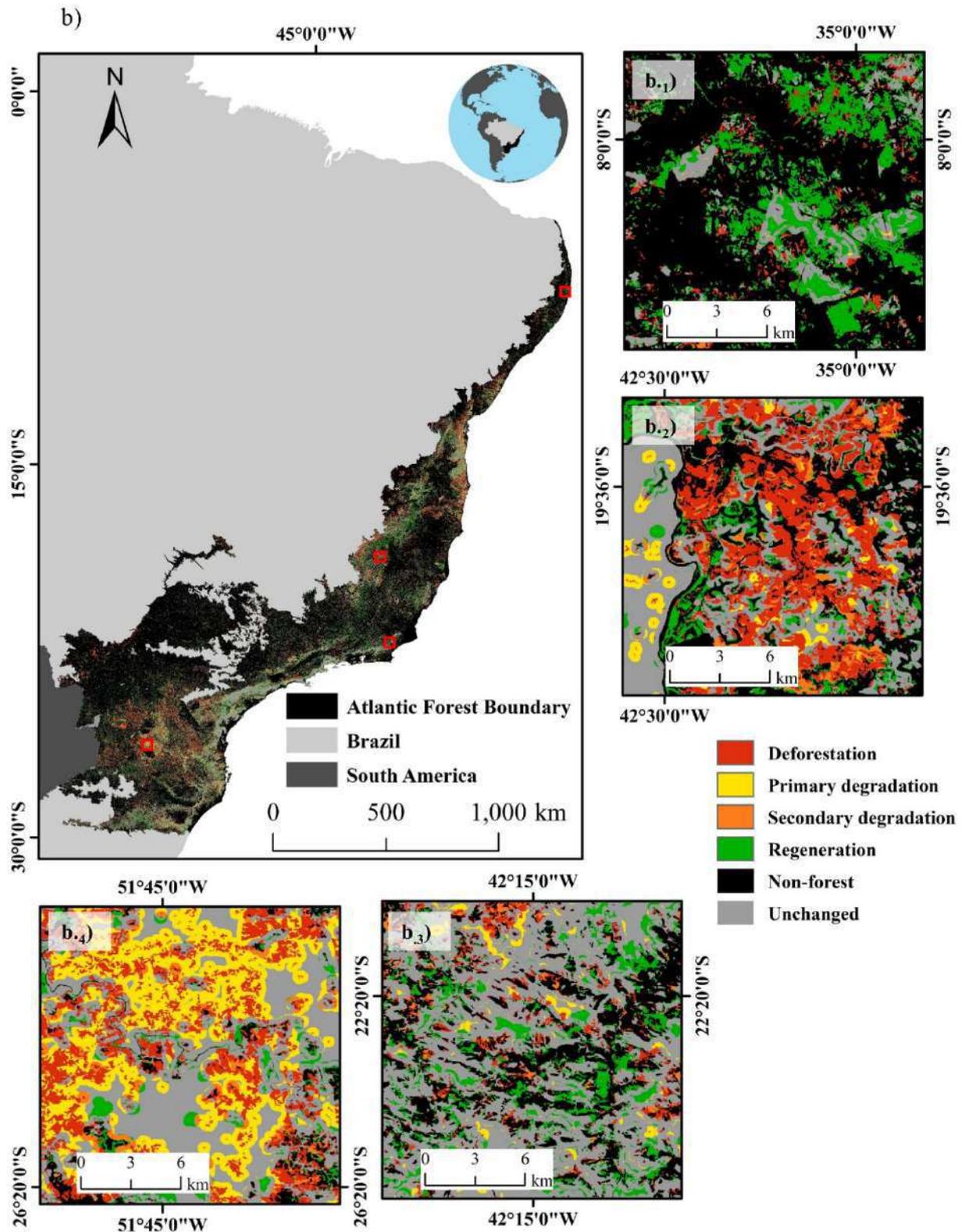


Figure 5(b) Atlantic Forest change map from 1986 to 2020, displaying categories derived from the transition matrix. These categories encompass Non-Forest, Unchanged, Regeneration, Primary Degradation, Secondary Degradation, and Deforestation. The map includes zoomed-in red squares that highlight distinct dynamics of the forest landscape: Frontiers of Regeneration (5(b.1)), Fragmentation Frontiers dominated by deforestation and secondary degradation (5(b.2)), Stability Frontiers dominated by areas of no change with minor instances of deforestation and regeneration (5(b.3)), Fragmentation Frontiers dominated by deforestation and primary degradation (5(b.4)).

### 3.3. Characterizing Fragmentation patterns across Forest types and protected areas

We assessed fragmentation classes in strict use, sustainable use, and indigenous conservation units. Strict use mainly includes core, edge, and bridge forests. Sustainable use and indigenous lands contain core, bridge, and islet classes. Regularized Indigenous Lands preserve more core forest (42.9%) than Sustainable Use Conservation Units (26%) (tab. 3a). The analysis of protected areas showed that federal conservation units had 47.1% of core forests, 27.9% of bridges, and 9.1% of islets. State conservation units exhibit 38.8% of core forests, 36.5% of bridges, and 11.5% of islets. Municipal conservation units had 44.2% of bridges, 22.6% of core forests, and 16.6% of islets (tab. 3b).

We found that Bridge and islet classes were dominant in 1985 and 2020. In the AF biome, Rainforests had the

largest core area (26.7% Dense Rainforest, 8.3% Araucaria-Mixed Rainforest, 7.1% Open Rainforest), while Seasonally Dry formations had the lowest (5.8% Seasonally Dry Semideciduous Forest, 3.7% Seasonally Dry Deciduous Forest). Over 35 years, proportions of the different fragmentation classes stayed almost stable. The core area of Open Rainforest class increased by 4.4%, Araucaria-Mixed Rainforest reduced by 3.7%. The bridge class area in Araucaria-Mixed Rainforest and Seasonally Dry Deciduous Forest shrank (4.9% and 2%, respectively), while this fragmentation class in Open Rainforest expanded by 3%. Islet area increased for Seasonally Dry Deciduous Forest (2.2%) and Araucaria-Mixed Rainforest (7.9%) but was reduced by 16.7% in Open Rainforest. Secondary forests contributed to all fragmentation classes, expanding the area of bridges and islets (tab. 4).

Table 3 (a) - Total forest fragmentation classes for 1985, 2020 and secondary forest (1986 to 2020) separated by environmental conservation areas. Strict Use: designated only for biodiversity conservation; Sustainable Use: allows limited resource exploration while designating biodiversity conservation; Indigenous Lands: protected territories for the exclusive use of indigenous communities.

Fragmentation Class	Environmental Conservation Areas								
	Strict Use			Sustainable Use			Indigenous lands		
	km <sup>2</sup>	%	% of secondary forest regarding 2020's total	km <sup>2</sup>	%	% of secondary forest regarding 2020's total	km <sup>2</sup>	%	% of secondary forest regarding 2020's total
Core	14,323.6	62.7	35.4	10,527.6	28.8	26.0	898.3	42.9	2.2
Perforation	388.7	1.7	42.1	284.1	0.8	30.8	23.8	1.1	2.6
Edge	1,212.3	5.3	11.3	1,656.2	4.5	15.4	154.5	7.4	1.4
Bridge	4,810.8	21.1	3.9	15,015.6	41.1	12.2	577.8	27.6	0.5
Loop	1,115.4	4.9	7.1	1,720.9	4.7	10.9	154.5	7.4	1.0
Branch	377.4	1.7	2.1	1,634.7	4.5	9.1	73.4	3.5	0.4
Islet	614.6	2.7	0.5	5,737.6	15.7	5.0	213.0	10.2	0.2
<b>Total forest</b>	<b>22,842.9</b>	<b>100.0</b>		<b>36,576.7</b>	<b>100.0</b>		<b>2,095.2</b>	<b>100.0</b>	

Table 4 (b) -Total forest fragmentation classes for 1985, 2020 and secondary forest (1986 to 2020) separated by public administration jurisdiction in the Atlantic Forest biome.

Fragmentation Class	Authority responsible for Conservation Areas								
	Federal			State			Municipal		
	km <sup>2</sup>	%	% of secondary forest regarding 2020's total	km <sup>2</sup>	%	% of secondary forest regarding 2020's total	km <sup>2</sup>	%	% of secondary forest regarding 2020's total
Core	8,742.2	47.1	21.6	14,149.6	38.8	35.0	656.2	22.6	1.6
Perforation	212.0	1.1	0.5	406.9	1.1	44.1	17.5	0.6	1.9
Edge	1,142.3	6.2	2.8	1,510.6	4.1	14.0	143.8	5.0	1.3
Bridge	5,167.6	27.9	12.8	13,320.4	36.5	10.8	1,279.9	44.2	1.0
Loop	969.3	5.2	2.4	1,626.0	4.5	10.3	179.9	6.2	1.1
Branch	626.0	3.4	1.5	1,251.5	3.4	7.0	139.7	4.8	0.8
Islet	1,688.6	9.1	4.2	4,197.6	11.5	3.7	480.6	16.6	0.4
<b>Total forest</b>	<b>18,548.1</b>	<b>100.0</b>		<b>36,462.7</b>	<b>100.0</b>		<b>2,897.7</b>	<b>100.0</b>	

Table 4 - Total forest fragmentation classes for Atlantic Forest formations for 1985, 2020 and secondary forest from 1986 to 2020, with percent of fragmentation classes and total forest.

Fragmentation Class	Seasonally Dry Semideciduous Forest						Seasonally Dry Deciduous Forest						Ecotone regions					
	1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)		1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)		1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)	
	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest
<b>Core</b>	5,686.7	6.9	4,894.4	5.8	270.8	0.8	624.6	3.7	614.1	3.7	26.0	0.5	5,098.2	10.2	4,428.6	9.1	155.3	1.1
<b>Perforation</b>	56.9	0.1	55.5	0.1	2.8	0.0	7.8	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	118.1	0.2	105.7	0.2	5.5	0.0
<b>Edge</b>	3,109.8	3.8	3,095.3	3.7	366.5	1.1	308.0	1.8	282.6	1.7	30.4	0.6	1,560.9	3.1	1,422.8	2.9	126.9	0.9
<b>Bridge</b>	25,748.8	31.3	24,680.2	29.3	7,745.4	23.3	5,776.3	34.3	5,133.1	31.2	1,379.8	26.8	20,891.7	41.7	20,434.2	41.8	4,566.4	31.9
<b>Loop</b>	4,143.6	5.0	4,626.3	5.5	1,613.3	4.9	1,009.1	6.0	1,001.2	6.1	244.6	4.8	2,283.2	4.6	2,024.6	4.1	516.9	3.6
<b>Branch</b>	4,305.3	5.2	4,895.6	5.8	2,009.8	6.1	753.1	4.5	646.8	3.9	246.5	4.8	2,429.5	4.9	2,546.5	5.2	868.4	6.1
<b>Islet</b>	39,211.7	47.7	42,123.3	49.9	21,191.7	63.8	8,366.3	49.7	8,750.8	53.3	3,213.5	62.5	17,685.5	35.3	17,931.2	36.7	8,088.9	56.5
<b>Total forest</b>	82,263.0	100.0	84,370.6	100.0	33,200.2	100.0	16,845.2	100.0	16,428.6	100.0	5,141.2	100.0	50,067.1	100.0	48,893.7	100.0	14,328.4	100.0

Fragmentation Class	Dense Rainforest						Open Rainforest						Araucaria-Mixed Rainforest					
	1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)		1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)		1985		2020		secondary forest (1986 - 2020)	
	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest	km <sup>2</sup>	% of forest
<b>Core</b>	26,158.9	27.2	24,651.8	26.7	702.9	3.3	43.3	2.7	112.4	7.1	17.1	2.1	9,252.8	12.0	5,593.4	8.3	239.5	1.2
<b>Perforation</b>	696.6	0.7	665.5	0.7	37.6	0.2	0.6	0.0	1.2	0.1	0.3	0.0	208.7	0.3	88.6	0.1	7.1	0.0
<b>Edge</b>	4,009.0	4.2	3,861.1	4.2	389.6	1.8	21.5	1.3	74.7	4.7	18.6	2.3	2,674.8	3.5	1,840.3	2.7	169.3	0.8
<b>Bridge</b>	42,484.1	44.1	39,326.5	42.6	9,821.5	45.8	366.0	22.8	405.7	25.8	194.8	24.4	39,353.5	50.9	31,170.8	46.0	7,802.6	37.9
<b>Loop</b>	4,957.0	5.2	4,623.9	5.0	1,118.8	5.2	103.8	6.5	128.5	8.2	56.3	7.0	3,091.1	4.0	2,776.3	4.1	797.9	3.9
<b>Branch</b>	3,883.7	4.0	4,201.5	4.6	1,695.6	7.9	59.5	3.7	123.6	7.9	59.7	7.5	4,257.0	5.5	4,795.6	7.1	1,901.3	9.2
<b>Islet</b>	14,040.0	14.6	14,947.4	16.2	7,660.2	35.8	1,008.0	62.9	726.6	46.2	452.6	56.6	18,409.2	23.8	21,440.2	31.7	9,664.9	47.0
<b>Total forest</b>	96,229.4	100.0	92,277.7	100.0	21,426.1	100.0	1,602.7	100.0	1,572.7	100.0	799.4	100.0	77,247.2	100.0	67,705.2	100.0	20,582.6	100.0

### 3.4 Quantifying and mapping the Carbon Balance due to Fragmentation in the Atlantic Forest (1985-2020)

Our estimates show that secondary forest regeneration removed 1,346 TgCO<sub>2</sub>, from 1985 to 2020, offsetting around 82.62% of the total emissions in the AF biome during the analyzed period. This estimate excluded all emissions from deforestation before this period. Our findings demonstrated a remarkable parity between C emissions from deforestation (818 TgCO<sub>2</sub>) and those arising from the forest edge effect (810 TgCO<sub>2</sub>) (fig 6a), emphasizing the substantial impact of both processes on C emissions. This suggests that despite long-term trends of deforestation reduction, the AF continues to lose C stocks due to the edge effect. Consequently, if fragmentation continues, the dominant source of emissions may no longer be attributed to deforestation, but rather to edge effects.

We calculated net emissions by considering emissions from both deforestation and edge effects, and removals from secondary forests in each AF state. The consistent pattern of equivalence between deforestation and edge

emissions held for each State (fig. 6b). We showed the overall net balance, for the period analysed, indicates a source of 283 TgCO<sub>2</sub> to the atmosphere. Individually assessing each state, only five (from a total of 15)—Santa Catarina, Bahia, Paraná, Mato Grosso do Sul, and Rio de Janeiro—were unable to have secondary forest removals completely offsetting emissions from deforestation and edge effects. In contrast, Pernambuco, Alagoas, and Minas Gerais outperformed other states in offsetting recent deforestation emissions (fig. 5b).

We spatially analysed emissions from deforestation, edge effect, removals from regeneration, and the resulting net balance (fig. 7a-d). Net emissions were characterized by the dominance of removals in low latitudes in the northeast region, in the central part of the biome, mainly in the Midwest portion and in the southern regions. We observed prominent emissions in the southern region of Bahia, the northeast region of Minas Gerais, and in eastern São Paulo, Paraná, Santa Catarina, and Rio Grande do Sul, which are areas near metropolitan regions. (fig. 7d).

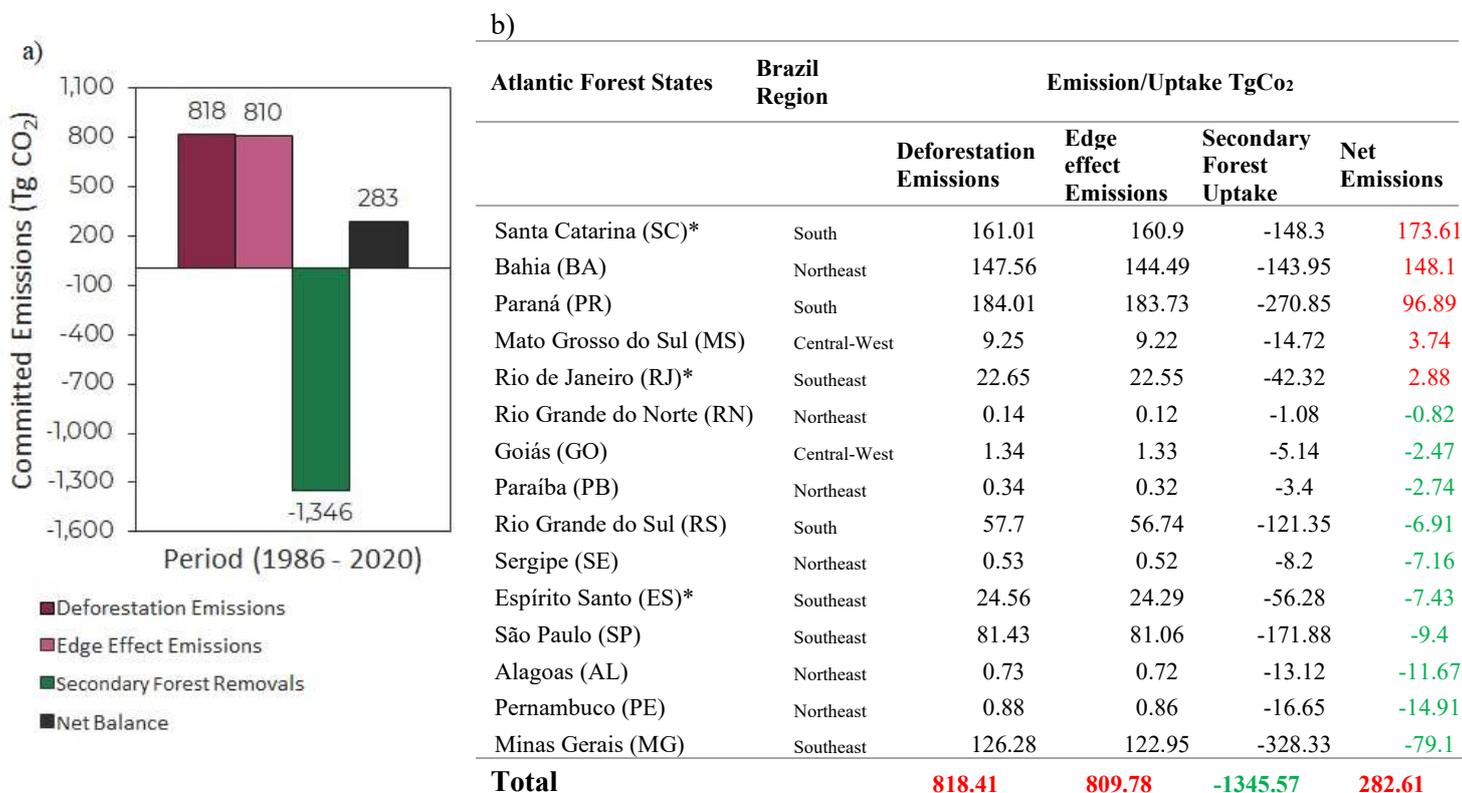


Figure 6(a) Atlantic Forest Total Carbon committed emissions (Tg CO<sub>2</sub>) from 1986 to 2020. 6(b) Total Carbon committed emissions (TgCO<sub>2</sub>) presented by AF States. \* States whose boundaries are entirely within the AF Biome.

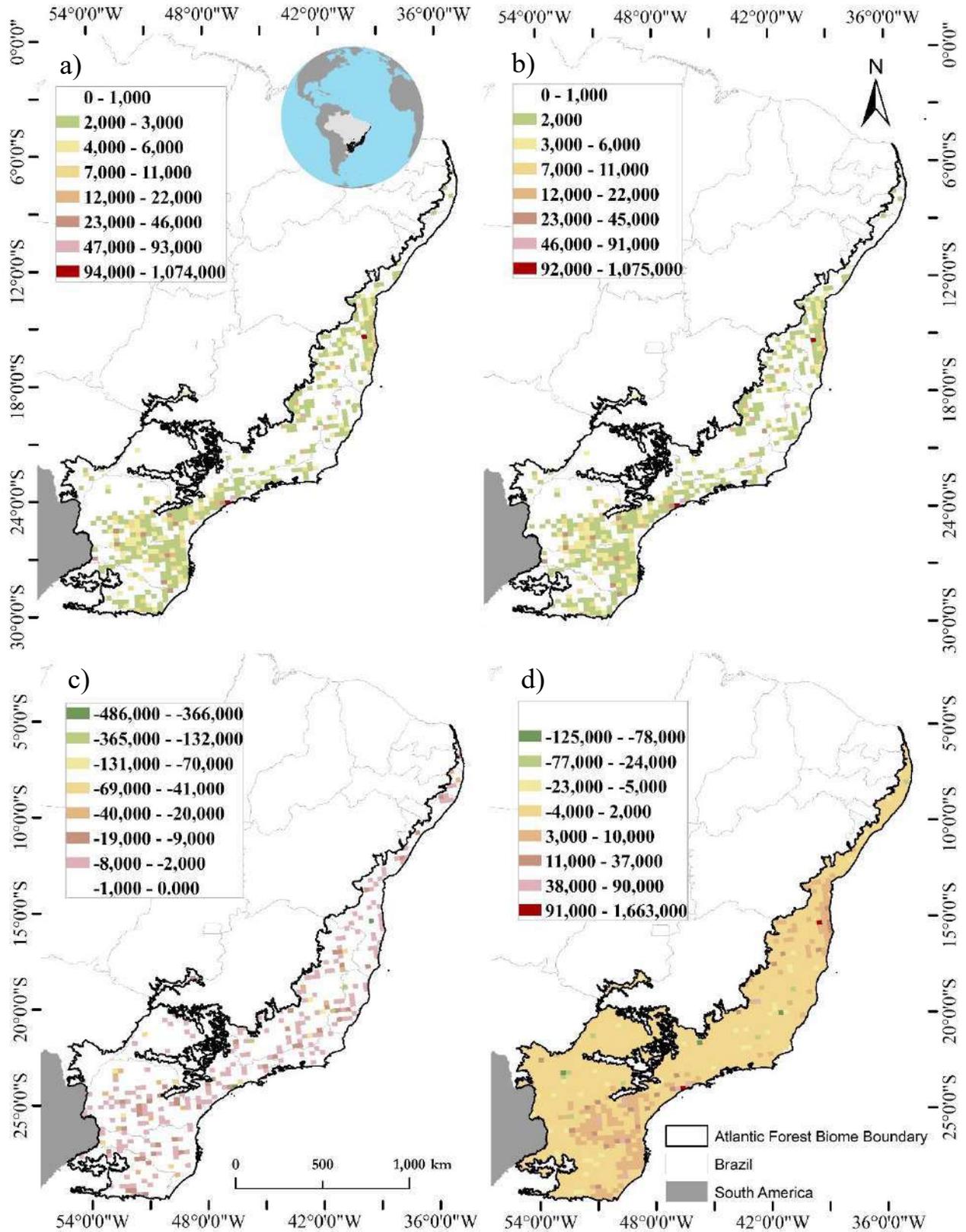


Figure 7 Total Carbon committed emissions map (1986-2020). Carbon estimation ( $MgCO_2$ ) was calculated by  $0,25^\circ$  Grid cell resolution. Values range from more positive (green) to more negative (red). Deforestation emissions 7(a), Edge effects emissions 7(b), Secondary Forest uptake 7(c) and, Net Balance 7(d).

## 4. Discussion

### 4.1 Atlantic Forest fragmentation Status and Dynamics

We provided a comprehensive biome-scale perspective on AF fragmentation using the MSPA approach (Vogt *et al* 2007), updating the previous assessment by Ribeiro *et al* (2009) and Rezende *et al* (2018). Our results show a decrease in total mapped forest cover from 1985 (337,663.8 km<sup>2</sup>) to 2020 (323,815.1 km<sup>2</sup>) (table 2). Although the proportions of the fragmentation classes remained consistent, there was a loss of 6,758.7 km<sup>2</sup> in the core area, a reduction in the bridge area of 14,352.3 km<sup>2</sup> and an increase of 7,671.9 km<sup>2</sup> in the islet area (table 1).

Core areas provide essential habitats that support larger populations, enabling species to thrive and maintain healthy population dynamics (Belote *et al* 2017, Gaston *et al* 2006). These large, mature fragments are vital for preserving taxonomic, genetic, and functional diversity (Smith *et al* 2021, Schweizer *et al* 2022). Moreover, old-growth forests enhance seed input and facilitate the recolonization of neighbouring fragments (Rodrigues *et al* 2009).

The bridge class comprises most remaining forests (38%), prone to converting into loops, branches, or islets, intensifying fragmentation, and deforestation. Bridges serve as transitional boundaries, offering opportunities for regeneration into core forests. They aid in countering fragmentation effects by reducing isolation and enhancing connectivity (Bennett 1999, Wickham and Riitters 2019).

Islets constitute 35.3% of AF and face threats from both nature- and human-related causes. Our transition matrix reveals a risk of substantial loss of forests, as only around 13% transitioned to classes with low fragmentation level. Islets are vital for mitigating the non-forest matrix's impact on ecosystem processes.

Strategically using islets as stepping stones enhances population permeability through the matrix, benefiting endangered species in fragmented forests. This approach strengthens landscape resilience against fragmentation and degradation threats (Baum *et al* 2004, Antongiovanni and Metzger 2005, Pardini *et al* 2009, Brancalion *et al* 2018, Cardoso *et al* 2022).

Isolation and patch size significantly influence biodiversity in fragmented landscapes (Fahrig 2013). Prioritizing islet integrity and ecological restoration can enhance structural connectivity, benefiting conservation,

C goals, and cost reduction (Strassburg *et al* 2019, Grantham *et al* 2020, de la Sancha *et al* 2021).

Around 86% of mapped secondary forests belong to the bridge and islet categories. Their contribution to the 2020 fragmentation classes increases progressively from core to islet, enhancing landscape connectivity. Secondary forests contributed 3.5% of the entire core area mapped in 2020. They serve as crucial stepping stones, aiding species movement (Crouzeilles *et al* 2017, Matos *et al* 2020). Strategic placement of secondary forests near remnant patches or creating corridors can further reduce isolation and enhance connectivity (Schweizer *et al* 2022, Marshall *et al* 2022, Wills *et al* 2022).

Landscape planning in the AF should prioritize spatial configuration, connectivity promotion, and core area enhancement and preservation. Understanding fragmentation spatial patterns and processes leading to temporal changes can help identifying highly vulnerable areas, informing effective conservation strategies (Lira *et al* 2012, Maxwell *et al* 2020).

Our results underscore the importance of protected areas for core forest preservation and landscape connectivity. Secondary forests play a vital role in the mosaic of Protected and Indigenous areas, highlighting their significance. However, concerns raised due to recent trends in deforestation that were identified following our mapping in 2020. These findings emphasize the necessity for collaboration among federal, state, and municipal authorities in effective forest resource management.

Our findings revealed marked alterations in AF's landscape due to shifts in land use. Native vegetation decreased from 360,000 km<sup>2</sup> in 1985 to 333,000 km<sup>2</sup> by 2022. Activities such as agriculture, and expansion of urbanized regions can be associated to this decline. Pasture areas reduced from 390,000 km<sup>2</sup> to 300,000 km<sup>2</sup>, while agricultural land doubled from 120,000 km<sup>2</sup> to 240,000 km<sup>2</sup>. Native vegetation predominantly regrew in former pasture areas (MapBiomias 2023).

Landscape planning is crucial to address declining forest areas. Observing the changes in land cover in AF highlights extensive transitions from pastures to agriculture, mosaic of uses, and native vegetation. These three classes dominated the shifts from pastures to other uses from 1985 to 2022 (MapBiomias, 2023). Approximately 65.6% of Brazil's pastures (2010-2018) showed signs of mild, moderate, or severe degradation (Santos *et al* 2022). Utilizing MSPA to map fragmentation classes is advantageous for managing the

AF landscape. Leveraging the regrowth potential in degraded pastures near bridge, loop, and branch areas, which serve as connectors, can facilitate the expansion of connections between forest fragments through natural regeneration.

AF has the potential to adopt crop-livestock-forest systems, replacing degraded pastures and monocultures across extensive areas. These combined systems can prevent additional fragmentation or deforestation (Rodrigues *et al* 2023). Recognized for its integrated role in enhancing water, energy, and food security, this approach is becoming a crucial strategy to engage stakeholders and local communities in seeking nature-based solutions (Melo *et al* 2021).

#### 4.2 Fragmentation Impact on Atlantic Forest Carbon Balance

Our analysis also permitted a comprehensive understanding of the components of the net C emissions in the AF biome. Secondary forest regeneration offsets around 82.62% of total emissions. From this total C emissions, deforestation and edge effect contributes equally. In Amazonian forests, edge areas contribute to 37% of deforestation (Silva Junior *et al* 2020a), underscoring that the Atlantic Forest exhibits an even more pronounced influence from edges, approaching nearly 50%. This highlights the ongoing C stock loss, despite nearly 90% of the forest land use remained unchanged over the last 35 years. This pattern is mainly associated to the extensive fragmentation of AF landscape, which allows edge effect to become a major contributor to C loss in this biome. Therefore, urgent efforts are needed to reduce deforestation to nearly zero, with forest regeneration aiming at reducing fragmentation and forest edge area, contributing positively to the stability of biome's functions in the future. An additional area of approximately 1.96 million hectares (19,600 km<sup>2</sup>) of forests would be required to grow in the coming years to offset carbon emissions from 1985 to 2020 in the AF. An area about a third of Belgium.

It is a challenge to reduce emissions from deforestation in tropical forests. Smith *et al* (2021) found a strong negative relationship between the loss of primary forests and the recovery of secondary forests for countries in the Amazon region. AF stands as a hope spot for regeneration (Rezende *et al* 2018), with its natural regrowth forests being a cost-effective strategy for restoration goals (Crouzeilles *et al* 2020).

Our study demonstrates that secondary forests are dominant in the classes bridge and islet, which are more susceptible to deforestation than others with better

connectivity. This result confirms the vulnerability of secondary forests to subsequent deforestation. Factors such as steeper slopes, proximity to rivers and existing forests, higher agricultural productivity areas, and lower rural-urban population ratios increases the persistence of regenerated forests (Piffer *et al* 2022).

Another important point is the need for not only preserve forests in lower fragmentation class, but also those in higher fragmentation classes to increase the resilience of AF functions to climate change. A recent model predicting the impact of climate change on AF above-ground biomass (AGB) showed that the most significant loss of AGB, up to 40%, compared to the baseline value, is likely to occur between latitudes 13° and 20° south (Ferreira *et al* 2023). Our results showed deforestation and degradation leading to core area loss in southern and south-eastern forests at these latitudes, which may decrease the capacity of forests to counteract the effects of changes in climate.

#### 4.3 Policy Implications

Over the past 35 years, our findings reveal that despite the AF's success in preserving much mature forest and expanding secondary forest coverage until 2020, deforestation, edge effects, and degradation have eroded connectivity and reduced core areas (Rosa *et al* 2021). This scenario jeopardizes Brazil's commitment to reforesting 12 million hectares. Additionally, MP 1150/2022 (National Congress 2022), aiming to relax restrictions on native vegetation removal placing core, bridge, and islet classes at risk, protected only by AF law.

If implemented, this measure could authorize deforestation for infrastructure projects, bypassing environmental assessments and ecological compensation requirements (Ribeiro *et al* 2023). The proposed law might also extend the timeframe for environmental restoration, obstructing financing agencies from enforcing restoration as a precondition for credit (Disclosures 2017, Souza *et al* 2023).

#### 4.4 Uncertainties and validations

The dataset used as input to fragmentation mapping relies on MapBiomas Collection 6.0, which maintains an overall accuracy for AF biome by 90,6% ± 2,9% (<https://brasil.mapbiomas.org/en/analise-de-acuracia/>). No changes to the spatial resolution of the input were made in any steps of the methods. Since Guidos toolbox can be settled to work in the same resolution of the input that is provided, we guarantee the same accuracy for our fragmentation mappings of 1985, 2020 and secondary forests. The method used to map secondary forests based on MapBiomas was validated by comparing secondary

forest areas with TerraClass secondary forest map using a bootstrap approach with 10,000, resulted in an  $R^2 = 0.6(0.03)$  and  $p < 0.001$  (Silva Junior et al 2020b).

The model used to estimate carbon loss due to edge effect was proposed by Silva Junior et al. (2020a) - the model was built based on Lidar (Light Detection and Ranging) data, which provides information on the forest structure in high detail. The model in question corresponds to a Michaelis-Menten kinetic equation, which was applied to the average carbon loss stratified by the chronosequence of the age of the forest edges, having an  $R^2 = 0.780$  and a Mean Squared Error (MSE) of 5.767 Mg C.

## 5. Concluding Remarks

Our study conducts a spatiotemporal analysis of the entire Brazilian Atlantic Forest landscape using MSPA, contributing to valuable insights to the field. Beyond comparing changes in seven fragmentation classes over three decades, we explored the role of secondary forests. We also updated fragmentation status for main Forest formations, Protected Areas, and Indigenous Lands. Our results explicitly accounted for impact of deforestation and fragmentation on carbon dynamics across the entire biome and individual AF states.

### Key Findings:

**Continuous Fragmentation:** Over the last 35 years, the AF biome witnessed the loss of crucial core and bridge areas.

**Contribution of Secondary Forests:** Regeneration by secondary forests significantly contributed to all fragmentation classes from 1986 to 2020.

**Parity in Carbon Emissions:** Deforestation and edge effects equally contribute to carbon emissions, requiring the growth of approximately 1.96 million hectares of forest for offsetting.

### Conservation Priorities, Management and Next Steps:

**Reach zero deforestation:** Even with 90% stability in forest change, deforestation impacted the reduction of total forest, reflecting the loss of important fragmentation classes.

**Core and bridge preservation:** Essential classes to maintain the structural integrity of the existing forest. We Mapped 40,436.7 km<sup>2</sup> of total core forest, those, only 25,749.5 km<sup>2</sup> are within conservation units,

leaving 36.3% unprotected. And might face the imminent risk of degradation or deforestation.

**Islet preservation and management:** It is the second largest class (35.4%). In Seasonally Dry formations, this class dominates, representing mainly what is left of them. The use of these areas in the implementation of restoration projects to enhance forest connectivity is urgent.

**Promoting Sustainable Forest Management:** Orientate secondary forests growth potential aiming on the replacement of degraded pastures with agroforestry systems highlighting non-forest matrix integration. Reducing turnover rates and ensuring long-term sustainability of regenerated forests.

These actions are central in sustaining AF's persistence and regeneration, aligning with Brazil's dedicated sustainable development strategies.

## 6. Data availability statement

The data that support the findings of this study are openly available at the following URL/DOI:

<https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.10373113>

## 7. Acknowledgements

We thank the support of Agência Espacial Brasileira (AEB). We thank MapBiomass for providing the data used as inputs in this work. We also thank TREES lab (INPE) and LCA (UENF).

## 8. Author contributions

I.S.B and C.H.L.S.J conceptualized the paper. I S B developed analysis methods. L.E.O.A conceptualized the carbon emissions estimations and revised the manuscript. I.S.B and C.H.L.S.J implemented the carbon emissions estimations. I.S.B wrote the first draft and all authors contributed to the final draft.

## 9. Conflict of interest

The authors declare no conflicting interests.

## 10. Funding

L.E.O.A was in part supported by FAPESP 20/15230-5 and CNPq/PQ grant 314416/2020-0. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) and Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à

Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) provided grant to M.T.N (CNPq: 312567/2021-9; FAPERJ: E-26/201.007/2022) and D.M.V (CNPq: 315112/2020-4; 460778/2014-5; FAPERJ: E-26/211.978/2021). C.H.L.S-J. was supported by CNPq (grant 401741/2023-0). This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001.

## 11. ORCID iDs

Igor S. Broggio <https://orcid.org/0000-0002-9045-9135>

Celso H. L. Silva-Junior <https://orcid.org/0000-0002-1052-5551>

Marcelo T. Nascimento <https://orcid.org/0000-0003-4492-3344>

Dora M. Villela <https://orcid.org/0000-0002-3507-0186>

Luiz E. O. C. Aragão <https://orcid.org/0000-0002-4134-6708>

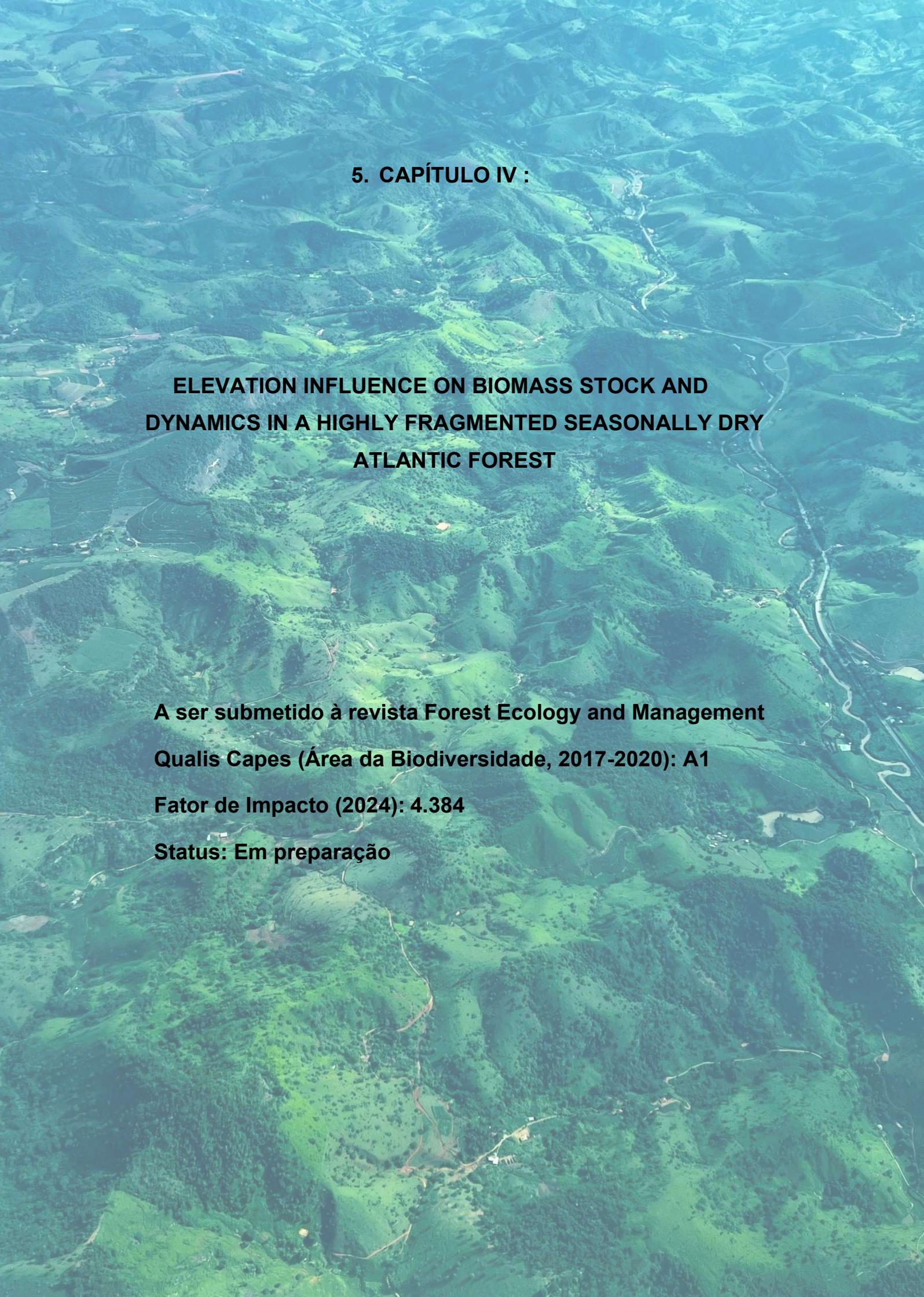
## 12. References

- Antongiovanni M and Metzger J P 2005 Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments *Biological Conservation* **122** 441–51
- Baum K A, Haynes K J, Dilleuth F P and Cronin J T 2004 The Matrix Enhances the Effectiveness of Corridors and Stepping Stones *Ecology* **85** 2671–6
- Belote R T, Dietz M S, Jenkins C N, McKinley P S, Irwin G H, Fullman T J, Leppi J C and Aplet G H 2017 Wild, connected, and diverse: building a more resilient system of protected areas *Ecological Applications* **27** 1050–6
- Bennett A F 1999 *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation* (IUCN)
- Brancalion P H S, Bello C, Chazdon R L, Galetti M, Jordano P, Lima R A F, Medina A, Pizo M A and Reid J L 2018 Maximizing biodiversity conservation and carbon stocking in restored tropical forests *Conservation Letters* **11** e12454
- Broadbent E N, Asner G P, Keller M, Knapp D E, Oliveira P J C and Silva J N 2008 Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon *Biological Conservation* **141** 1745–57
- Bucki M, Cuypers D, Mayaux P, Achard F, Estreguil C and Grassi G 2012 Assessing REDD+ performance of countries with low monitoring capacities: the matrix approach *Environ. Res. Lett.* **7** 014031
- Cardoso F C G, Capellesso E S, de Brites R M, Inague G and Marques M C M 2022 Landscape conservation as a strategy for recovering biodiversity: Lessons from a long-term program of pasture restoration in the southern Atlantic Forest *Journal of Applied Ecology* **59** 2309–21
- Chazdon R L 2019 Towards more effective integration of tropical forest restoration and conservation *Biotropica* **51** 463–72
- Chazdon R L, Broadbent E N, Rozendaal D M A, Bongers F, Zambrano A M A, Aide T M, Balvanera P, Becknell J M, Boukili V, Brancalion P H S, Craven D, Almeida-Cortez J S, Cabral G A L, De Jong B, Denslow J S, Dent D H, DeWalt S J, Dupuy J M, Durán S M, Espírito-Santo M M, Fandino M C, César R G, Hall J S, Hernández-Stefanoni J L, Jakovac C C, Junqueira A B, Kennard D, Letcher S G, Lohbeck M, Martínez-Ramos M, Massoca P, Meave J A, Mesquita R, Mora F, Muñoz R, Muscarella R, Nunes Y R F, Ochoa-Gaona S, Orihuela-Belmonte E, Peña-Claros M, Pérez-García E A, Piotta D, Powers J S, Rodríguez-Velazquez J, Romero-Pérez I E, Ruiz J, Saldarriaga J G, Sanchez-Azofeifa A, Schwartz N B, Steininger M K, Swenson N G, Uriarte M, Van Breugel M, Van Der Wal H, Veloso M D M, Vester H, Vieira I C G, Bentos T V, Williamson G B and Poorter L 2016 Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics *Sci. Adv.* **2** e1501639
- Crouzeilles R, Beyer H L, Monteiro L M, Feltran-Barbieri R, Pessôa A C M, Barros F S M, Lindenmayer D B, Lino E D S M, Grelle C E V, Chazdon R L, Matsumoto M, Rosa M, Latawiec A E and Strassburg B B N 2020 Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration *Conservation Letters* **13** e12709
- Crouzeilles R, Ferreira M S, Chazdon R L, Lindenmayer D B, Sansevero J B B, Monteiro L, Iribarrem A, Latawiec A E and Strassburg B B N 2017 Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests *Sci. Adv.* **3** e1701345
- Disclosures T F on C-R F 2017 *Recommendations of the Task Force on Climate-Related Financial Disclosures: final report* (Task Force on Climate-Related Financial Disclosures) Online: <https://apo.org.au/node/97651>
- Fahrig L 2013 Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis *Journal of Biogeography* **40** 1649–63
- Faria D, Morante-Filho J C, Baumgarten J, Bovendorp R S, Cazetta E, Gaiotto F A, Mariano-Neto E, Mielke M S, Pessoa M S, Rocha-Santos L, Santos A S, Soares L A S S, Talora D C, Vieira E M and Benchimol M 2023 The breakdown of ecosystem functionality driven by deforestation in a global biodiversity hotspot *Biological Conservation* **283** 110126
- Ferreira I J M, Campanharo W A, Fonseca M G, Escada M I S, Nascimento M T, Villela D M, Brancalion P, Magnago L F S, Anderson L O, Nagy L and Aragão L E O C 2023 Potential aboveground biomass increase in Brazilian Atlantic Forest fragments with climate change *Global Change Biology* **29** 3098–113

- Forman R T T 1995 *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions* (Cambridge University Press)
- FUNAI—Fundação Nacional dos Povos Indígenas. 2023 Geoprocessamento e Mapas. Terras Indígenas Homologadas Tradicionalmente ocupadas, Online (in Portuguese): <https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas>
- Gaston K J, Charman K, Jackson S F, Armsworth P R, Bonn A, Briers R A, Callaghan C S Q, Catchpole R, Hopkins J, Kunin W E, Latham J, Opdam P, Stoneman R, Stroud D A and Tratt R 2006 The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom *Biological Conservation* **132** 76–87
- Gnacadjia L and Vidal A 2022 How can science help to implement the UN Decade on Ecosystem Restoration 2021–2030? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **378** 20210066
- Grantham H S, Duncan A, Evans T D, Jones K R, Beyer H L, Schuster R, Walston J, Ray J C, Robinson J G, Callow M, Clements T, Costa H M, DeGemmis A, Elsen P R, Ervin J, Franco P, Goldman E, Goetz S, Hansen A, Hofsvang E, Jantz P, Jupiter S, Kang A, Langhammer P, Laurance W F, Lieberman S, Linkie M, Malhi Y, Maxwell S, Mendez M, Mittermeier R, Murray N J, Possingham H, Radachowsky J, Saatchi S, Samper C, Silverman J, Shapiro A, Strassburg B, Stevens T, Stokes E, Taylor R, Tear T, Tizard R, Venter O, Visconti P, Wang S and Watson J E M 2020 Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity *Nat Commun* **11** 5978
- Haddad N M, Brudvig L A, Clobert J, Davies K F, Gonzalez A, Holt R D, Lovejoy T E, Sexton J O, Austin M P, Collins C D, Cook W M, Damschen E I, Ewers R M, Foster B L, Jenkins C N, King A J, Laurance W F, Levey D J, Margules C R, Melbourne B A, Nicholls A O, Orrock J L, Song D-X and Townshend J R 2015 Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems *Science Advances* **1** e1500052
- Heinrich V H A, Dalagnol R, Cassol H L G, Rosan T M, de Almeida C T, Silva Junior C H L, Campanharo W A, House J I, Sitch S, Hales T C, Adami M, Anderson L O and Aragão L E O C 2021 Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change *Nat Commun* **12** 1785
- Heinrich V H A, Vancutsem C, Dalagnol R, Rosan T M, Fawcett D, Silva-Junior C H L, Cassol H L G, Achard F, Jucker T, Silva C A, House J, Sitch S, Hales T C and Aragão L E O C 2023 The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests *Nature* **615** 436–42
- IBGE—Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2023 Downloads. Mapa de Vegetação do Brasil 3ª Edição (2004), Rio de Janeiro, Brazil. Online (in Portuguese): <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>
- Laurance W F, Camargo J L C, Fearnside P M, Lovejoy T E, Williamson G B, Mesquita R C G, Meyer C F J, Bobrowiec P E D and Laurance S G W 2017 An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change *Biological Reviews*
- Laurance W F, Camargo J L C, Luizão R C C, Laurance S G, Pimm S L, Bruna E M, Stouffer P C, Bruce Williamson G, Benítez-Malvido J, Vasconcelos H L, Van Houtan K S, Zartman C E, Boyle S A, Didham R K, Andrade A and Lovejoy T E 2011 The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation *Biological Conservation* **144** 56–67
- Laurance W, Laurance S, Ferreira L, Merona J, Gascon C and Lovejoy T 1997 Biomass Collapse in Amazonian Forest Fragments *Science* **278** 1117–8
- Lira P K, Tambosi L R, Ewers R M and Metzger J P 2012 Land-use and land-cover change in Atlantic Forest landscapes *Forest Ecology and Management* **278** 80–9
- MapBiomias Collection [6] of the Annual Series of Land Use and Land Cover Maps of Brazil, accessed on [18 October 2023] through the link: [https://brasil.mapbiomas.org/en/?s=luluc&d=&post\\_type=&trp-form-language=en](https://brasil.mapbiomas.org/en/?s=luluc&d=&post_type=&trp-form-language=en)
- MapBiomias Relatório Anual de Desmatamento 2022 -São Paulo, Brasil, 2023 - 125 pg. Online: (In Portuguese) <https://alerta.mapbiomas.org/relatorio>
- Marshall A R, Waite C E, Pfeifer M, Banin L F, Rakotonarivo S, Chomba S, Herbohn J, Gilmour D A, Brown M and Chazdon R L 2022 Fifteen essential science advances needed for effective restoration of the world's forest landscapes *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **378** 20210065
- Matos F A R, Magnago L F S, Aquila Chan Miranda C, de Menezes L F T, Gastauer M, Safar N V H, Schaefer C E G R, da Silva M P, Simonelli M, Edwards F A, Martins S V, Meira-Neto J A A and Edwards D P 2020 Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits *Global Change Biology* **26** 509–22
- Maxwell S L, Cazalis V, Dudley N, Hoffmann M, Rodrigues A S L, Stolton S, Visconti P, Woodley S, Kingston N, Lewis E, Maron M, Strassburg B B N, Wenger A, Jonas H D, Venter O and Watson J E M 2020 Area-based conservation in the twenty-first century *Nature* **586** 217–27
- McDowell N G, Allen C D, Anderson-Teixeira K, Aukema B H, Bond-Lamberty B, Chini L, Clark J S, Dietze M, Grossiord C, Hanbury-Brown A, Hurr G C, Jackson R B, Johnson D J, Kueppers L, Lichstein J W, Ogle K, Poulter B, Pugh T A M, Seidl R, Turner M G, Uriarte M, Walker A P and Xu C 2020 Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world *Science* **368** eaaz9463
- MCTI—Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação 2016. Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE). Relatório das Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa (3ª edição). Online (in Portuguese): <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/cgcl/paginas/sistema-de-registro-nacional-de-emissoes-sirene>

- MMA— Ministério do Meio Ambiente 2023. Download de Dados Geográficos. Online (in Portuguese): <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>
- Melito M, Metzger J P and de Oliveira A A 2018 Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: A conceptual framework *Global Change Biology* **24** 597–607
- Melo F P L, Parry L, Brancalion P H S, Pinto S R R, Freitas J, Manhães A P, Meli P, Ganade G and Chazdon R L 2021 Adding forests to the water–energy–food nexus *Nat Sustain* **4** 85–92
- Mohebalian P M, Lopez L N, Tischner A B and Aguilar F X 2022 Deforestation in South America’s tri-national Paraná Atlantic Forest: Trends and associational factors *Forest Policy and Economics* **137** 102697
- Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier C G, Da Fonseca G A B and Kent J 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities *Nature* **403** 853–8
- National Congress. Medida Provisória nº 1150, de 2022. (Prazo para adesão aos Programas de Regularização Ambiental - PRAs). Online (in Portuguese): <https://www.congressonacional.leg.br/materia/s/medidas-provisorias/-/mpv/155632> (accessed on 31 August 2023).
- Numata I, Cochrane M A, Jr C M S and Sales M H 2011 Carbon emissions from deforestation and forest fragmentation in the Brazilian Amazon *Environ. Res. Lett.* **6** 044003
- Pardini R, Faria D, Accacio G M, Laps R R, Mariano-Neto E, Paciencia M L B, Dixo M and Baumgarten J 2009 The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia *Biological Conservation* **142** 1178–90
- RANTA P, BLOM T, NIEMELA J, JOENSUU E and SIITONEN M 1998 The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments *Biodiversity and Conservation* **7** 385–403
- Rezende C L, Scarano F R, Assad E D, Joly C A, Metzger J P, Strassburg B B N, Tabarelli M, Fonseca G A and Mittermeier R A 2018 From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest *Perspectives in Ecology and Conservation* **16** 208–14
- Ribeiro C, Ruaro R, Souza J M T de, Pagioro T A, Galarda Varassin I, Marques M C M and Grelle C E de V 2023 Brazilian Atlantic rainforest under attack *Science* **381** 491–2
- Ribeiro M C, Martensen A C, Metzger J P, Tabarelli M, Scarano F and Fortin M-J 2011 The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* ed F E Zachos and J C Habel (Berlin, Heidelberg: Springer) pp 405–34 Online: [https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21)
- Ribeiro M C, Metzger J P, Martensen A C, Ponzoni F J and Hirota M 2009 The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation *Biological Conservation* **142** 1141–53
- Riitters K and Vogt P 2023 Mapping landscape ecological patterns using numeric and categorical maps *PLOS ONE* **18** e0291697
- Rodrigues R de A R, Ferreira I G M, da Silveira J G, da Silva J J N, Santos F M and da Conceição M C G 2023 Crop-Livestock-Forest Integration Systems as a Sustainable Production Strategy in Brazil *Sustainability Challenges of Brazilian Agriculture: Governance, Inclusion, and Innovation Environment & Policy* ed N Søndergaard, C D de Sá and A F Barros-Platiau (Cham: Springer International Publishing) pp 165–82 Online: [https://doi.org/10.1007/978-3-031-29853-0\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-031-29853-0_9)
- Rodrigues R R, Lima R A F, Gandolfi S and Nave A G 2009 On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest *Biological Conservation* **142** 1242–51
- Rosa M R, Brancalion P H S, Crouzeilles R, Tambosi L R, Piffer P R, Lenti F E B, Hirota M, Santiami E and Metzger J P 2021 Hidden destruction of older forests threatens Brazil’s Atlantic Forest and challenges restoration programs *Science Advances* **7** eabc4547
- de la Sancha N U, Boyle S A and McIntyre N E 2021 Identifying structural connectivity priorities in eastern Paraguay’s fragmented Atlantic Forest *Sci Rep* **11** 16129
- Santos C O dos, Mesquita V V, Parente L L, Pinto A de S and Ferreira L G 2022 Assessing the Wall-to-Wall Spatial and Qualitative Dynamics of the Brazilian Pasturelands 2010–2018, Based on the Analysis of the Landsat Data Archive *Remote Sensing* **14** 1024
- Schröder B and Seppelt R 2006 Analysis of pattern–process interactions based on landscape models—Overview, general concepts, and methodological issues *Ecological Modelling* **199** 505–16
- Schweizer D, Petter G, Gomes César R, Ferraz S, de Souza Moreno V, Brancalion P H S and Bugmann H 2022 Natural forest regrowth under different land use intensities and landscape configurations in the Brazilian Atlantic Forest *Forest Ecology and Management* **508** 120012
- Silva Junior C H L, Aragão L E O C, Anderson L O, Fonseca M G, Shimabukuro Y E, Vancutsem C, Achard F, Beuchle R, Numata I, Silva C A, Maeda E E, Longo M and Saatchi S S 2020a Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses *Science Advances* **6** eaaz8360
- Silva Junior C H L, Heinrich V H A, Freire A T G, Broggio I S, Rosan T M, Doblaz J, Anderson L O, Rousseau G X, Shimabukuro Y E, Silva C A, House J I and Aragão L E O C 2020b Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil *Sci Data* **7** 269

- da Silva R F B, de Castro Victoria D, Nossack F Á, Viña A, Millington J D A, Vieira S A, Batistella M, Moran E and Liu J 2023 Slow-down of deforestation following a Brazilian forest policy was less effective on private lands than in all conservation areas *Commun Earth Environ* **4** 1–12
- Silveira M V F, Silva-Junior C H L, Anderson L O and Aragão L E O C 2022 Amazon fires in the 21st century: The year of 2020 in evidence *Global Ecology and Biogeography* **31** 2026–40
- Smith C C, Healey J R, Berenguer E, Young P J, Taylor B, Elias F, Espírito-Santo F and Barlow J 2021 Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries *Environ. Res. Lett.* **16** 085009
- Soille P and Vogt P 2009 Morphological segmentation of binary patterns *Pattern Recognition Letters* **30** 456–9
- SOS Mata Atlântica 2022 Annual Report Fundação SOS Pro-Mata Atlântica São Paulo, Brazil Online: [https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2023/07/SOSMARElatorio-Anual-2022\\_ingl%C3%AAs.pdf](https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2023/07/SOSMARElatorio-Anual-2022_ingl%C3%AAs.pdf)
- Strassburg B B N, Beyer H L, Crouzeilles R, Iribarrem A, Barros F, de Siqueira M F, Sánchez-Tapia A, Balmford A, Sansevero J B B, Brancalion P H S, Broadbent E N, Chazdon R L, Filho A O, Gardner T A, Gordon A, Latawiec A, Loyola R, Metzger J P, Mills M, Possingham H P, Rodrigues R R, Scaramuzza C A de M, Scarano F R, Tambosi L and Uriarte M 2019 Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs *Nat Ecol Evol* **3** 62–70
- Taubert F, Fischer R, Groeneveld J, Lehmann S, Müller M S, Rödiger E, Wiegand T and Huth A 2018 Global patterns of tropical forest fragmentation *Nature* **554** 519–22
- Turner M G and Cardille J A 2007 Spatial heterogeneity and ecosystem processes *Key Topics in Landscape Ecology* Cambridge Studies in Landscape Ecology ed J Wu and R J Hobbs (Cambridge: Cambridge University Press) pp 62–77 Online: <https://www.cambridge.org/core/books/key-topics-in-landscape-ecology/spatial-heterogeneity-and-ecosystem-processes/0ED80BDE5ACDBC12341843EC411DDFF>
- Turner M G and Gardner R H 2015 *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process* (Springer)
- Urban D L 2005 Modeling Ecological Processes Across Scales *Ecology* **86** 1996–2006
- Vogt P and Riitters K 2017 GuidosToolbox: universal digital image object analysis *European Journal of Remote Sensing* **50** 352–61
- Vogt P, Riitters K H, Estreguil C, Kozak J, Wade T G and Wickham J D 2007 Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing *Landscape Ecol* **22** 171–7
- Vos C C, Verboom J, Opdam P F M and Ter Braak C J F 2001 Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. *The American Naturalist* **157** 24–41
- Wickham J and Riitters K H 2019 Influence of high-resolution data on the assessment of forest fragmentation *Landscape Ecol* **34** 2169–82
- Wiens J A 1995 Landscape mosaics and ecological theory *Mosaic Landscapes and Ecological Processes* ed L Hansson, L Fahrig and G Merriam (Dordrecht: Springer Netherlands) pp 1–26 Online: [https://doi.org/10.1007/978-94-011-0717-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-94-011-0717-4_1)
- Wills A R, Shirima D D, Villemaire-Côté O, Platts P J, Knight S J, Loveridge R, Seki H, Waite C E, Munishi P K T, Lyatuu H, Bernal B, Pfeifer M and Marshall A R 2022 A practice-led assessment of landscape restoration potential in a biodiversity hotspot *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **378** 20210070



**5. CAPÍTULO IV :**

**ELEVATION INFLUENCE ON BIOMASS STOCK AND  
DYNAMICS IN A HIGHLY FRAGMENTED SEASONALLY DRY  
ATLANTIC FOREST**

**A ser submetido à revista Forest Ecology and Management**

**Qualis Capes (Área da Biodiversidade, 2017-2020): A1**

**Fator de Impacto (2024): 4.384**

**Status: Em preparação**

## Elevation influence on biomass stock and dynamics in a highly fragmented Seasonally Dry Atlantic Forest

Igor S. Broggio<sup>\*a</sup>, Mariana A. Faitanin<sup>b</sup>, Caroline P. Silva<sup>c</sup>, Karla Abreu, Mauricio Dan, Haroldo C. Lima, Patrick Meir, John Grace, Marcelo Nascimento, Luiz Aragão<sup>d</sup> & Dora M. Villela<sup>4a</sup>

### Abstract

This study investigates biomass dynamics in fragmented tropical forests, emphasizing the effects of fragmentation and elevation. We evaluated biomass stock and dynamics mainly by tree mortality and net primary biomass productivity across core, edge, and patch forest plots under varying altitudinal conditions. Core plots showed stable biomass, indicating resilience, whereas edge and patch plots exhibited variations of  $1.43 \pm 7.68\%$  and  $-13.04 \pm 5.38\%$ , respectively, with patch areas showing a significant biomass decline and elevated mortality rates ( $27.07 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ), 27.08% higher than core areas ( $2.65 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ). Productivity was highest in core plots ( $6.41 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ), significantly outperforming edge and patch areas, which had net above-ground biomass reductions of -67.29% and -93.39%, respectively. Elevation positively influenced biomass in core and edge areas but negatively affected patch areas, highlighting elevation's role in biomass distribution. Our findings elucidate the contrasts in biomass resilience between core and more vulnerable patch areas, stressing the need for integrated conservation efforts to maintain biodiversity and mitigate the impacts of habitat fragmentation and climate change in the Atlantic Forest. This underscores the importance of fitted management strategies to preserve forest remnants' ecological integrity.

**Keywords:** Carbon, Edge-effects, Elevation, Landscape ecology, Tropical forests

Corresponding author at: Insert affiliation

E-mail address: Insert e-mail

1Insert Orcid

2...

3...

Received xxx; Received in revised form xxxxx; Accepted xxxxxxxx

## 1. Introduction

The issue of fragmentation in tropical forests is a direct consequence of land use and cover change driven by agricultural expansion, urbanization, and other human impacts, converting extensive continuous forest areas into smaller fragments (Malhi et al., 2014; Taubert et al., 2018). This process poses challenges for maintaining ecosystem services provided by this vegetation, with implications for the structure and functioning of these ecosystems. Forest fragments, especially those with pronounced edge effects, face the suppression of species sensitive to environmental variations, often specialists, in favour of generalist species adapted to edge habitats (Haddad et al., 2015; Laurance, 2005; Patton, 1975).

The reduction in fragment size is a critical face of this process, leading to loss of large trees and substantial biomass, resulting in a decrease in the total carbon stock (Laurance, 2005). Smaller fragments, subjected to more extreme environmental conditions, encounter additional challenges, including increased tree mortality and a significant release of carbon into the atmosphere (Barlow et al., 2007).

Fragmentation alters the dynamics of the tree community primarily through the relationship between mortality and recruitment rates, events that differentially affect tree biomass production in tropical

forests (Phillips et al., 2009). Appolinário et al., 2005 noticed changes in tree diversity and the decrease in biomass with significantly interfere with nutrient stock and input into the environment, as well as affecting carbon stock and cycling (Martinelli et al., 1999; Villela et al., 2006; Villela and Proctor, 2002).

Mature forests generally exhibit significantly higher biomass stocks compared to fragmented or degraded forests (Magnago et al., 2017; Malhi et al., 2014; Smith et al., 2021). In fragmented forests, a consistent reduction in biomass stock is observed compared to continuous areas. In severely fragmented forests, there is a steep decrease in biomass stock in smaller fragments, especially due to the loss of large trees (Laurance et al., 2002).

Altitude variations associated with fragmentation can also accentuate exposure to edge conditions, negatively influencing the recruitment of some species sensitive to environmental changes. Tree recruitment in the Atlantic Forest at different altitudes can be influenced by factors such as seed availability, soil conditions, and plant-plant interactions, with regeneration dynamics varying in response to the specific conditions of each altitude. Altitude can also influence moisture patterns, affecting water availability. Changes in moisture can directly impact tree growth and mortality, influencing biomass turnover.

Studies such as those by Laurance et al. (2000) and Smith et al. (2023) demonstrate that changes in microclimatic conditions, especially increased temperature, humidity variation and rainfall are associated with fragmentation. The cascade effect of microclimate also extends to the reduction of stored biomass.

This work aimed to broaden the understanding of fragmentation impacts in tropical forests carbon dynamics, mainly concerning the Brazilian Atlantic Forest where fragmentation has consolidated edges for centuries. Our analyses use fragmentation mapping associated with field inventory plot data to support how biomass stocks and dynamics changes in different classes of fragmentation when controlling for elevation, which is crucial factor that shapes Atlantic Forest terrain.

In this study, three fragmentation classes (core, edge, and patch) (Broggio et al., 2024; Soille and Vogt, 2009) were evaluated to understand the biomass stocks and dynamics in a highly fragmented Seasonally Dry Tropical Forest formation in Atlantic Forest within an elevational gradient.

Specifically, we proposed two hypotheses aiming on how long-term effects of different fragmentation classes situated in different elevations affect forest biomass dynamics? We address this question by, (1) comparing, at the plot level, the total aboveground biomass (TAGB), and forest

dynamics represented by mortality and wood productivity, between core and edged effect forests. To see what insights, do elevation provide in fragmented forest biomass, we compare the same biomass variables from (1) controlling for elevation in each fragmentation classes (2).

Therefore, by assessing landscape metrics derived from remote sensing products, we anticipate lower tree mortality and higher net primary biomass productivity in the forest interior when compared to edges and small isolated fragments. Finally, we combine the results from both questions to discuss on how different fragmentation configurations have been affecting biomass recovery in Atlantic Forest.

## 2. Materials and methods

### 2.1 Study Area

The present study was conducted in forest fragments at the northern and northeastern mesoregions of Rio de Janeiro, Brazil (see **Figure 1**). Both geographical areas are characterized by a hot and humid tropical climate, classified as Aw according to the Köppen classification (1948), featuring well-defined seasons. Average annual temperatures vary between 23°C and 25°C (Lumbreras et al., 2004).

The forest in this region is described as a semi-deciduous seasonal formation, experiencing a dry season that results in the

partial loss of leaves by the community's species, with a variation of 20% to 50% of deciduous species. In regions with lower rainfall volumes, such as in the North of Rio de Janeiro, seasonal forests extend to the coast. This phenomenon is attributed to climate changes associated with the cold Cabo Frio ocean current (Araújo, 1997) and the distance from the mountain ranges on the Atlantic coast, forming the "Campos dos Goytacazes Gap".

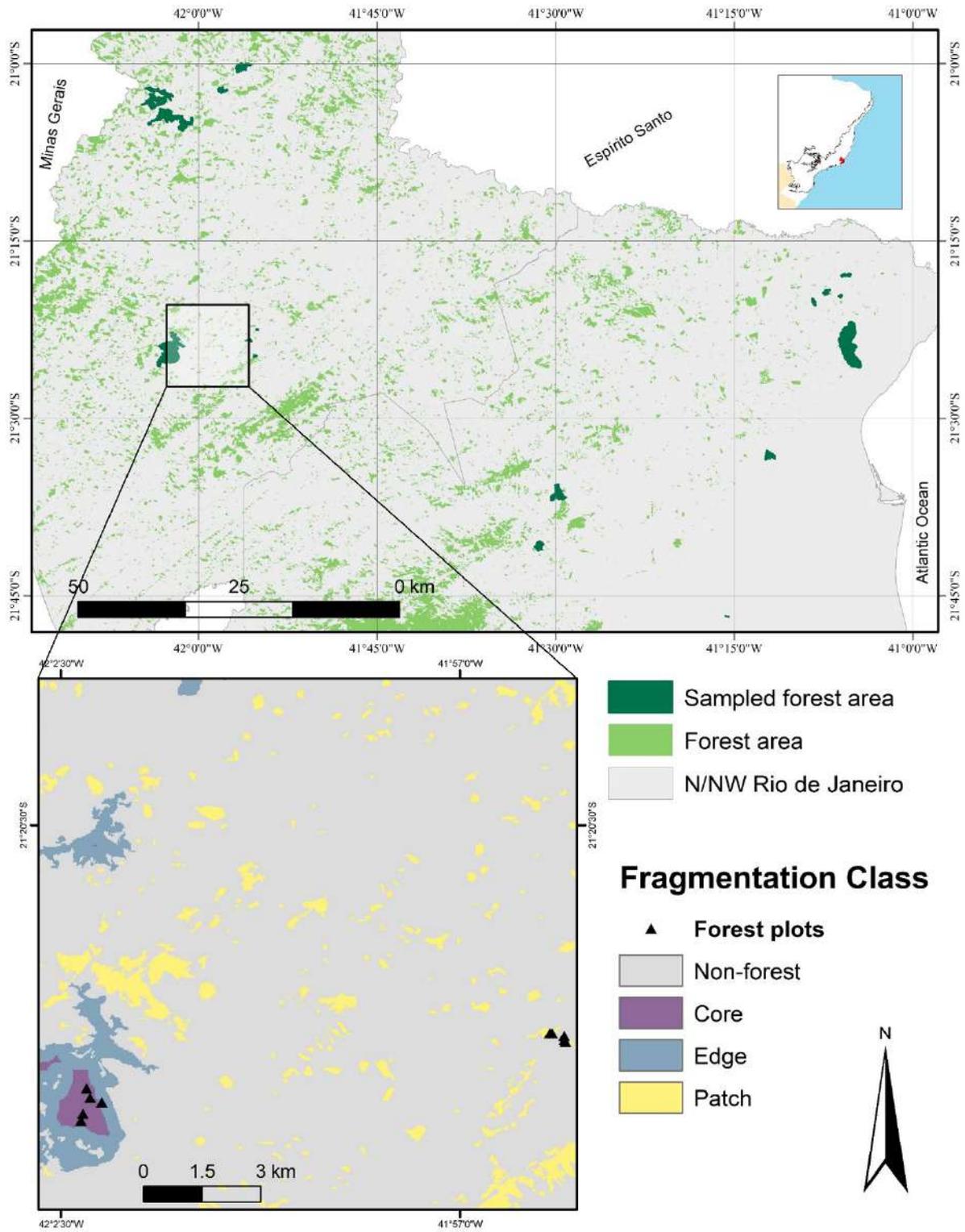
Altitudinal gradients cause phytophysiology shifts from lowland deciduous forests (5-50 m altitude) to submontane seasonal forests (200-500 m). Agricultural expansion for coffee and sugar cultivation has significantly altered these forests. The limited number of conservation units exacerbates biodiversity threats. Since 2000, remaining forests have been prioritized for flora conservation in Rio de Janeiro (Conservation International do Brazil et al., 2000; Scarano et al., 2009)

### **Fragmentation mapping and classification**

Fragmentation categorization, utilizing landscape metrics, was conducted by generating a map based on data from the forest layer with a spatial resolution of 30 meters, extracted from the MapBiomass land use and cover dataset, version 6.0. When configuring the parameters for mapping landscape metrics, the edge distance used was 300 meters, aiming to encompass a

spectrum of phenomena related to the edge effect, especially those linked to increased tree mortality (Laurance et al., 2017).

The application of Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA) (Soille; Vogt, 2009) was carried out using the Guidos Toolbox software, employing a binary forest/non-forest mask. MSPA comprises a sequence of mathematical morphological operators, with the goal of describing geometric patterns and analysing the connectivity of image components. It should be noted that this method can be applied to any spatial resolutions.



**Figure 1.** Stude area and location of forest fragments sampled in north/northwest Rio de Janeiro, Brazil. Forest cover data source: MapBiomass (6.0). Geographic Coordinates System WGS84 Datum.

MSPA categorizes seven classes of landscape fragmentation, in which were reclassified to generate a map with three distinct classes (**Figure 1**): Core (representing interior forest areas, away from the perimeter of the forest/matrix border); Edge (corresponding to the transition region between the core and non-forest areas, including forest corridors connected to one or more core areas, at least by one end); Patch (representing small and isolated fragments, completely surrounded by the non-forest matrix). Subsequently, the location of each plot was plotted on the fragmentation map to classify them as core, edge, or patch.

## 2.2 Sampling

### Elevation sampling

The elevation of each plot was assessed using a high-resolution (12.5 m) digital elevation model (ALOS PALSAR RTC). Average altitude values were extracted based on the plot coordinates, plot size ranged from 0.04 ha to 0.1 ha. Despite varying plot sizes, the total sampled area remained consistent across all fragments. Each fragment was sampled with either five plots of 0.04 ha or two transects of 0.1 ha (only for MME plots), resulting in a total sampled forest area of 0.2 ha for each fragment (see supplementary material, **table S1**).

### Tree sampling and above-ground

### biomass estimation

We utilized permanent plots from prior studies ([Dan 2009](#); [Abreu 2013](#)), where the original plot allocations and the initial vegetation census took place. This study conducted the second census in these same plots, denoted as S1. A total of 17 fragments were selected, encompassing 92 plots with dimensions of 20x20 m or 100x10 m (only for one fragment - MME). All living individuals with a diameter at breast height (DBH)  $\geq 5$  cm at 1.5 m above the ground were sampled. Inclusion criteria involved individuals in which half or more of the root was within the plot, following the RAINFOR protocol ([Peacock et al., 2007](#); [Phillips et al., 2009](#)).

Botanical samples were collected, compared with vouchers, and identified using HUENF and RB Herbarium collections, part of the REFLOA virtual collection and representative of the reference collections for the flora of the study region. Expert-validated identifications were deposited in HUENF and RB herbaria.

In the quantification of above-ground biomass (AGB) for each tree individual, an equation fitted for trees ([Chave et al., 2005](#)) and a palm-specific reference equation ([Nascimento and Laurance, 2002](#)) were employed. The global wood density database ([Chave et al., 2009](#); [Zanne et al., 2020](#)) enabled the assignment of specific wood density to each species. In cases where individuals couldn't be identified to the

species level, the mean value for the species within the corresponding genus was utilized. Similarly, for trees not identified at the genus level, the mean specific wood density of the family was applied (Baker et al., 2004). Completely unidentified individuals were assessed using the mean value of the plot wood density.

### 2.3 Quantifying forest biomass stocks and dynamics

We conducted the quantification of biomass stock and dynamics for all landscape classes. The stock (TAGB) is determined by summing the biomass of the plots in censuses 1 and 2, separately. Concerning dynamics, we analyzed biomass productivity, biomass mortality, and the net biomass balance calculated for each plot between the two censuses.

Net Total Above-Ground Biomass productivity (Net TAGB) is expressed as a function of stem productivity (WP) and mortality (M) of stems present in the plot, according to the equation (1), below:

$$\text{Net TAGB} = \sum Wp - \sum M$$

This interpretation allows for a more comprehensive assessment of biomass dynamics, encompassing both biomass production and mortality processes over time. The term (M) corresponds to plot mortality ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ), calculated as the biomass of all stems recorded as dead within a given census interval. The term

SWp corresponds to the sum of the values of Wp for all measured stems in the plot and can be decomposed as (equation 2).

$$\sum Wp = \sum R + \sum G$$

where Wp ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) is calculated as the sum of the biomass of stems that recruited during each census interval (Sum. Recruits) and the sum of the growth in biomass of each stem present in the plot (Sum. Growth) during the same census interval. As the census interval varied among plots, rates were weighted by the census interval length. To account for trees that both recruited and died during the census interval and to correct for tree growth before their death, M and Wp values were corrected at a plot basis, following methods by (Talbot et al., 2014).

To calculate the biomass turnover relative to the interval between censuses, we initially determined the ratio between the biomass lost due to mortality and the biomass stock, resulting in the original turnover. Subsequently, this measure was adjusted for the number of years between censuses, providing a weighted replacement rate over time for each plot, equation (3):

$$AGBTu = \frac{\sum M}{TAGB}$$

To determine the biomass residence time, the total biomass stock was divided by the biomass turnover, following a similar approach to the calculation of relative turnover (equation 4). The result was then

normalized by the number of years between censuses, resulting in the relative residence time, expressed in years for each plot under consideration. This method provides a dynamic assessment of biomass, considering both the replacement rate and the average time biomass remains in the forest before being replaced, allowing for a more comprehensive analysis of forest dynamics over time.

$$AGBRt = \frac{TAGB}{AGBTu}$$

#### 2.4 Quantifying differences between core forests and other edge effect fragmentation classes

To evaluate the changes of TAGB and dynamics in core forests towards post-disturbance levels, the percentage difference between core, edge and patch fragmentation classes were quantified. For each dynamic parameter and TAGB, the proportional difference between each edge and patch plots ( $X_{Class(i)}$ ) and the mean of core plots ( $X_{Core(mean)}$ ) was calculated, as outlined in equation 5:

$$\% \Delta \bar{x} = \frac{(X_{frag(i)} - X_{core(mean)})}{X_{core(mean)}}$$

Here,  $\Delta \bar{x}$  represents the variable of interest (TAGB, M, Prod TAGB, and Net TAGB),  $Class(i)$  denotes each of the edge and patch class plots, and core (mean) is the local mean of all core plots. The error is presented as the standard error of the mean (s.e.).

#### 2.5 Statistical analyses

Statistical analyses were conducted using R software (R Core Team, 2023). To unravel the intricate relationships between fragmentation class and altitude on biomass stock and dynamics, we employed linear mixed-effect models (lme4, base package). These models allowed us to account for random effects and dependencies within the dataset, providing a robust framework for exploring the ecological drivers of biomass patterns (Bates et al., 2014).

The outcomes of our analyses were visually communicated through regression models, shedding light on the nuanced interplay between our variables of interest. Further, to quantify the contribution of each independent variable, was conducted using an ANOVA table (summary.aov, base package, (R Core Team, 2023). This approach facilitated a comprehensive understanding of the relative importance of fragmentation class and altitude in shaping biomass dynamics.

To adhere to the underlying assumptions of our models, data transformations were applied. The optimal transformation was determined through a maximum likelihood function optim.boxcox (Almohaimed et al., 2017), ensuring the robustness and reliability of our statistical

### 3. Results

#### 3.1 Effects of Fragmentation Class on Forest Biomass

The total biomass stored in the core area exhibited stability, remaining practically unchanged (Supplementary material, table S2). When comparing the core plot's stock with the edge plots, there was a variation of  $1.34 \pm 7.68\%$ . However, patch plots showed the most significant variation,  $-13.04 \pm 5.38\%$ , concerning core plots (**table 1**).

In terms of biomass loss due to mortality, patch plots ( $27.07 \text{ Mgha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) also stood out, presenting  $27.08 \pm 35.90\%$  more mortality than core areas ( $2.65 \text{ Mgha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ). In contrast, edge plots ( $2.64 \text{ Mgha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) showed a lower variation  $-1.86 \pm 11.92\%$ . Regarding productivity and the net biomass balance, the values were higher in core plots ( $6.41 \text{ Mgha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) when compared to edge ( $3.85 \text{ Mgha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) and patch ( $3.66 \text{ Mgha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) plots ( $-39.77 \pm 4.53\%$  ProdAGB;  $-67.29 \pm 12.38\%$  NetAGB) and the patch areas ( $-42.73 \pm 4.08\%$  ProdAGB;  $-93.39 \pm 24.77\%$  NetAGB).

When comparing biomass turnover in edges and patches with the baseline of the core plots, the variation was  $-5.84 \pm 13.00\%$  for edges and nearly zero for patches. Meanwhile, the biomass residence time was longer in the edge and patch areas compared to the core areas (**table 1**).

For detailed information on the mean difference between core plots and growth and recruitment of biomass, see supplementary material (**table S2**). Additionally, the box plots of biomass stock and dynamics for each fragmentation class, also available in the supplementary material (**figure S3**).

#### 3.2 Effects of Fragmentation Class on Forest Biomass Driven by Elevation

Considering the influence of elevation on biomass stock and dynamics in different fragmentation classes, we observed that elevation has a positive effect on biomass stock in core plots and edges, while it has a negative impact on patch plots (**figure 2A**).

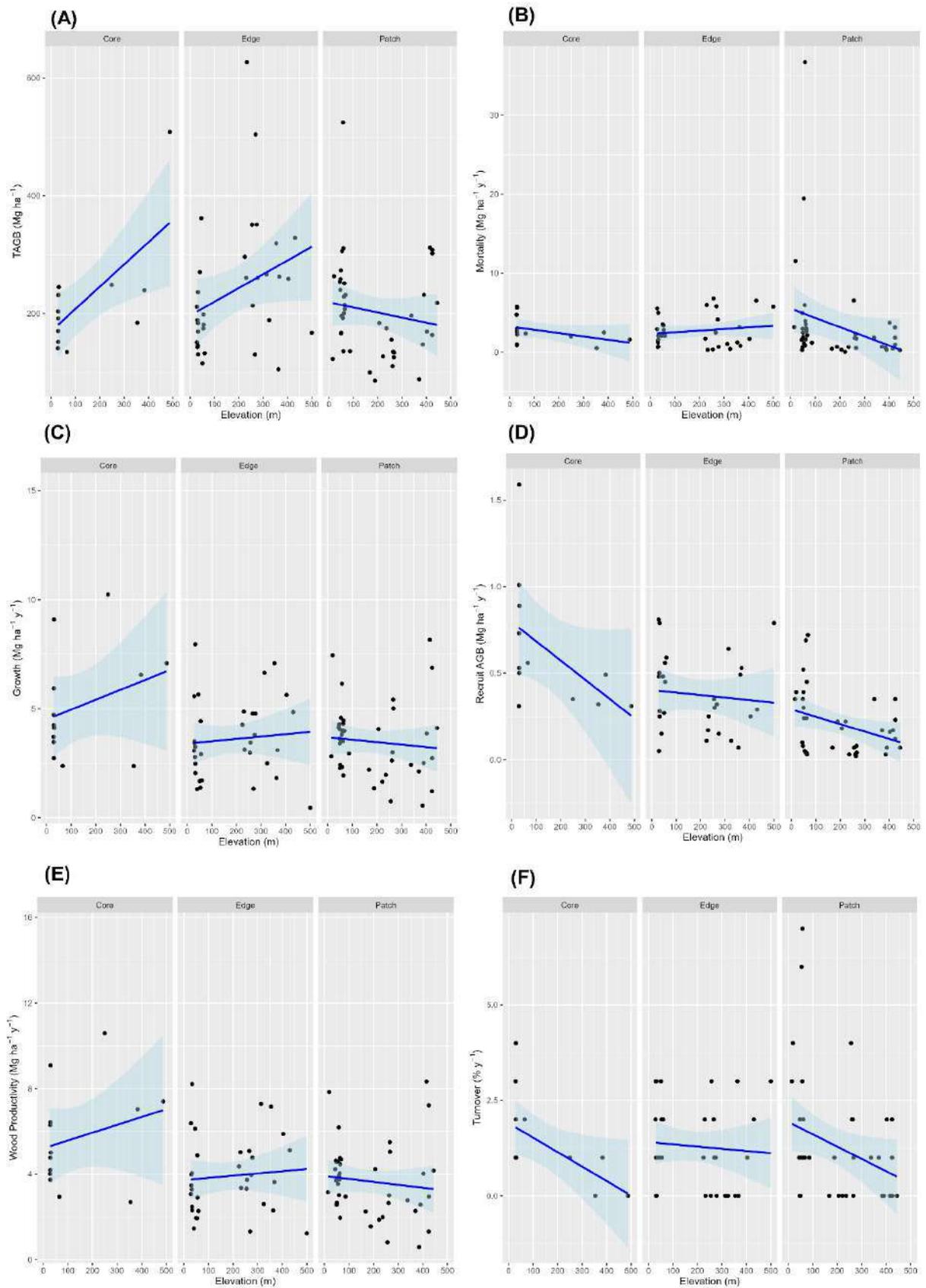
For mortality, a more pronounced decline with increasing elevation was observed in patch plots compared to edge and core plots (**figure 2B**). There was an observed increase in biomass growth with elevation in the core and edge plots and a decrease in the patch plots (**figure 2C**). Additionally, we noted a decrease in the Recruitment biomass, in all fragmentation classes (**figure 2D**). Overall, turnover decreased with elevation, and biomass residence time increased, especially in core and patch classes (**figure 2E**).

#### 3.3 Uncertainties

Uncertainties associated with biomass dynamics data are more prominent for mortality.

**Table 1.** Baseline mean and s.e. of core plots for TAGB Stock, mortality, AGB productivity, Net TAGB, AGB Turnover and AGB Residence Time. Mean difference ( $\Delta \bar{x}$ ) in % ( $\pm$ s.e.) between each edge and patch plot and core mean values of TAGB stock, mortality, AGB productivity, Net TAGB, AGB Turnover and AGB Residence Time. N is the plot count for each fragmentation class. Positive values mean higher values for edge and patch plots than for core plots. (AGB growth and AGB recruitment values in supplementary material, table S2).

Frag. Class	N	TAGB stock		TAGB dynamics									
		Mgha <sup>-1</sup>		Mortality Mgha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>		Productivity Mgha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>		Net TAGB Mgha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup>		Turnover % yr <sup>-1</sup>		Residence Time yr	
		$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.
Core	14	234.03	27.32	2.70	0.44	6.41	0.93	3.71	1.03	0.014	0.003	433.27	89.20
		N		Mortality		Productivity		Net TAGB		Turnover		Residence Time	
		$\Delta \bar{x}$ %	s.e.	$\Delta \bar{x}$ %	s.e.	$\Delta \bar{x}$ %	s.e.	$\Delta \bar{x}$ %	s.e.	$\Delta \bar{x}$ %	s.e.	$\Delta \bar{x}$ %	s.e.
Edge	36	1.43	7.68	-1.86	11.92	-39.77	4.53	-67.29	12.38	5.848	13.000	92.70	84.96
Patch	42	-13.04	5.38	27.08	35.90	-42.73	4.08	-93.39	24.77	0.000	17.725	13.287	24.256



**Figure 2.** LME fitted models of fragmentation class by dependent variables: (A) total above-ground biomass stock (census 2) (TAGB), (B) AGB mortality, (C) AGB Growth (Wp), (D) AGB of recruits, and (E) AGB Turnover, when controlled for elevation.

This is due to the significant influence of the death of a few trees that differ greatly from the majority. Statistically significant Linear Mixed Effects (LME) model, demonstrate agreement in the variation of biomass concerning elevation for different fragmentation classes. All LME-adjusted models were statistically significant, even at times within the minimum threshold for significance, except for NetTAGB, AGB turnover and AGB Residence time (**Table 2**). Diagnostic graphs can be seen in supplementary material (**figure S4**).

Residual variability may be linked to "random" deviations from predicted values, possibly associated with the intensity of fragmentation impact over time and environmental conditions. The wide variation in Total Above-Ground Biomass (TAGB) and mortality among plots contributes to greater errors in the models.

#### 4. Discussion

This study reveals the dynamics of forest biomass in relation to fragmentation classes, namely core, edge and patch areas. The relative stability of biomass in core areas suggests that these areas present a greater state of equilibrium regarding other classes of fragmentation ([Harper et al., 2005](#); [Rosa et al., 2021](#)).

In edge areas, a modest variation in

biomass stock was noted, with a deviation of  $1.34 \pm 7.68\%$  compared to core areas. This indicates a slight impact of fragmentation on these transitional zones. However, biomass stocks in patch areas, decreased ( $-13.04 \pm 5.38\%$ ). This decline is indicative of the vulnerability of these fragmented landscapes to biomass loss, potentially due to factors such as increased edge effects, habitat isolation, and microclimatic changes ([Magnago et al., 2017](#); [Murcia, 1995](#); [Tonetti et al., 2023](#); [Vancine et al., 2023](#)).

Mortality rates further underscore the differential impacts of fragmentation. The patch areas exhibited higher mortality rate ( $27.08 \pm 35.90\%$ ) than core areas, underlining the susceptibility of these fragmented patches to tree loss. In contrast, edge areas showed a lower variation in mortality. This pattern of mortality across different fragmentation classes could be indicative of varying degrees of ecological disruptions caused by fragmentation ([Fahrig, 2013](#); [Laurance, 2005](#); [Laurance et al., 2000](#); [Silva Junior et al., 2020](#)).

[Berenguer et al., 2014](#) reported similar mortality rates in the Amazon, where fragmented areas showed higher tree mortality. This could be due to the edge effects that are more pronounced in smaller, isolated patches, leading to altered microclimatic conditions and increased vulnerability to external stressors ([Laurance et al., 2018](#)).

**Table 2.** LME models' output by fixed term for intercept and the smooth term.

Parameter	TAGB	AGB Mortality	Prod TAGB	Growth TAGB	Recruit TAGB
Intercept					
Estimate	168.14	3.11	2.06	2.06	0.82
Std.Err.	15.13	1.57	0.23	0.23	0.12
Pr(> t )	1.84E-05	0.0538**	4.38E-05	3.91E-05	8.37E-04
LM term (frag. class)					
Estimate	50.64	2.36	-0.14	-0.14	-0.44
Std.Err.	11.95	1.88	0.21	0.21	0.12
edf*	29.92	44.36	7.01	26.06	81.80
p-value	3.74E-03	9.59E-02	9.35E-03	3.62E-02	4.52E-03
LM term (elevation)					
Estimate	19.110	-0.003	0.002	0.002	-0.001
Std.Err.	4.37	0.01	0.00	0.00	0.00
edfa	84.51	82.04	82.06	82.21	70.87
p-value	3.07E-03	4.04E-02	5.24E-03	0.01907**	1.31E-03

\* Effective degrees of freedom

\*\*Mortality and biomass growth found significant within the threshold of statistical significance.

Productivity and net biomass balance also varied between fragmentation classes. Productivity was higher in core areas compared to their edges and in patches, with patch areas particularly showing greater declines. This disparity in productivity and biomass balance is probably a reflection of the more stable environmental conditions and less disturbance regimes in core areas when compared to forest edges (Chazdon et al., 2016; Magnago et al., 2017; Matos et al., 2020).

The turnover of biomass and residence time of biomass also varied

across the fragmentation classes, with edge areas and patches showing longer biomass residence times compared to core areas. This could be attributed to slower decomposition rates and altered nutrient cycling processes in fragmented landscapes (Laurance et al., 2018; Villela et al., 2006; Villela and Proctor, 2002).

Concerning the impact of elevation on biomass dynamics, which has not been extensively covered in similar studies. While elevation's influence on biomass has been documented in different tropical regions, its role in fragmented landscapes, as shown in this study, offers new insights.

The positive effect of elevation on biomass in core areas and edges and its negative impact on patch areas suggest a complex interaction between topography and fragmentation.

In terms of productivity and net biomass balance, the higher values in core areas compared to edges and patches resonate with findings from other tropical forests, where core areas often exhibit higher productivity due to more stable environmental conditions (Alves et al., 2010; Barlow et al., 2007; Talbot et al., 2014). However, the extent of the decline in productivity and net biomass balance in patch areas, especially when considering elevation, presents a particular aspect not widely reported in other studies.

The recent findings by Souza et al. (2023), which found a variation in carbon gain between 3.82 and 5.14 Mg ha.y<sup>-1</sup> and carbon loss between 2.1 and 3.4 Mg/ha.y<sup>-1</sup> across different elevations in Montane Atlantic Forest fragments, provide evidence that complements our current study indicating positive net productivity in higher elevations, reinforcing its influence on biomass dynamics. It becomes evident that the effects of fragmentation cannot be generalized across all elevations; rather,

they vary depending on the specific environmental conditions and the interplay of elevation with other factors. This highlights the importance of developing conservation strategies that are specifically fitted to address the complex forest ecosystems across different elevational gradients.

Considering the findings from our study on forest biomass dynamics in fragmented tropical landscapes, there are significant implications for forest management and conservation strategies. Firstly, forest management practices should be oriented towards enhancing connectivity between patches, thereby reducing edge effects, which are a major contributor to biomass loss in fragmented landscapes (Belote et al., 2017; Santos et al., 2022).

Additionally, conservation efforts need to incorporate strategies focused on monitoring and actively reducing tree mortality, especially in patch areas, where the risk is notably higher. This approach should be complemented by efforts to enhance forest productivity through targeted restoration activities, thereby addressing the dual challenges of biodiversity loss and ecosystem degradation (Siqueira et al., 2021).

Furthermore, in ecologically

diverse and topographically varied regions like the Atlantic Forest, where elevation significantly influences forest dynamics, conservation strategies need to be particularly nuanced. Tailoring these strategies to different elevational zones can optimize their effectiveness (Faria et al., 2023).

Collectively, these approaches underscore a synergic and adaptive framework for managing and conserving biodiversity in fragmented tropical forests, acknowledging the complexity of interactions between forest structure, fragmentation, and environmental gradients.

## 5. Conclusion

In conclusion, this study advances our knowledge of biomass dynamics in fragmented tropical forests, emphasizing the key roles of fragmentation class and elevation, mainly in Seasonally Dry Tropical Forests. We added insightful knowledge on biomass resilience in core areas contrasted with the significant vulnerability in patch areas, not only about biomass stocks but also for mortality, productivity and Net biomass

change.

Seasonally Dry Tropical Forests stand out for their isolation and the number of smaller forest patches (Broggio et al., 2024). It is urgent to preserve and connect these forests so that their biomass is maintained, consequently their taxonomic and functional biodiversity (Matos et al., 2020).

We provided key insights into topographical effects on forest biomass stocks and dynamics. These findings are essential for formulating effective conservation and management strategies in Atlantic forest, mainly in isolated and small forest patches which are increasingly threatened by habitat fragmentation and climate change.

## 6. Acknowledgments

We thank Marcelo Trindade Nascimento to provide the first census data and Karla Abreu and Mauricio Dan for the plots allocation and fieldwork. We would like to thank Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) and Environment department of the municipality of Natividade for providing accommodation for field trips. We thank Gerson da Purificação and Walmyr for their technical support in the field. We

also thank all colleagues from the LCA/UENF for their support during field activities. We are very grateful to the rural landowners who allowed us to enter the forest remnants. We thank LCA for the vehicle used and the ASTRAM/UENF drivers. We also thank Camila Silva for her insightful contribution when we were devising the analysis of this work. To HUENF and its entire team for the logistics with the prospecting and curation of the collected material. To Luiz Aragão and Dora Villela for funding all field surveys.

## 7. References

- Almohaimed, A., University, J.E.Q., University, D., 2017. *boxcoxmix: An R Package for Response Transformations for Random Effect and Variance Component Models*.
- Alves, L.F., Vieira, S.A., Scaranello, M.A., Camargo, P.B., Santos, F.A.M., Joly, C.A., Martinelli, L.A., 2010. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *Forest Ecology and Management* 260, 679–691. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>
- Appolinário, V., Oliveira Filho, A.T., Guilherme, F.A.G., 2005. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. *Rev. bras. Bot.* 28, 347–360. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042005000200014>
- Baker, T.R., Phillips, O.L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A., Erwin, T., Killeen, T.J., Laurance, S.G., Laurance, W.F., Lewis, S.L., Lloyd, J., Monteagudo, A., Neill, D.A., Patiño, S., Pitman, N.C.A., M. Silva, J.N., Vásquez Martínez, R., 2004. Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology* 10, 545–562. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00751.x>
- Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A.L., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C., Peres, C.A., 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104, 18555–18560. <https://doi.org/10.1073/pnas.0703333104>
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S., 2014. Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. <https://doi.org/10.48550/arXiv.1406.5823>
- Belote, R.T., Dietz, M.S., Jenkins, C.N., McKinley, P.S., Irwin, G.H., Fullman, T.J., Leppi, J.C., Aplet, G.H., 2017. Wild, connected, and diverse: building a more resilient system of protected areas.

- Ecological Applications 27, 1050–1056.  
<https://doi.org/10.1002/eap.1527>
- Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T.A., Aragão, L.E.O.C., De Camargo, P.B., Cerri, C.E., Durigan, M., Oliveira Junior, R.C.D., Vieira, I.C.G., Barlow, J., 2014. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology* 20, 3713–3726.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.12627>
- Broggio, I.S., Silva-Junior, C.H.L., Nascimento, M.T., Villela, D.M., Aragao, L.E.O.C., 2024. Quantifying Landscape Fragmentation and Forest Carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest. *Environ. Res. Lett.*  
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad281c>
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters* 12, 351–366.  
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>
- Chazdon, R.L., Broadbent, E.N., Rozendaal, D.M.A., Bongers, F., Zambrano, A.M.A., Aide, T.M., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Craven, D., Almeida-Cortez, J.S., Cabral, G.A.L., De Jong, B., Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., César, R.G., Hall, J.S., Hernández-Stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Lohbeck, M., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., Orihuela-Belmonte, E., Peña-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotto, D., Powers, J.S., Rodríguez-Velazquez, J., Romero-Pérez, I.E., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Swenson, N.G., Uriarte, M., Van Breugel, M., Van Der Wal, H., Veloso, M.D.M., Vester, H., Vieira, I.C.G., Bentos, T.V., Williamson, G.B., Poorter, L., 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Adv.* 2, e1501639.  
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1501639>
- Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40, 1649–1663.  
<https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Faria, D., Morante-Filho, J.C., Baumgarten, J., Bovendorp, R.S., Cazetta, E., Gaiotto, F.A., Mariano-Neto, E., Mielke, M.S., Pessoa, M.S., Rocha-Santos, L., Santos, A.S., Soares, L.A.S.S., Talora, D.C., Vieira, E.M., Benchimol, M., 2023. The breakdown of ecosystem functionality driven by deforestation in a global biodiversity hotspot. *Biological Conservation* 283, 110126.  
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110126>
- Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and

- its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1, e1500052.  
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brososke, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Esseen, P.-A., 2005. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology* 19, 768–782.  
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x>
- Laurance, W.F., 2005. The alteration of biotic interactions in fragmented tropical forests, in: Burslem, D., Pinard, M., Hartley, S. (Eds.), *Biotic Interactions in the Tropics*. Cambridge University Press, pp. 441–458.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511541971.019>
- Laurance, W.F., Camargo, J.L.C., Fearnside, P.M., Lovejoy, T.E., Williamson, G.B., Mesquita, R.C.G., Meyer, C.F.J., Bobrowiec, P.E.D., Laurance, S.G.W., 2018. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. *Biological Reviews* 93, 223–247.  
<https://doi.org/10.1111/brv.12343>
- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., Lovejoy, T.E., 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* 404, 836–836.  
<https://doi.org/10.1038/35009032>
- Magnago, L.F.S., Magrach, A., Barlow, J., Schaefer, C.E.G.R., Laurance, W.F., Martins, S.V., Edwards, D.P., 2017. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? *Functional Ecology* 31, 542–552.  
<https://doi.org/10.1111/1365-2435.12752>
- Malhi, Y., Gardner, T.A., Goldsmith, G.R., Silman, M.R., Zelazowski, P., 2014. Tropical Forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources* 39, 125–159.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Martinelli, L.A., Piccolo, M.C., Townsend, A.R., Vitousek, P.M., Cuevas, E., McDowell, W., Robertson, G.P., Santos, O.C., Treseder, K., 1999. Nitrogen stable isotopic composition of leaves and soil: Tropical versus temperate forests. *Biogeochemistry* 46, 45–65.  
<https://doi.org/10.1007/BF01007573>
- Matos, F.A.R., Magnago, L.F.S., Aquila Chan Miranda, C., de Menezes, L.F.T., Gastauer, M., Safar, N.V.H., Schaefer, C.E.G.R., da Silva, M.P., Simonelli, M., Edwards, F.A., Martins, S.V., Meira-Neto, J.A.A., Edwards, D.P., 2020. Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Global Change Biology* 26, 509–522.  
<https://doi.org/10.1111/gcb.14824>
- Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 58–62.  
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6)
- Nascimento, H.E.M., Laurance, W.F., 2002. Total aboveground biomass in central Amazonian rainforests: a landscape-scale study. *Forest Ecology and Management* 168, 311–321.  
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00749-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00749-6)
- Patton, D.R., 1975. A Diversity Index for Quantifying Habitat “Edge.”

- Wildlife Society Bulletin (1973–2006) 3, 171–173.
- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, Á.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jiménez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., Steege, H. ter, Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Dávila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.-J., Erwin, T., Di Fiore, A., C., E.H., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Vargas, P.N., Ramírez-Angulo, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* 323, 1344–1347. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>
- Rosa, M.R., Brancalion, P.H.S., Crouzeilles, R., Tambosi, L.R., Piffer, P.R., Lenti, F.E.B., Hirota, M., Santiami, E., Metzger, J.P., 2021. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances* 7, eabc4547. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abc4547>
- Santos, C.O. dos, Mesquita, V.V., Parente, L.L., Pinto, A. de S., Ferreira, L.G., 2022. Assessing the Wall-to-Wall Spatial and Qualitative Dynamics of the Brazilian Pasturelands 2010–2018, Based on the Analysis of the Landsat Data Archive. *Remote Sensing* 14, 1024. <https://doi.org/10.3390/rs14041024>
- Silva Junior, C.H.L., Aragão, L.E.O.C., Anderson, L.O., Fonseca, M.G., Shimabukuro, Y.E., Vancutsem, C., Achard, F., Beuchle, R., Numata, I., Silva, C.A., Maeda, E.E., Longo, M., Saatchi, S.S., 2020. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. *Sci. Adv.* 6, eaaz8360. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aaz8360>
- Siqueira, F.F., de Carvalho, D., Rhodes, J., Archibald, C.L., Rezende, V.L., van den Berg, E., 2021. Small Landscape Elements Double Connectivity in Highly Fragmented Areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9.
- Smith, C.C., Healey, J.R., Berenguer, E., Young, P.J., Taylor, B., Elias, F., Espírito-Santo, F., Barlow, J., 2021. Old-growth forest loss and secondary forest recovery across Amazonian countries. *Environ. Res. Lett.* 16, 085009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac1701>
- Soille, P., Vogt, P., 2009. Morphological segmentation of binary patterns. *Pattern Recognition Letters* 30, 456–459. <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2008.10.015>
- Souza, C.R., Mariano, R.F., Maia, V.A., Pompeu, P.V., Santos, R.M.D., Fontes, M.A.L., 2023. Carbon stock and uptake in the high-elevation tropical montane forests of the threatened Atlantic Forest

- hotspot: Ecosystem function and effects of elevation variation. *Science of The Total Environment* 882, 163503. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163503>
- Talbot, J., Lewis, S.L., Lopez-Gonzalez, G., Brienen, R.J.W., Monteagudo, A., Baker, T.R., Feldpausch, T.R., Malhi, Y., Vanderwel, M., Araujo Murakami, A., Arroyo, L.P., Chao, K.-J., Erwin, T., van der Heijden, G., Keeling, H., Killeen, T., Neill, D., Núñez Vargas, P., Parada Gutierrez, G.A., Pitman, N., Quesada, C.A., Silveira, M., Stropp, J., Phillips, O.L., 2014. Methods to estimate aboveground wood productivity from long-term forest inventory plots. *Forest Ecology and Management* 320, 30–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.021>
- Taubert, F., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., Müller, M.S., Rödig, E., Wiegand, T., Huth, A., 2018. Global patterns of tropical forest fragmentation. *Nature* 554, 519–522. <https://doi.org/10.1038/nature25508>
- Tonetti, V., Bocalini, F., Schunck, F., Vancine, M.H., Butti, M., Ribeiro, M., Pizo, M., 2023. The Protected Areas network may be insufficient to protect bird diversity in a fragmented tropical hotspot under different climate scenarios. *Perspectives in Ecology and Conservation*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2023.12.002>
- Vancine, M.H., Niebuhr, B.B., Muylaert, R.L., Oshima, J.E. de F., Tonetti, V., Bernardo, R., Alves, R.S.C., Zanette, E.M., Souza, V.C., Giovanelli, J.G.R., Grohmann, C.H., Galetti, M., Ribeiro, M.C., 2023. ATLANTIC SPATIAL: a dataset of landscape, topographic, hydrologic and anthropogenic metrics for the Atlantic Forest.
- Villela, D.M., Nascimento, M.T., de Aragão, L.E.O.C., Da Gama, D.M., 2006. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* 33, 506–516. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>
- Villela, D.M., Proctor, J., 2002. Leaf Litter Decomposition and Monodominance in the Peltogyne Forest of Maracá Island, Brazil. *Biotropica* 34, 334–347.
- Zanne, A.E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D.A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S.L., Miller, R.B., Swenson, N.G., Wiemann, M.C., Chave, J., 2020. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum.

Article Electronic Supplementary Material For:

**Elevation influence on biomass stock and dynamics in a highly  
fragmented Seasonally Dry Atlantic Forest**

Igor S. Broggio\*<sup>a</sup>, Mariana A. Faitanin<sup>b</sup>, Caroline P. Silva<sup>c</sup>, Karla  
Abreu, Mauricio Dan, Haroldo C. Lima, Patrick Meir, John Grace,  
Marcelo Nascimento, Luiz Aragão<sup>d</sup> & Dora M. Vilella<sup>a</sup>

**Method S1:** Average altitude values extracted from digital elevation model (ALOS PALSAR RTC) based on the plot coordinates.

Plot. Code	Original Frag. Map	Frag. Class	Elevation	Declivity
FI_45	Islet	Patch	48.4	7.3
FI_46	Islet	Patch	49.7	5.2
FI_47	Islet	Patch	44.4	9.7
FI_48	Islet	Patch	47.1	9.1
FI_49	Islet	Patch	50.6	11.7
FS_50	Islet	Patch	56.9	6.4
FS_51	Islet	Patch	53.8	10.6
FS_52	Islet	Patch	57.9	3.2
FS_53	Islet	Patch	46.4	5
FS_54	Islet	Patch	49.2	7.2
FP_55	Islet	Patch	59.3	19.6
FP_56	Islet	Patch	64.3	11.9
FP_57	Islet	Patch	64.5	8
FP_58	Islet	Patch	59.3	19.6
FP_59	Islet	Patch	86.5	12.2
FSA_60	Islet	Patch	63.1	14.2
FSA_61	Islet	Patch	67.9	14.8
FSA_62	Islet	Patch	61.8	16.2
FSA_63	Islet	Patch	54.2	17.6
FSA_64	Islet	Patch	61.9	18.8
MF_75	Edge	Edge	30.6	0.7
MF_76	Edge	Edge	32.3	4.1
MF_77	Edge	Edge	33.7	3.6
MF_78	Edge	Edge	30.6	1.9
MF_79	Branch	Edge	28.7	1.2
CVD_65	Core	Core	28.4	3.5
CVD_66	Core	Core	29.6	4.1
CVD_67	Core	Core	30.4	3.5
CVD_68	Edge	Edge	33.4	3.3
CVD_69	Edge	Edge	33.2	2.3
CVP_70	Core	Core	31.3	4.2
CVP_71	Core	Core	29.7	3.3
CVP_72	Core	Core	30.1	1.4
CVP_73	Core	Core	29.4	3
CVP_74	Core	Core	29.4	2.5
FVE_10	Edge	Edge	54.3	14.7
FVE_11	Edge	Edge	59.8	17.1
FVE_12	Edge	Edge	46.1	4.7
FVE_13	Edge	Edge	55.1	21.1

Continue...

FVE_14	Edge	Edge	40.6	7
MM_1	Islet	Patch	14.9	5.4
MM_4	Islet	Patch	19.7	4.8
PI_5	Branch	Edge	51	23.6
PI_6	Core	Core	64.8	19.5
PI_7	Branch	Edge	28.4	27
PI_8	Branch	Edge	56	19
PI_9	Branch	Edge	33.4	14
EM_1	Islet	Patch	256.6	41.1
EM_2	Islet	Patch	221.5	39.8
EM_3	Islet	Patch	265.9	38.8
EM_4	Islet	Patch	236.4	40.5
EM_5	Islet	Patch	261	30.6
PR_I_1	Edge	Edge	403.9	39.6
PR_I_2	Core	Core	486.7	38.1
PR_I_5	Core	Core	540.8	27.7
PR_2_7	Core	Core	354	26.8
PR_2_8	Core	Core	383.3	26.3
CB_1	Islet	Patch	167.7	32.2
CB_2	Islet	Patch	188.4	41.1
CB_3	Islet	Patch	205.9	41.2
CB_4	Islet	Patch	263.6	34.5
CB_5	Islet	Patch	266.7	42.2
CM_1	Islet	Patch	370	48.1
CM_2	Islet	Patch	384.7	51.3
CM_3	Islet	Patch	402.2	66.8
CM_4	Islet	Patch	415.2	72.9
CM_5	Islet	Patch	443.5	74
MA_20	Branch	Edge	505.6	67.5
MA_21	Loop	Edge	507.1	49.5
MA_22	Loop	Edge	430.5	30.5
MA_23	Branch	Edge	499.8	19.8
MA_24	Branch	Edge	535.1	45.1
SV_I_25	Edge	Edge	257	37.2
SV_I_26	Bridge	Edge	273.9	29.7
SV_I_27	Edge	Edge	277.9	38.8
SV_I_28	Bridge	Edge	362.8	44.7
SV_I_29	Bridge	Edge	366.9	58.5
SVII_39	Branch	Edge	353.9	31.9
SVII_40	Branch	Edge	325	29.5
SVII_41	Branch	Edge	313.9	33.6
SVII_42	Core	Core	249.1	29.4
SVII_43	Loop	Edge	266	14.1
FN_30	Loop	Edge	269	31.8
FN_31	Edge	Edge	233.4	25.8

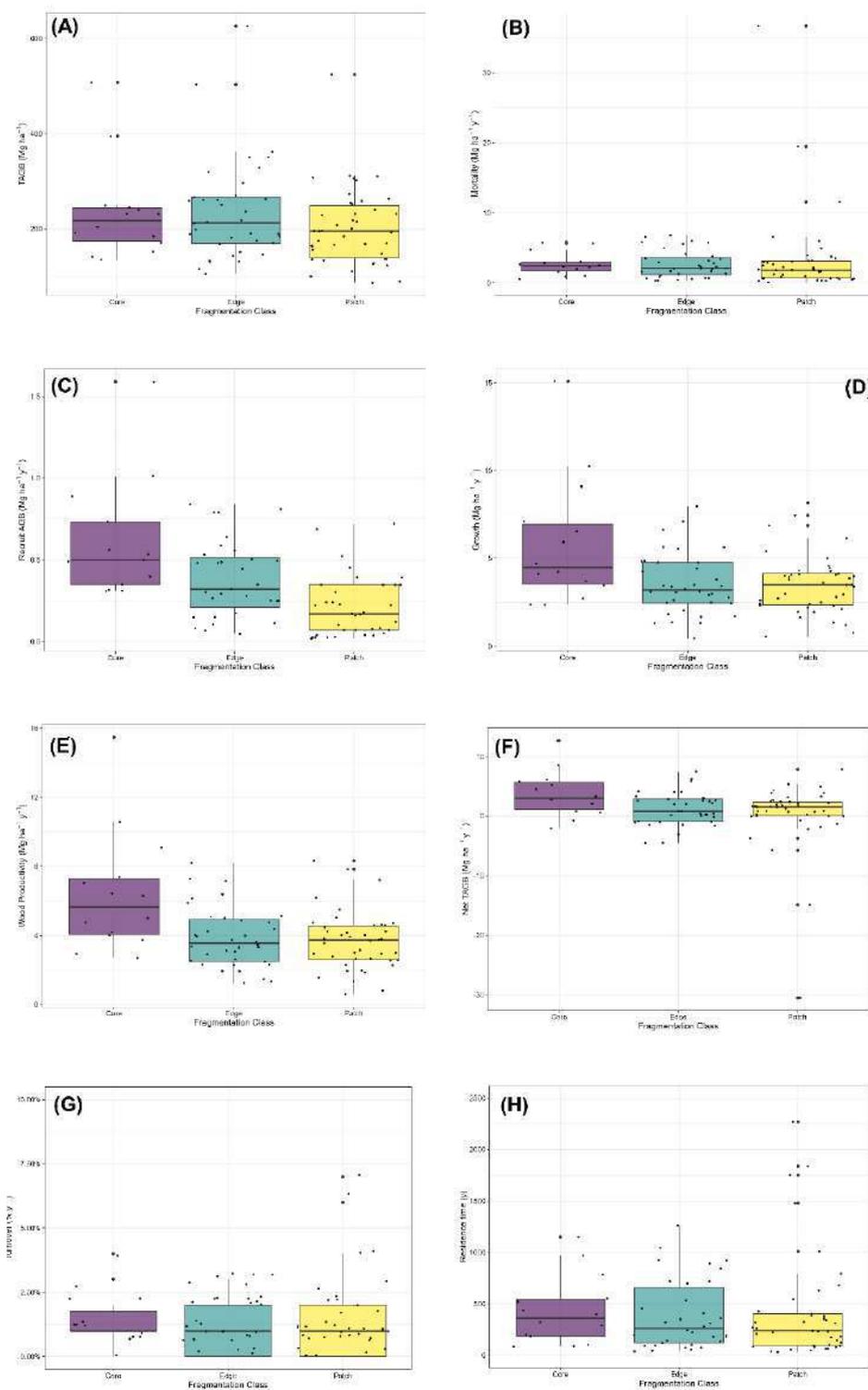
Continue...

FN 32	Edge	Edge	230.2	8.8
FN 33	Edge	Edge	254.6	33.9
FN 34	Branch	Edge	224.6	13.7
MT 35	Islet	Patch	424.1	40.9
MT 36	Islet	Patch	424.6	50.1
MT 37	Islet	Patch	338.6	50.3
MT 38	Islet	Patch	389.7	46.9
MT 44	Islet	Patch	424.4	33.7

**Results S2:** Baseline for forest biomass stock and dynamics based on core plots and the mean difference between core plots, edge plots and patch plots.

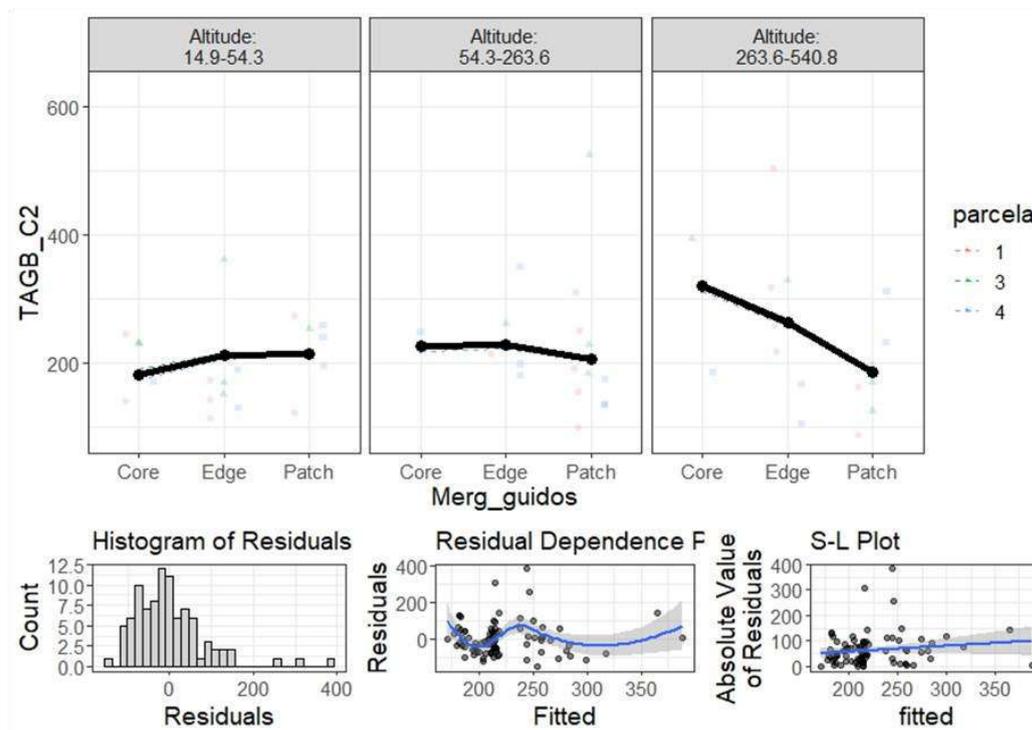
Frag. Class	N	TAGB stock				TAGB dynamics													
		Census 1		Census 2		Mortality		Productivity		Growth		Recruitment		Net TAGB		Turnover		Residence Time	
		$\bar{x}$	s.e.	$\bar{x}$	s.e.														
Core (baseline)	14	188.76	21.16	234.03	27.32	2.70	0.44	6.41	0.93	5.84	0.96	0.61	0.10	3.71	1.03	0.014	0.003	433.27	89.20
(Mean difference)		$\Delta \bar{x} \%$	s.e.	$\Delta \bar{x} \%$	s.e.														
Core	14	2.68E-14	11.21	-1.23E-14	11.67	-1.14E-14	16.27	-1.12E-14	14.47	9.14E-15	16.46	-7.11E-15	16.60	0.00	27.80	-1.17E-14	21.30	-4.06E-15	20.59
Edge	36	12.46	9.01	1.43	7.68	-1.86	11.92	-39.77	4.53	-39.54	4.94	-37.60	6.84	-67.29	12.38	-5.848	13.000	92.70	84.96
Patch	42	-4.02	6.52	-13.04	5.38	27.08	35.90	-42.73	4.08	-66.32	4.91	-40.23	4.41	-93.39	24.77	0.000	17.725	13.2867	24.25625

**Results S3:** Box plot of forest biomass stocks (A) census 2, TAGB), and dynamics; (B) AGB mortality; (C) AGB of recruits; (D) AGB Growth ;(E) productivity of AGB; (F) NetTAGB; (G) AGB Turnover; (H) AGB Residence Time, for each fragmentation class.

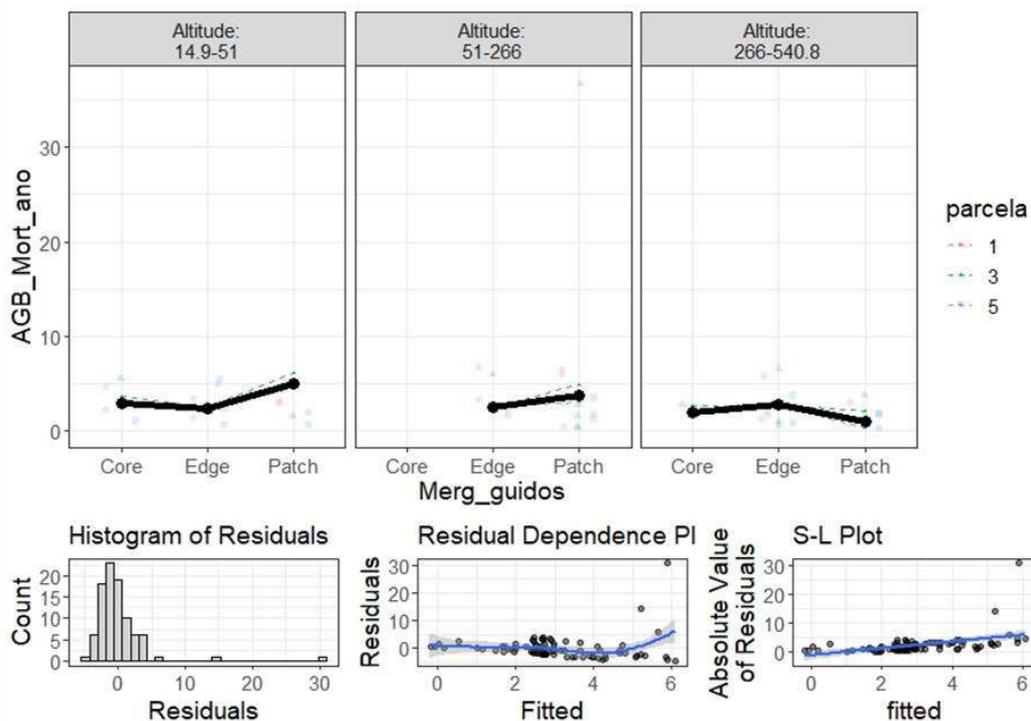


**Results S4:** The Linear Mixed Effect Model validation graphs for TAGB stock and TAGB dynamics: Residuals homogeneity and normality.

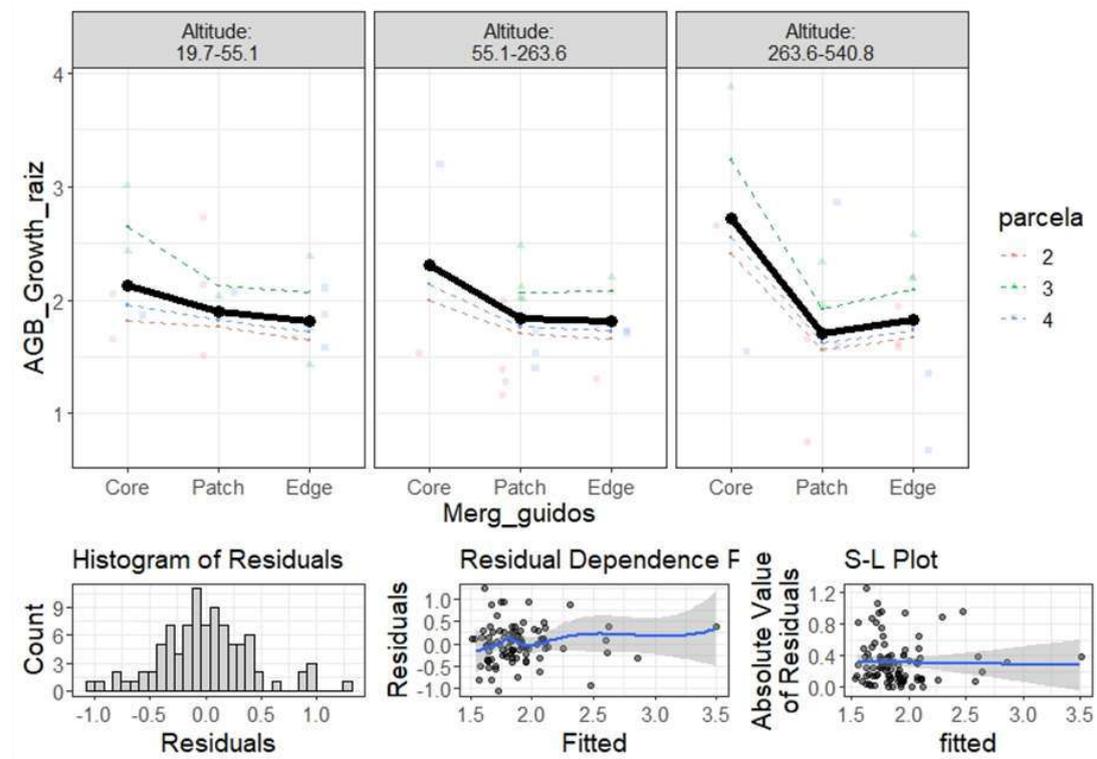
**TAGB – Census 2**



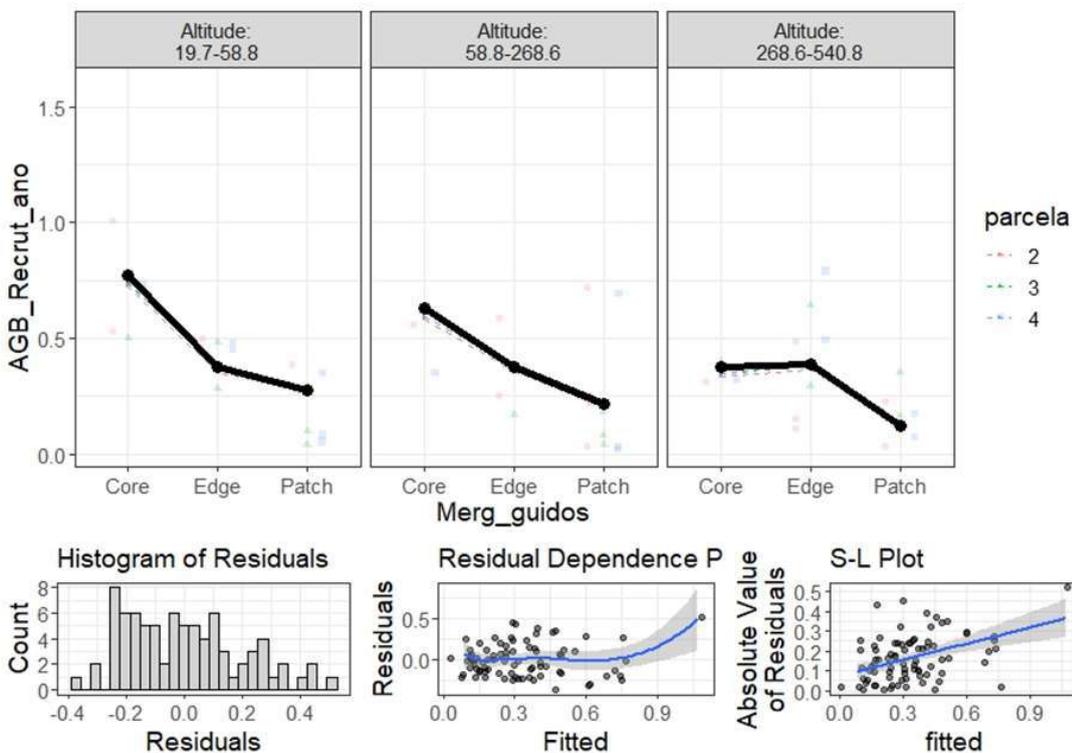
**AGB Mortality**



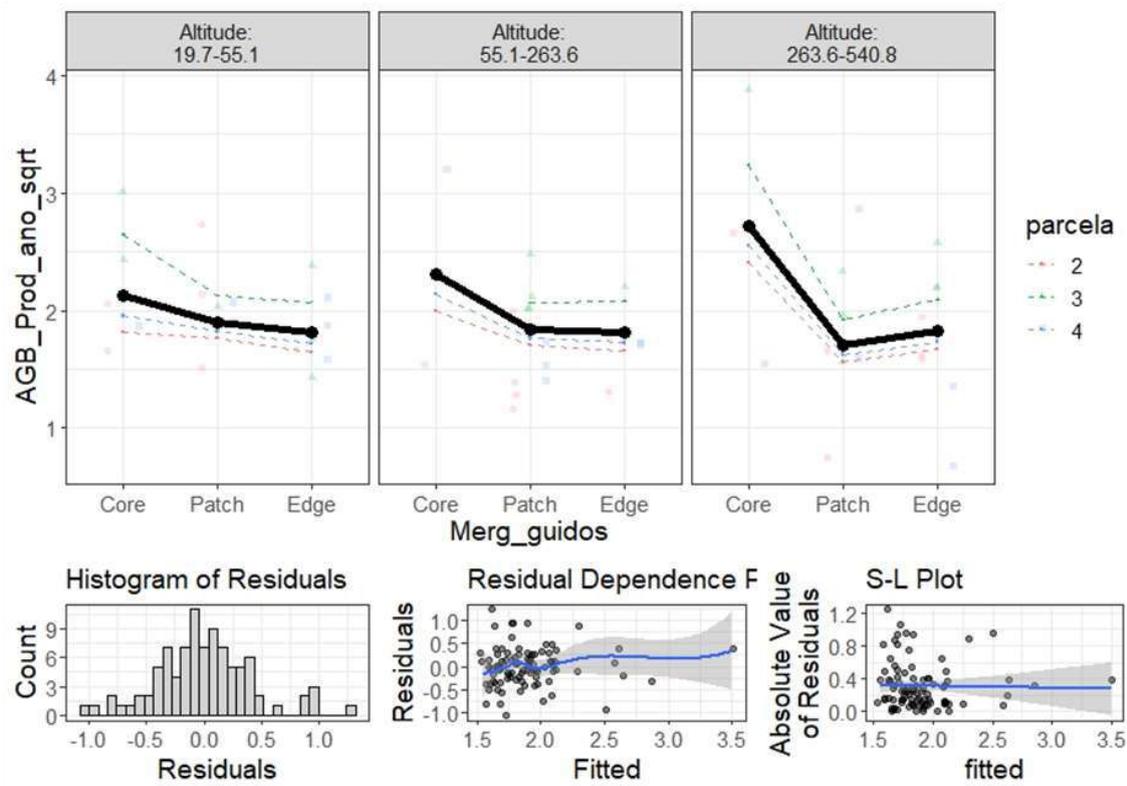
**AGB Growth**



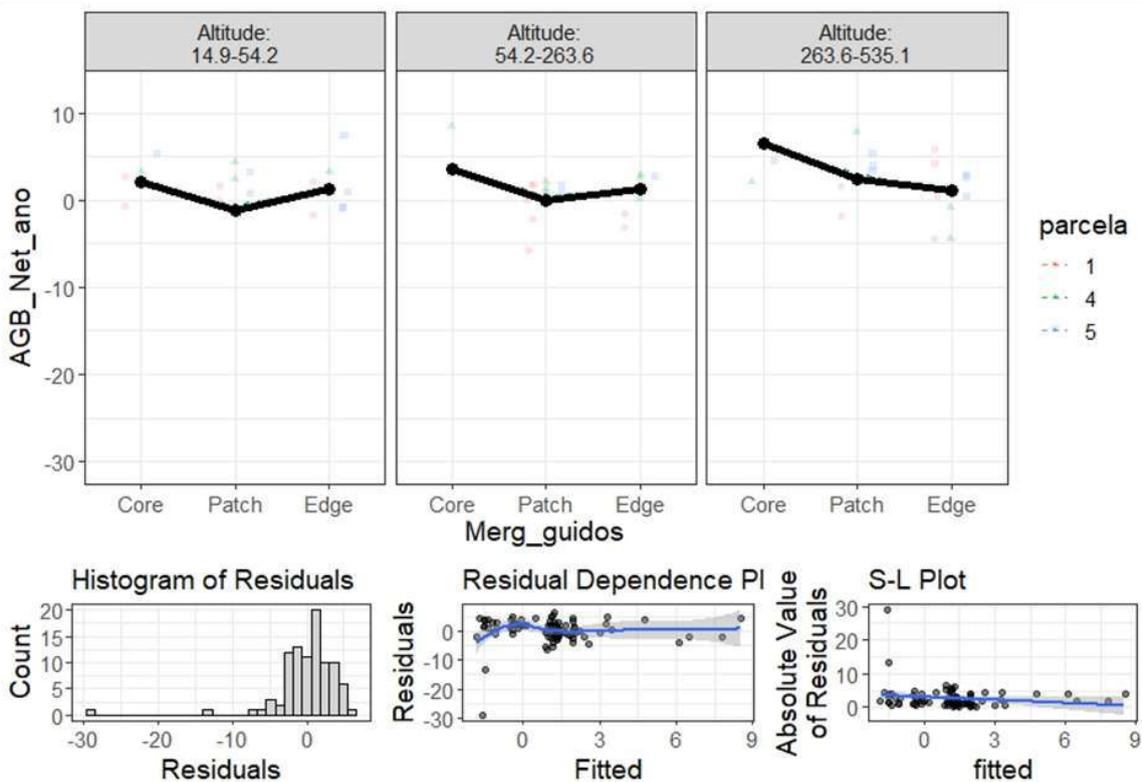
**AGB Recruits**



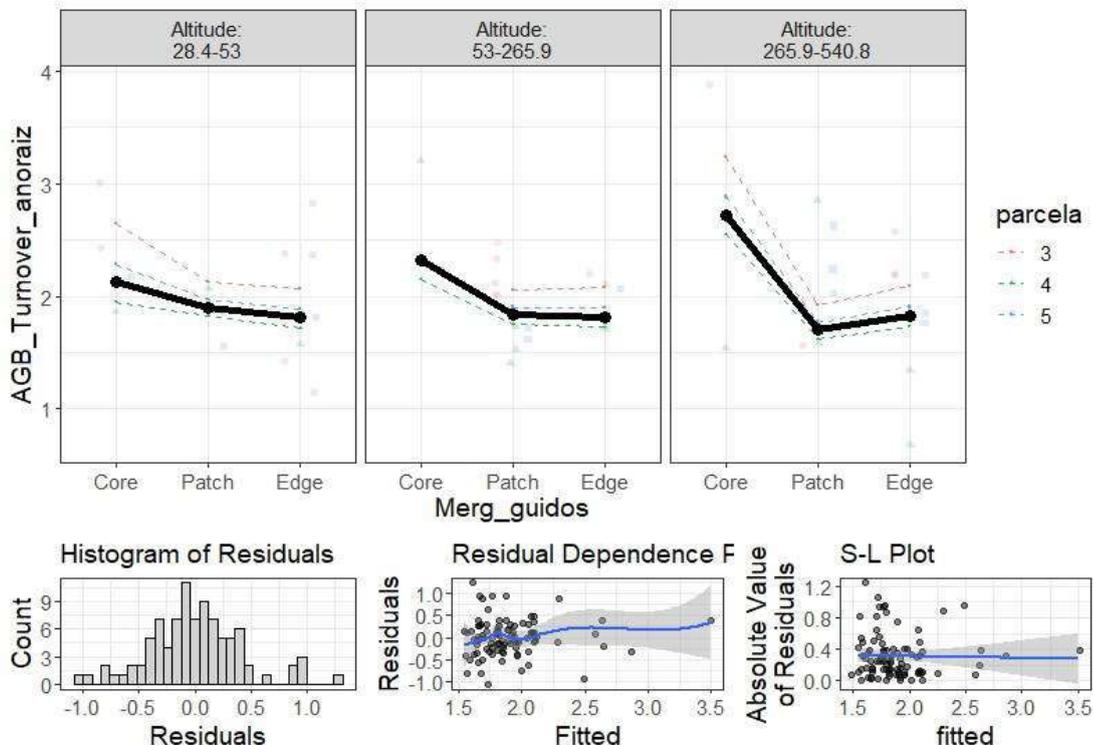
### AGB Productivity



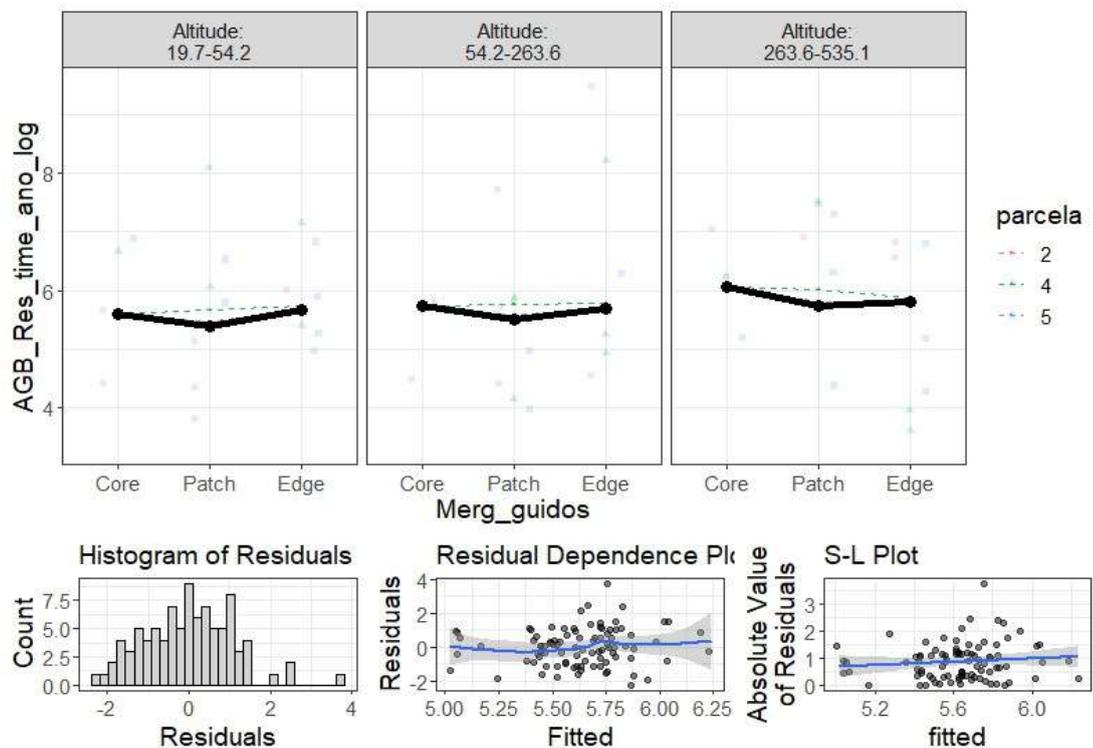
### Net TAGB



**AGB Turnover**



**Net Residence time**



## 6. DISCUSSÃO GERAL

A fragmentação florestal na Mata Atlântica, mapeada e quantificada neste estudo (**Capítulo III**), apresenta uma análise abrangente sobre o status e as dinâmicas de fragmentação deste bioma entre 1985 e 2020, através da utilização da abordagem MSPA. Esta metodologia, que se distingue pelo emprego de métricas de ecologia da paisagem permitindo uma visualização espacializada e quantitativa da fragmentação, enfatizando particularmente os distintos tipos de bordas florestais e seu papel na configuração da paisagem. Ao identificar áreas afetadas pelo efeito de borda - categorias como borda (edge), borda externa (perforation), corredor externo (bridge), corredor interno (loop) e apêndice (branch) - constatou-se que estas compõem mais da metade da extensão da Mata Atlântica (52,1%). Tal constatação evidencia o comprometimento da capacidade de armazenamento de carbono do bioma, em diferentes graus, devido ao efeito de borda. Além disso, observou-se que o crescimento de florestas secundárias por regeneração (1345,57 Tg CO<sub>2</sub>) não conseguiu compensar as emissões totais (1628,19 Tg CO<sub>2</sub>) ao longo do período estudado, evidenciando que as emissões de carbono a longo prazo das bordas, somadas às provenientes do desmatamento, resultaram em um balanço positivo de emissões no período analisado (**figura 6, Capítulo III**).

Importante ressaltar que apenas 12,5% do bioma remanescente corresponde ao interior florestal, áreas essenciais para a preservação da biodiversidade e dos estoques de carbono. Nas últimas três décadas e meia, houve uma fragmentação adicional significativa, reduzindo a extensão das áreas núcleo que representavam 14% em 1985 (**tabela 1, Capítulo III**). Os fragmentos menores e isolados, denominados ilhas (islets), que agora representam 35,4% do total florestal, destacam-se pelo aumento desde 1985, quando constituíam 31,6%. Essa transformação ressalta a relevância das florestas secundárias e a urgência de estratégias de planejamento da paisagem que fomentem a conectividade e a conservação das áreas núcleo para mitigar os impactos da fragmentação sobre a dinâmica do carbono ([Bieng et al., 2021](#)).

Cinco unidades da federação foram responsáveis por manter o balanço de carbono positivo (emissões superando remoções) ao longo dos últimos trinta e cinco anos na Mata Atlântica, sendo eles: SC, BA, PR, MS e RJ (**figura 6, Capítulo III**). O estado de Santa Catarina perdeu quase 5 mil km<sup>2</sup> de floresta entre 1985 e 2020. Passando de 16,8% a 13,5% de áreas de interior florestal e aumentando de 21% a 26,5%

o número de pequenos fragmentos isolados (**ver anexos 32 e 33**). No Estado da Bahia a situação foi pior, sendo evidenciada perda de quase 6 mil km<sup>2</sup> de floresta no período analisado. Além da redução da área de interior florestal, houve também redução de áreas de corredor externo, importantes métrica de transição que garante maior conectividade entre manchas de hábitat (**ver anexos 16,17**).

Os Estados do Paraná e do Mato Grosso do Sul também tiveram perda de área florestal total para o bioma, entretanto, ressalta-se que a área total de formações florestais de Mata Atlântica para o MS é bem baixa (cerca de pouco mais do que 4 mil km<sup>2</sup>), ainda assim esse estado figurou entre os estados que emissores no presente estudo (**ver figura 6 do capítulo III e anexos 28 e 29**). No Paraná, Estado que tem a Mata Atlântica como um dos principais, senão o principal bioma em seu domínio teve alta perda florestal, onde podemos ver o mesmo padrão de perda de área de interior e de borda externa e aumento de ilhas no período analisado (**ver anexos 30 e 31**).

Para analisar a mudança de métricas de paisagem em separado por unidades da Federação, através de tabelas e mapas através dos **anexos 6 ao 35**. A presente tese mostra a urgência que políticas de fiscalização e que o Código Florestal seja cumprido, principalmente nos estados com balanço positivo de emissões para redução do desmatamento e incentivo a recuperação e regeneração florestal.

O Capítulo IV aprofunda a análise sobre a dinâmica da biomassa florestal em relação às classes de fragmentação (**ver figura 2, cap. I e figura 1, cap. IV**), mostrando a estabilidade da biomassa em áreas de interior em contraste com a perda nas áreas de ilha, fenômeno atribuído a fatores como efeitos de borda, isolamento do habitat e alterações microclimáticas ([Borma et al., 2022](#)). Este capítulo também destaca a influência da elevação na dinâmica da biomassa e carbono, indicando uma complexa interação entre topografia e fragmentação, influenciando diferentemente a mortalidade, o recrutamento, o crescimento e a produtividade nas áreas de interior, borda e ilhas.

Essa integração de análises demonstra que a fragmentação não somente prejudica a integridade e a funcionalidade da Mata Atlântica, mas também compromete sua capacidade de estocar e manter um balanço positivo de carbono, um serviço ecossistêmico crucial para a mitigação das mudanças climáticas. A conversão de áreas núcleo em classes com maior grau de fragmentação, como corredores externos e ilhas, vulnerabiliza ainda mais o bioma, desafiando as metas de conservação da Mata Atlântica

como um hotspot de regeneração (Rezende et al., 2018).

Deste modo, as estratégias de conservação devem ser amplas, abarcando a preservação das áreas de interior e a gestão das áreas de borda e corredores, além da manutenção dos fragmentos menores para fomentar a regeneração das florestas secundárias e a conexão da paisagem. Assim, o potencial de perda de carbono a longo prazo pelo efeito de borda poderá ser mitigado, contribuindo para os objetivos de redução de emissões e mitigação das mudanças climáticas (Tonetti et al., 2023).

Adicionalmente, a análise da dinâmica da biomassa em diferentes classes de fragmentação e a influência da elevação, exposta no Capítulo IV, sublinha a necessidade de práticas de manejo adaptativas e baseadas em evidências científicas, atentas às particularidades locais e regionais. Isso envolve o monitoramento contínuo através de inventários de carbono e uso de produtos de sensoriamento remoto para adoção de práticas de manejo florestal e agropecuário sustentáveis, visando maximizar a produtividade da biomassa e a recuperação dos estoques de carbono, especialmente em paisagens dominadas por pequenas manchas inseridas em matrizes de extensas áreas de pastagem.

Ao considerar os resultados específicos para a Floresta Estacional Semidecidual, destacada no **Capítulo IV** através de análises de diversos fragmentos (**ver figuras 12 a 15, cap. II**), percebe-se a criticidade da situação desta fitofisionomia, ameaçada pela fragmentação. Nota-se que apenas 5,8% dessa floresta compreende áreas de interior, enquanto cerca de 50% são constituídas por ilhas e 29,3% por corredores externos, com o restante distribuído entre as demais classes de fragmentação (**tabela 4, Capítulo III**). Em regiões específicas, como o norte e noroeste fluminense, essa fitofisionomia se aproxima do litoral, influenciada pelo gap de Campos dos Goytacazes, um fator que intensifica a variação sazonal de precipitação (**figuras 7 a 10, Capítulo II**). Assim, a combinação do déficit hídrico com o efeito de borda resulta em um impacto sinérgico sobre a mortalidade de árvores e a perda de biomassa, especialmente evidente nos fragmentos menores e isolados, que apresentam uma diferença média de 27% mais biomassa de árvores mortas em comparação com as áreas de interior (**tabela1, Capítulo IV**). A diferença de mortalidade entre borda e interior, embora não pronunciada ( $> 2\%$ ), sugere um efeito sinérgico entre a fragmentação, um estressor constante e de longo prazo, e o déficit hídrico sazonal, potencialmente mais frequente

em anos anômalos (**figuras 7 e 9, Capítulo II**) que contribuem para morte de árvores mesmo em classes de menor grau de fragmentação. Entretanto, mesmo em uma paisagem altamente fragmentada, as áreas de interior mostraram ganhos significativos de biomassa por recrutamento e crescimento em comparação com as áreas de borda e ilha.

De forma geral a integração dos resultados exibidos nos Capítulos III e IV enfatizam a complexidade dos desafios relacionados à fragmentação da Mata Atlântica e ressaltam a importância de abordagens de conservação e manejo baseadas na ciência, adaptadas às especificidades das fitofisionomias do bioma e às suas diversas classes de fragmentação. Uma gestão mais eficaz da paisagem tem o potencial de atenuar os impactos negativos da fragmentação, promovendo a resiliência das florestas e a conservação dos estoques de carbono, contribuindo assim para os esforços globais de combate às mudanças climáticas e preservação da biodiversidade.

## **7. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As emissões de carbono por desmatamento superam as do efeito de borda, mas um ponto de virada na dinâmica de emissões é identificado, indicando potencial mudança nos processos que governam as emissões no bioma. A Mata Atlântica requer aproximadamente 1,96 milhões de hectares de regeneração para compensar as emissões de carbono, destacando a necessidade urgente de estratégias de regeneração florestal para preservar os estoques de carbono do bioma. Dessa forma destaca-se a floresta secundária como um elemento chave para conectar a paisagem, contribuindo para o sequestro de carbono e alinhando-se a importantes metas ambientais globais, como os ODS da ONU, a Lei da PNMC e o Acordo de Paris.

A análise das transições entre as classes de fragmentação na Mata Atlântica mostra que a aplicação da MSPA pode ser uma boa ferramenta para o planejamento eficaz da paisagem porque permite a identificação de áreas prioritárias para a conservação e regeneração, e destacando a necessidade de abordagens específicas para tipos florestais mais fragmentados. 52,15% da floresta remanescente é composta por métricas de transição da paisagem florestal, com potencial de ser usada como elemento conector da paisagem.

Os fragmentos analisados quanto a dinâmica temporal de biomassa revelou forte influência da fragmentação, mostrando menor perda de biomassa nas áreas de interior

e maior vulnerabilidade nas manchas pequenas isoladas em Florestas Estacionais Semidecíduais do norte/noroeste fluminense. A relação entre elevação e fragmentação afeta a biomassa florestal de forma complexa, com a elevação beneficiando áreas nucleares e de borda, mas prejudicando fragmentos isolados. Essa variação destaca a importância de estratégias de conservação adaptadas às diferentes elevações para melhorar a resiliência das florestas fragmentadas e sua conectividade melhorando assim a capacidade delas de manter seus estoques de carbono e biomassa.

Como sugestão para futuras investigações, é necessário focar na contribuição de outros fatores em conjunto com a fragmentação sobre a estrutura, composição e funcionalidade dos ecossistemas em fragmentos florestais. Fatores como seca, tipo florestal, grau de preservação, estágio sucecional podem ajudar a responder os resultados aqui analisados sobre estoque, mortalidade e produtividade de biomassa e carbono em diferentes contextos da Mata Atlântica.

## 8. NORMAS DE SUBMISSÃO DAS REVISTAS CIENTÍFICAS

As normas de submissão do manuscrito para podem ser acessadas através dos links abaixo:

CapítuloIII:<<https://publishingsupport.iopscience.iop.org/journals/environmental-research-letters/>>

CapítuloIV:<<https://www.sciencedirect.com/journal/forest-ecology-and-management/publish/guide-for-authors>>

## 9. CONTRIBUIÇÕES ADICIONAIS RELEVANTES AO TEMA

O trabalho a ser apresentado nesta seção está inserido no tema pois foi a partir dele que foi possível mapear as florestas secundárias (1985-2020) no Capítulo III. Etapa fundamental descrita na figura 3 do Cap. III “step 1”. Foi a partir da metodologia desenvolvida neste trabalho que foi possível mapear as florestas secundárias para quantificar a sua contribuição nas classes de fragmentação mapeadas pela presente tese.O artigo pode ser acessado no link abaixo:

Título: **Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil**

Autoria: Celso H. L. Silva Junior, Viola H. A. Heinrich, Ana T. G. Freire, Igor S. Broggio, Thais M. Rosan, Juan Doblaz, Liana O. Anderson, Guillaume X. Rousseau, Yosio E. Shimabukuro, Carlos A. Silva, Joanna I. House & Luiz E. O. C. Aragão

Periódico: Scientific Data

Ano: 2020

<https://www.nature.com/articles/s41597-020-00600-4>

## 10. REFERENCISAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, Ana Paula Dutra *et al.* Land use change emission scenarios: Anticipating a forest transition process in the Brazilian Amazon. **Global Change Biology** v. 22, n. 5, p. 1821–1840 , 2016.
- ARAGÃO, L. E. O. C. et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions, **Nat. Commun.**, 9, 536. 2018.
- BIENG, Marie Ange Ngo et al. Relevance of secondary tropical forest for landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 493, p. 119265, 2021.
- BORMA, L. S. et al. Beyond carbon: The contributions of South American tropical humid and subhumid forests to ecosystem services. **Reviews of Geophysics**, v. 60, n. 4, p. e2021RG000766, 2022.
- BRADLEY, Andrew V. *et al.* Relationships between phenology, radiation and precipitation in the Amazon region. **Global Change Biology** v. 17, n. 6, p. 2245–2260 , 2011.
- BROGGIO, Igor Santiago et al. Quantifying Landscape Fragmentation and Forest Carbon dynamics over 35 years in the Brazilian Atlantic Forest. **Environmental Research Letters**, 2024.
- D'ALBERTAS, Francisco et al. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, 2018.
- DE OLIVEIRA, Procópio et al. **Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada.** 2008.
- FONSECA, Marisa G. et al. Climatic and anthropogenic drivers of northern Amazon fires during the 2015–2016 El Niño event. **Ecological applications**, v. 27, n. 8, p. 2514-2527, 2017.
- GRECCHI, Rosana Cristina et al. An integrated remote sensing and GIS approach for monitoring areas affected by selective logging: A case study in northern Mato Grosso, Brazilian Amazon. **International journal of applied earth observation and geoinformation**, v. 61, p. 70-80, 2017.
- HEINRICH, Viola HA et al. Large carbon sink potential of secondary forests in the Brazilian Amazon to mitigate climate change. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 1785, 2021.
- HEINRICH, Viola HA et al. The carbon sink of secondary and degraded humid tropical forests. **Nature**, v. 615, n. 7952, p. 436-442, 2023.
- KALAMANDEEN, Michelle et al. Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1600, 2018.
- LAURANCE, William F.; LAURANCE, Susan G.; DELAMONICA, Patricia. Tropical forest fragmentation and greenhouse gas emissions. **Forest Ecology and Management**, v. 110, n. 1-3, p. 173-180, 1998.

LIMA, J.A.S. **Biomassa arbórea e estoques de nutrientes em fragmentos florestais da APA do Rio São João: o efeito da fragmentação sobre a Mata Atlântica da baixada litorânea fluminense**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes. 203p.

MAGNAGO, Luiz Fernando Silva et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests?. **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542-552, 2017.

MAGNAGO, Luiz Fernando S. *et al.* Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? **Global Change Biology** v. 21, n. 9, p. 3455–3468, 2015.

MARTINELLI, L.A. Capítulo 5, Cilos Biogeoquímicos e Mudanças ClimáticasPBMC. In: Base científica das mudanças climáticas. Contribuição do grupo de trabalho 1 do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas ao primeiro relatório da avaliação nacional sobre mudanças climáticas (M. Ambrizzi, T., Araujo, Ed.), COPPE Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014.

MARTINELLI, L A et al. Variation in Nutrient Distribution and Potential Nutrient Losses by Selective Logging in a Humid Tropical Forest of Rondo. **Biotropica** v. 32, n. 4, p. 597–613, 2000.

METZGER, J. P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1138-1140, 2009.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NASCIMENTO, Marcelo T. et al. Variation in floristic composition, demography and above-ground biomass over a 20-year period in an Amazonian monodominant forest. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 293-303, 2014.

NASCIMENTO, Marcelo T. et al. Above-ground biomass changes over an 11-year period in an Amazon monodominant forest and two other lowland forests. **Plant Ecology**, v. 192, n. 2, p. 181-191, 2007.

OLIVEIRA-FILHO, Ary T.; FONTES, Marco Aurélio L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

REZENDE, C.L. et al. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

ROLIM, Samir G. et al. Biomass change in an Atlantic tropical moist forest: the ENSO effect in permanent sample plots over a 22-year period. **Oecologia**, v. 142, n. 2, p. 238-246, 2005.

SILVA, A. P. **Ciclagem de nutrientes na Mata Atlântica de baixada na APA da bacia do rio São João, RJ: efeito do tamanho do fragmento**. 2009. Tese de Doutorado.

Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ. 141p.

SILVA, Camila V.J. et al. Drought-induced Amazonian wildfires instigate a decadal-scale disruption of forest carbon dynamics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, p. 20180043, 2018.

SILVA JUNIOR, Celso H.L. et al. Persistent collapse of biomass in Amazonian forest edges following deforestation leads to unaccounted carbon losses. **Science Advances**, v. 6, n. 40, p. eaaz8360, 2020.

SULLIVAN, Martin J.P. *et al.* Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports** v. 7, n. October 2016, p. 1–12 , 2017.

TONETTI, Vinicius et al. The Protected Areas network may be insufficient to protect bird diversity in a fragmented tropical hotspot under different climate scenarios. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 2023.

UNEP - United Nations Environment Programme. Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019. New York. 2019. Disponível em: < <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n19/060/16/pdf/n1906016.pdf?token=SJsp18IS6AHLiqlpEX&fe=true> > Acesso: 10 jan. 2024.

VEDOVATO, Laura Barbosa et al. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional environmental change**, v. 16, n. 8, p. 2485-2490, 2016.

VIDAL, Mariana Morais et al. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Revista brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

VILLELA, D. M. *et al.* Carbon and nitrogen stock and fluxes in coastal Atlantic Forest of southeast Brazil: potential impacts of climate change on biogeochemical functioning. **Brazilian journal of biology**, v. 72, p. 633-642, 2012.

VILLELA, Dora Maria et al. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506-516, 2006.

## 11. ANEXOS

### Anexos do Capítulo II – Área de estudo: A Mata Atlântica

**ANEXO 1** - Tabela informativa dos fragmentos localizados no município de São Francisco Itabapoana, RJ.

Frag.	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Estado de preservação	Matriz circundante	Breve caracterização fisionômica	Tipo de solo	Relevo	Gru. Ecológico das espécies com maior VI
Fazenda Imburi	21° 19' 39.37"S 41° 06' 05.18"O	14	Vestígios de corte de árvores; pequenas trilhas no interior; presença eventual de armadilhas utilizadas para caça; cerca em seu interior com a finalidade de limite de propriedades.	Pastagem, plantio de cana-de-açúcar e mandioca.	Dossel descontínuo; altura média de 12m; sub-bosque fechado; presença de lianas, cipós e epífitas.	Latossolo amarelo coeso	Plano	Secundária tardia
Fazenda Santana	21° 20' 07.78"S 41° 08' 21.55"O	37	Vestígios de corte de árvores; fragmento cortado por uma estrada rural; cercado na borda da estrada.	Pastagem e plantio de cana-de-açúcar.	Dossel descontínuo; altura média de 10m; sub-bosque pouco desenvolvido; presença de árvores caídas; clareiras eventuais.	Argissolo vermelho-amarelo distrófico.	Plano	Secundária tardia
Fazenda Palmeiras	21° 19' 17.76"S 41° 07' 17.95"O	49	Vestígios de corte de árvores; largas trilhas de passagem em seu interior.	Pastagem e plantio de cana-de-açúcar.	Dossel descontínuo; alta incidência de luz; altura média de 12 m; sub-bosque fechado; incidência de lianas e cipós.	Argissolo vermelho-amarelo distrófico.	Plano	Secundária tardia
Fazenda Santo Antônio	21° 17' 55.63"S 41° 05' 44.40"O	55	Afastado de beira de estrada, possuindo acesso mais restrito; cercado em todo o seu perímetro e também ao longo de uma trilha que corta seu interior, utilizada para passagem de gado.	Pastagem.	Dossel contínuo; altura média de 12 m; sub-bosque fechado; presença de lianas e cipós; menor incidência de árvores caídas do que outros fragmentos; epífitas.	Argissolo vermelho-amarelo distrófico.	Elevações suaves	Secundária tardia
Mata do Funil	21° 33' 07.70"S 41° 12' 03.83"O	133	Largas trilhas em seu interior que possibilitam a constante passagem de veículos, carros e motocicletas; vestígio de corte de árvores; fácil acesso sendo constante a presença de pessoas na borda ou no interior do fragmento.	Plantio de cana-de-açúcar e abacaxi.	Dossel descontínuo; árvores de pequeno e médio porte; pouquíssima incidência de emergentes; clareiras recorrentes por todo o fragmento; alta incidência de lianas e cipós formando emaranhados.	Latossolo amarelo coeso	Plano	Secundária inicial
EEEG	21° 25' 18.79"S 41° 04' 50.57"O	1158	Impactos de vários tipos; diferentes estágios de conservação observados, possui áreas com corte seletivo e áreas de mata preservada.	Estradas, pastagem, área de reflorestamento (desde 2015).	Dossel contínuo; altura média de 15 m; sub-bosque pouco desenvolvido; presença de lianas e cipós; ocorrência de árvores caídas; eventuais formações de clareira.	Latossolo amarelo coeso	Plano	Secundária tardia

**ANEXO 2** - Tabela informativa dos fragmentos localizados nos municípios de Campos dos Goytacazes e Cardoso Moreira, RJ.

Frag.	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Estado de preservação	Matriz circundante	Breve caracterização fisionômica	Tipo de solo	Relevo	Gru. Ecológico das espécies com maior VI
Fazenda Vermelha	21°36'29,4"S 41°29'46,4"W	249	Uma trilha larga no interior do fragmento cortando toda sua extensão; possui um córrego que corta o fragmento. Ausência de vestígio de corte seletivo, maior presença de epífitas do que nos outros fragmentos.	Pastagem e brejos	Dossel descontínuo em uma parte e contínuo em outra; altura entre 16 e 22m; sub-bosque fechado; presença de lianas, cipós e epífitas;	Argissolo vermelho-amarelo distrófico	Plano com depressões que podem alagar momentaneamente.	Secundária Inicial
Pedreira do Itereré	21°41'03,3"S 41°31'27,7"W	110	Possui cerca circundando parte do fragmento e acesso por estrada abandonada com porteira; parte da borda sem cerca que permite a entrada de gado no interior do fragmento.	Pastagem e brejos	Dossel descontínuo com altura entre 13 e 18m; emaranhados; presença de árvores caídas; presença de clareiras em alguns trechos do fragmento.	Latossolo vermelho-amarelo distrófico	Elevações suaves e mais acidentadas em alguns pontos	Secundária Inicial
Mata do Mergulhão	21°46'40,8"S 41°15'42,0"O	19	Vestígios de corte de árvores; vestígios de caça; lixo e objetos nas bordas.	Pastagem e plantio de cana-de-açúcar; ocupação urbana	Dossel descontínuo com altura entre 15 e 20m; presença de duas subunidades de floresta separadas por matriz (pasto); presença de cipós e lianas; sub-bosque desenvolvido.	Cambissolo háplico eutrófico	Plano	Secundária Inicial

Frag.	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Estado de preservação	Matriz circundante	Breve caracterização fisionômica	Tipo de solo	Relevo	Gr. Ecológico das espécies com maior VI
Fazenda Camacho	21°24'36,3"S 41°55'15,2"O	98	Localizado em topo de morro íngreme, difícil acesso; não há cercas de isolamento; ausência de vestígios de corte seletivo antigo ou recente.	Pastagem	Dossel descontínuo com aproximadamente 15 m de altura possuindo árvores emergentes com cerca de 20 m de altura; sub-bosque aberto; afloramentos rochosos frequentes; muitos cipós formando emaranhados e muitas árvores caídas; camada de serrapilheira freqüente; vestígio de córrego intermitente; presença de Iri e pequenas palmeiras no sub-bosque.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia
Fazenda Prosperidade	21°24'42,5 S 42°01'58,8"O	761	Ruínas de construções usadas para moradia no interior, trilhas e estradas cortando a mata; torres de telecomunicações no topo; alguns aglomerados de plantas cultivadas no passado, bananeira, taioba, mamoeiro, mangueira e principalmente cafeeiro; matriz circundante é pasto; isolado por cerca para evitar entrada de gado, porteiros ao longo dos acessos ao fragmento; presença de canaletas de concreto e/ou madeira para captação de água em córregos localizados dentro da mata.	Pastagem e brejos	Dossel contínuo com aproximadamente 15 m de altura e emergentes de 22 m; sub-bosque fechado; presença de pés de café, palmito doce e amargoso, Heliconiaceae, Maranthaceae e bastante epífitas.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia
Sítio Cambiocó	21°23'30,7"S 41°55'30,5"O	5	Localizado numa encosta pouco íngreme; vizinho imediato de estrada rural; próximo a córrego; fácil acesso; vestígios de caça, pastoreio de gado, corte de árvores; parcialmente isolado por cerca.	Pastagem	Dossel aberto com aproximadamente 10m de altura com poucas árvores chegando a 20m; sub-bosque fechado, com presença de cipós em muitos emaranhados e taquara.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia
Sítio Emboque	21°22'31,9"S 41°55'04,8"O	9	Localizado em topo de morro íngreme, de difícil acesso; sinal de pastoreio de gado no interior do fragmento; livre acesso em várias partes do perímetro sem cercas; corte de árvores não recente.	Pastagem	Dossel descontínuo medindo aproximadamente 12 m de altura; sub-bosque fechado, com presença de Iri, taquera e com emaranhados frequentes; Afloramentos rochosos pouco frequentes.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia

**ANEXO 4 - Tabela informativa dos fragmentos localizados nos municípios de Itaperuna e Natividade, RJ.**

Frag.	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Estado de preservação	Matriz circundante	Breve caracterização fisionômica	Tipo de solo	Relevo	Gru. Ecológico das espécies com maior VI
Fazenda Monte Alegre	21°02'44,3"S 42°02'45,4"O	201	Poucas árvores caídas e algumas clareiras; lago situado nas imediações da mata com plantio de eucalipto em suas margens; Esta fazenda se localizada numa área de encosta muito íngreme, de acesso restrito em períodos chuvosos; proprietária deseja transformar em RPPN.	Pastagem, café	Dossel contínuo com altura entre 15 e 20m; sub- bosque aberto, poucos emaranhados, presença de brejaúba, brejaubinha, taquara e bromélias;	Latossolo vermelho-amarelo distrófico	Íngreme	Secundária tardia
Fazenda Nestoda	21°00'15,8"S 41°56'40,8"O	81	Nota-se marcante presença de Araceae e Heliconiaceae; possui cerca circundando todo o fragmento e acesso por trilha localizada em área plana; é RPPN apresentando sinalização de ambiente monitorado e vedada a entrada de pessoas não autorizadas; a trilha principal margeia a borda do fragmento, mas não corta seu interior.	Pastagem; brejos; cultura mesclada de café, milho, pimenta do reino entre outros produtos de outra propriedade rural vizinha imediata	Dossel contínuo com altura entre 15 e 208m. Sub- bosque fechado, muitos emaranhados; poucas árvores caídas.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia
Mata São Vicente	21°05'25,7"S 42°01'37,2"O	528	Possui trilhas localizadas em área plana; parcialmente isolado por cerca, fácil acesso; cortado pela Rodovia RJ214 que dá acesso à Raposo; possui grande extensão, com áreas em diferentes estágios de regeneração, com vestígios de corte seletivo.	Pastagem	Dossel aberto e descontínuo em alguns pontos e dossel contínuo em outros, árvores com aproximadamente 16 a 18 m de altura. Sub-bosque aberto, poucos emaranhados e presença de brejaúba; Árvores caídas e algumas clareiras.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia
Mata da Torre	21°02'05,6"S 41°58'02,2"O	65	Localizado em área íngreme de difícil acesso; vestígios de corte de árvores antigo e de palmito brejaúva; atualmente a proprietária renovou a cerca em toda perímetro e implementou torniquetes para evitar entrada de gado; pequenas trilhas internas persistem no interior do fragmento.	Pastagem	Dossel descontínuo com árvores medindo em média 18 m de altura. Sub-bosque mais ou menos fechado, poucos emaranhados e com presença de taquara, brejaúba e brejaubinha.	Argissolo vermelho eutrófico	Íngreme	Secundária tardia

**ANEXO 5** - Lista de parcelas permanentes utilizadas com datas de medição do primeiro censo e do segundo censo.

Nome do Fragmento	Tipo fitofisionômico	Cód. Frag	Parcela	Censo 1	Censo 2	tempo entre censos (anos)
Fazenda Imburi	FESTabuleiro	FIB	FI/45	junho, 2008	julho, 2016	8.08
Fazenda Imburi	FESTabuleiro	FIB	FI/46	junho, 2008	julho, 2016	8.08
Fazenda Imburi	FESTabuleiro	FIB	FI/47	junho, 2008	julho, 2016	8.08
Fazenda Imburi	FESTabuleiro	FIB	FI/48	junho, 2008	julho, 2016	8.08
Fazenda Imburi	FESTabuleiro	FIB	FI/49	setembro, 2008	julho, 2016	7.84
Fazenda Santana	FESTabuleiro	FSN	FS/50	outubro, 2008	agosto, 2016	7.84
Fazenda Santana	FESTabuleiro	FSN	FS/51	outubro, 2008	agosto, 2016	7.84
Fazenda Santana	FESTabuleiro	FSN	FS/52	outubro, 2008	agosto, 2016	7.84
Fazenda Santana	FESTabuleiro	FSN	FS/53	outubro, 2008	julho, 2016	7.81
Fazenda Santana	FESTabuleiro	FSN	FS/54	outubro, 2008	julho, 2016	7.81
Fazenda Palmeiras	FESTabuleiro	FPA	FP/55	setembro, 2008	setembro, 2016	8.02
Fazenda Palmeiras	FESTabuleiro	FPA	FP/56	setembro, 2008	setembro, 2016	8.02
Fazenda Palmeiras	FESTabuleiro	FPA	FP/57	setembro, 2008	setembro, 2016	8.02
Fazenda Palmeiras	FESTabuleiro	FPA	FP/58	setembro, 2008	setembro, 2016	7.99
Fazenda Palmeiras	FESTabuleiro	FPA	FP/59	setembro, 2008	setembro, 2016	7.98
Fazenda Santo Antônio	FESTabuleiro	FSA	FSA/60	agosto, 2007	julho, 2016	8.92
Fazenda Santo Antônio	FESTabuleiro	FSA	FSA/61	agosto, 2007	julho, 2016	8.92
Fazenda Santo Antônio	FESTabuleiro	FSA	FSA/62	agosto, 2007	julho, 2016	8.92
Fazenda Santo Antônio	FESTabuleiro	FSA	FSA/63	agosto, 2007	julho, 2016	8.92
Fazenda Santo Antônio	FESTabuleiro	FSA	FSA/64	setembro, 2007	julho, 2016	8.91
Mata do Funil	FESTabuleiro	MFU	MF/75	março, 2010	setembro, 2016	6.47
Mata do Funil	FESTabuleiro	MFU	MF/76	março, 2010	setembro, 2016	6.47
Mata do Funil	FESTabuleiro	MFU	MF/77	março, 2010	outubro, 2016	6.54
Mata do Funil	FESTabuleiro	MFU	MF/78	março, 2010	outubro, 2016	6.54
Mata do Funil	FESTabuleiro	MFU	MF/79	abril, 2010	setembro, 2016	6.45
EEEG - setor 1	FESTabuleiro	CVD	CVD/65	fevereiro, 2010	julho, 2016	6.43
EEEG - setor 1	FESTabuleiro	CVD	CVD/66	agosto, 2009	julho, 2016	6.91
EEEG - setor 1	FESTabuleiro	CVD	CVD/67	fevereiro, 2010	julho, 2016	6.43
EEEG - setor 1	FESTabuleiro	CVD	CVD/68	agosto, 2009	julho, 2016	6.91
EEEG - setor 1	FESTabuleiro	CVD	CVD/69	agosto, 2009	julho, 2016	6.91
EEEG - setor 2	FESTabuleiro	CVP	CVP/70	julho, 2009	julho, 2016	6.95
EEEG - setor 2	FESTabuleiro	CVP	CVP/71	julho, 2009	julho, 2016	6.95
EEEG - setor 2	FESTabuleiro	CVP	CVP/72	julho, 2009	julho, 2016	6.95
EEEG - setor 2	FESTabuleiro	CVP	CVP/73	janeiro, 2010	julho, 2016	6.46
EEEG - setor 2	FESTabuleiro	CVP	CVP/74	janeiro, 2010	julho, 2016	6.46
Mata do Mergulhão	FESTerrasBaixas	MME	MME/01	abril, 2008	setembro, 2019	11.39
Mata do Mergulhão	FESTerrasBaixas	MME	MME/02	abril, 2008	setembro, 2019	11.41
Pedreida do Itereré	FESTerrasBaixas	PIT	PI/5	maio, 2010	setembro, 2019	9.31
Pedreida do Itereré	FESTerrasBaixas	PIT	PI/6	maio, 2010	agosto, 2019	9.25
Pedreida do Itereré	FESTerrasBaixas	PIT	PI/7	maio, 2010	agosto, 2019	9.25

Continua

Pedreira do Itereré	FESTerrasBaixas	PIT	PI/8	maio, 2010	agosto, 2019	9.25
Pedreira do Itereré	FESTerrasBaixas	PIT	PI/9	maio, 2010	agosto, 2019	9.24
Fazenda Vermelha	FESTerrasBaixas	FVE	FV/10	maio, 2010	outubro, 2019	9.42
Fazenda Vermelha	FESTerrasBaixas	FVE	FV/11	maio, 2010	setembro, 2019	9.41
Fazenda Vermelha	FESTerrasBaixas	FVE	FV/12	maio, 2010	setembro, 2019	9.41
Fazenda Vermelha	FESTerrasBaixas	FVE	FV/13	maio, 2010	setembro, 2019	9.41
Fazenda Vermelha	FESTerrasBaixas	FVE	FV/14	maio, 2010	setembro, 2019	9.40
Sítio Cambiocó	FESSubmontana	CMB	CB/1	abril, 2008	agosto, 2019	11.32
Sítio Cambiocó	FESSubmontana	CMB	CB/2	abril, 2008	agosto, 2019	11.32
Sítio Cambiocó	FESSubmontana	CMB	CB/3	abril, 2008	agosto, 2019	11.32
Sítio Cambiocó	FESSubmontana	CMB	CB/4	abril, 2008	agosto, 2019	11.33
Sítio Cambiocó	FESSubmontana	CMB	CB/5	abril, 2008	agosto, 2019	11.33
Sítio Camacho	FESSubmontana	CMA	CM/1	setembro, 2008	agosto, 2019	10.90
Sítio Camacho	FESSubmontana	CMA	CM/2	setembro, 2008	agosto, 2019	10.90
Sítio Camacho	FESSubmontana	CMA	CM/3	setembro, 2008	agosto, 2019	10.90
Sítio Camacho	FESSubmontana	CMA	CM/4	setembro, 2008	agosto, 2019	10.90
Sítio Camacho	FESSubmontana	CMA	CM/5	setembro, 2008	agosto, 2019	10.90
Sítio Emboque	FESSubmontana	EMB_	EM/1	abril, 2008	outubro, 2019	11.44
Sítio Emboque	FESSubmontana	EMB_	EM/2	maio, 2008	outubro, 2019	11.43
Sítio Emboque	FESSubmontana	EMB_	EM/3	maio, 2008	agosto, 2019	11.33
Sítio Emboque	FESSubmontana	EMB_	EM/4	maio, 2008	agosto, 2019	11.33
Sítio Emboque	FESSubmontana	EMB_	EM/5	maio, 2008	agosto, 2019	11.33
Fazenda Porsperidade	FESSubmontana	PRO 1	PR_1/1	outubro, 2007	agosto, 2019	11.83
Fazenda Porsperidade	FESSubmontana	PRO 1	PR_1/2	outubro, 2007	agosto, 2019	11.83
Fazenda Porsperidade	FESSubmontana	PRO 1	PR_1/5	outubro, 2007	agosto, 2019	11.83
Fazenda Porsperidade	FESSubmontana	PRO 2	PR_II/7	maio, 2008	agosto, 2019	11.23
Fazenda Porsperidade	FESSubmontana	PRO 2	PR_II/8	maio, 2008	agosto, 2019	11.23
Fazenda Monte Alegre	FESSubmontana	FMA	MA/20	maio, 2010	janeiro, 2020	9.65
Fazenda Monte Alegre	FESSubmontana	FMA	MA/21	maio, 2010	janeiro, 2020	9.65
Fazenda Monte Alegre	FESSubmontana	FMA	MA/22	maio, 2010	janeiro, 2020	9.65
Fazenda Monte Alegre	FESSubmontana	FMA	MA/23	maio, 2010	janeiro, 2020	9.64
Fazenda Monte Alegre	FESSubmontana	FMA	MA/24	maio, 2010	janeiro, 2020	9.64
Fazenda Nestoda	FESSubmontana	FNE	FN/30	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.79
Fazenda Nestoda	FESSubmontana	FNE	FN/31	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.78
Fazenda Nestoda	FESSubmontana	FNE	FN/32	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.78
Fazenda Nestoda	FESSubmontana	FNE	FN/33	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.78
Fazenda Nestoda	FESSubmontana	FNE	FN/34	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.78
Mata da Torre	FESSubmontana	MTO	MT/35	abril, 2010	janeiro, 2020	9.70
Mata da Torre	FESSubmontana	MTO	MT/36	abril, 2010	janeiro, 2020	9.70
Mata da Torre	FESSubmontana	MTO	MT/37	abril, 2010	janeiro, 2020	9.70
Mata da Torre	FESSubmontana	MTO	MT/38	maio, 2010	janeiro, 2020	9.70
Mata da Torre	FESSubmontana	MTO	MT/44	maio, 2010	janeiro, 2020	9.71
Mata São Vicente I	FESSubmontana	SVI	SVI/25	maio, 2010	janeiro, 2020	9.73
Mata São Vicente I	FESSubmontana	SVI	SVI/26	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.77
Mata São Vicente I	FESSubmontana	SVI	SVI/27	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.77
Mata São Vicente I	FESSubmontana	SVI	SVI/28	maio, 2010	janeiro, 2020	9.73

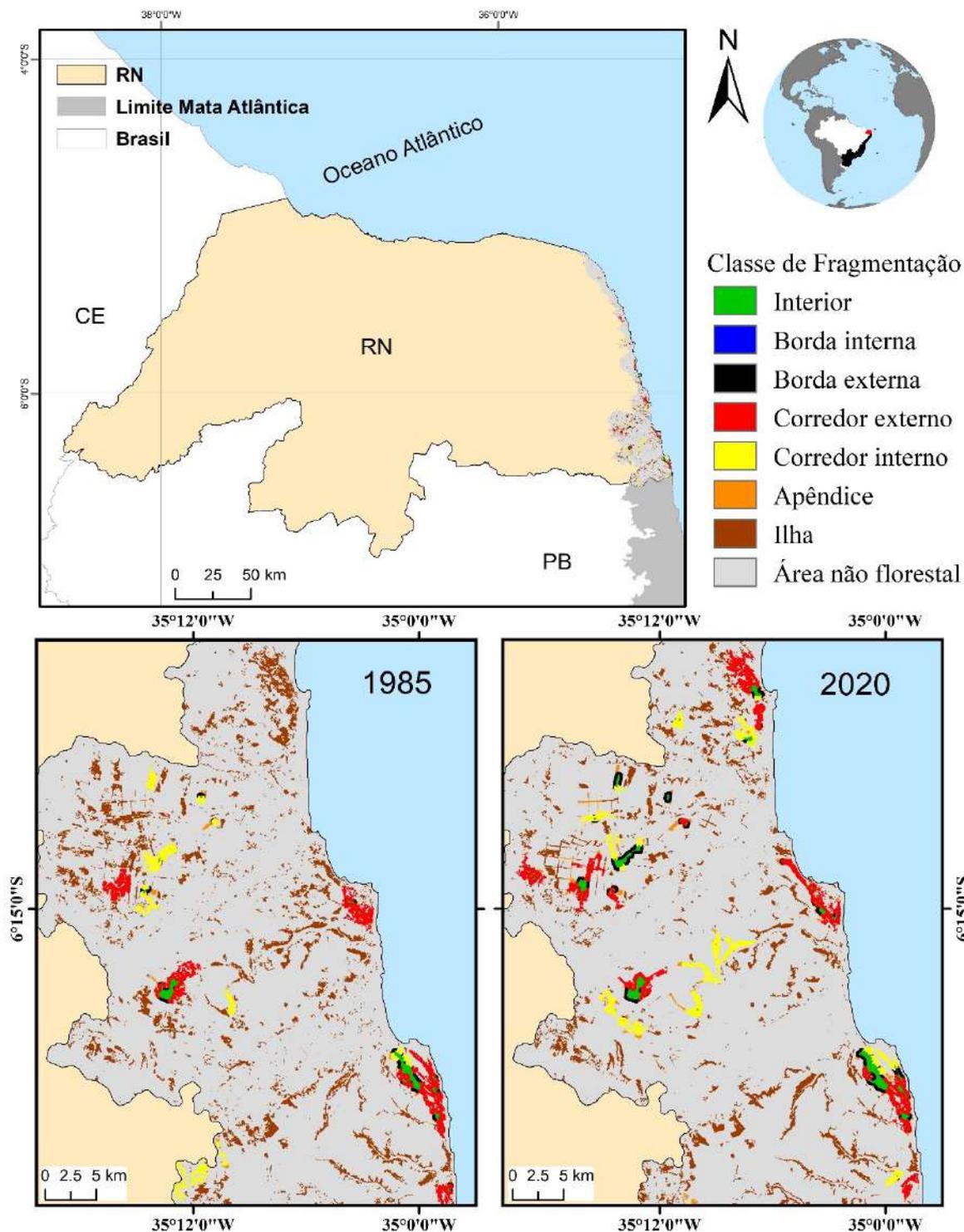
Continua

Mata São Vicente I	FESSubmontana	SVI	SVI/29	maio, 2010	janeiro, 2020	9.73
Mata São Vicente II	FESSubmontana	SVII	SVII/39	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.78
Mata São Vicente II	FESSubmontana	SVII	SVII/40	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.77
Mata São Vicente II	FESSubmontana	SVII	SVII/41	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.77
Mata São Vicente II	FESSubmontana	SVII	SVII/42	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.76
Mata São Vicente II	FESSubmontana	SVII	SVII/43	maio, 2010	fevereiro, 2020	9.76

---

## Anexos da Discussão Geral

Mapas de fragmentação por estado e tabelas. Região Nordeste:

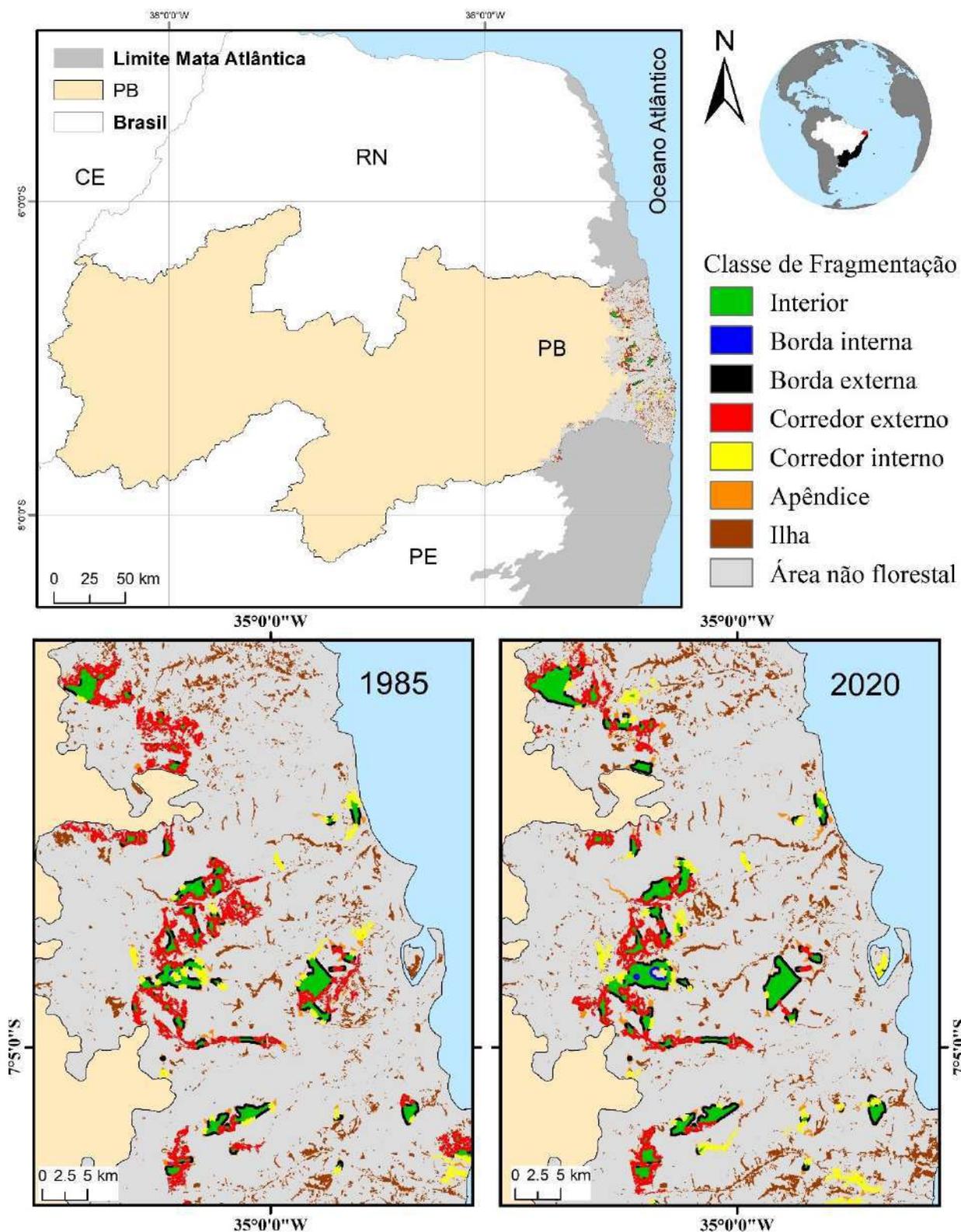


**ANEXO 6** - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Norte (RN) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 7** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Norte para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Rio Grande do Norte (RN)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	5.09	2.4	10.97	4.6	0.85	1.3	7.7
Borda Interna	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.0
Borda Externa	3.19	1.5	13.92	5.8	2.00	3.1	14.4
Corredor Externo	31.89	14.9	44.85	18.8	9.22	14.1	20.6
Corredor Interno	17.51	8.2	31.91	13.4	8.18	12.5	25.6
Apêndice	3.49	1.6	11.94	5.0	4.34	6.6	36.3
Ilha	152.87	71.4	124.88	52.4	41.04	62.5	32.9
<b>Total de floresta</b>	<b>214.03</b>		<b>238.47</b>		<b>65.64</b>		

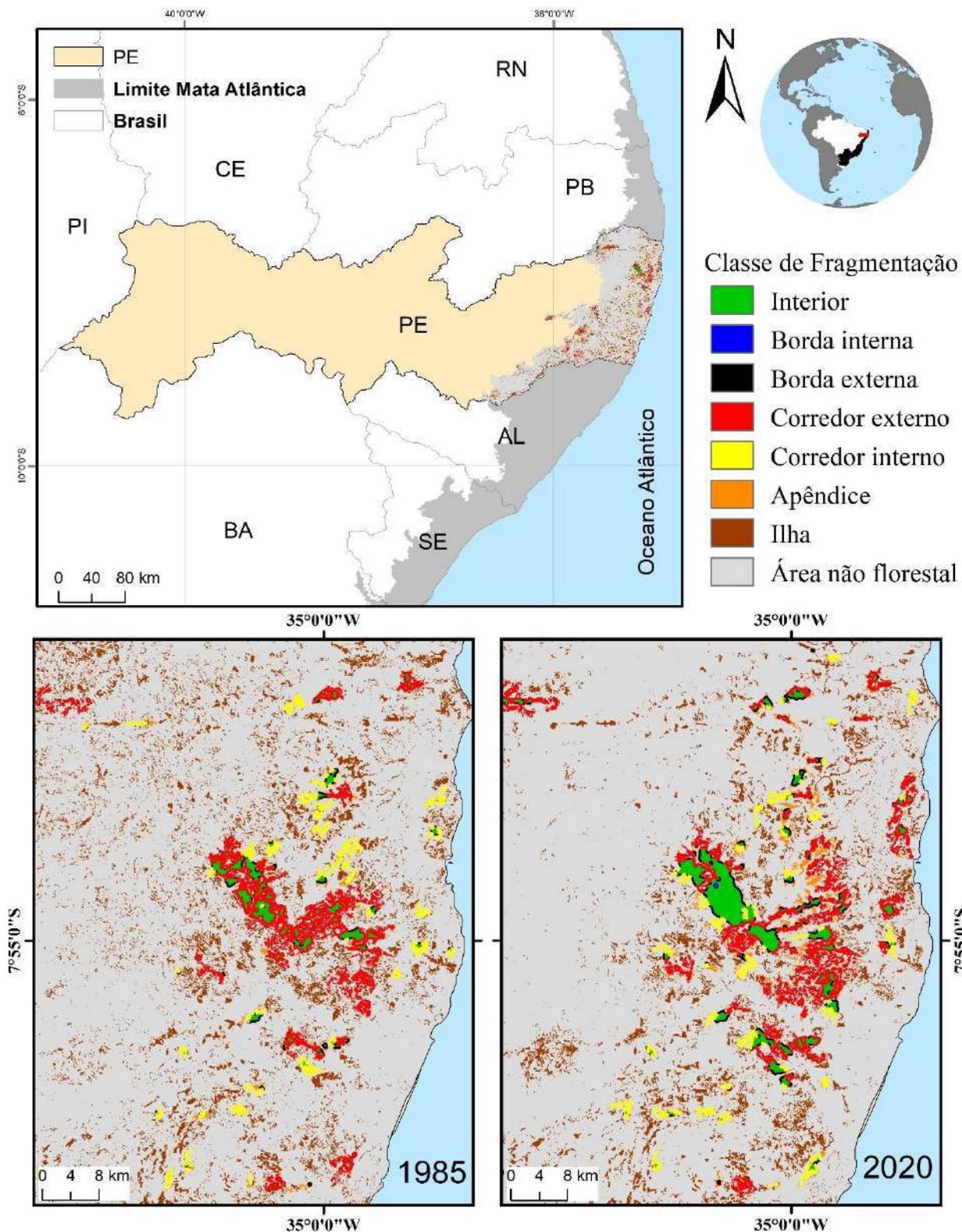


**ANEXO 8** - Mapa da Mata Atlântica do Estado da Paraíba (PB) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 9** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado da Paraíba para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Paraíba (PB)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	45.31	8.1	63.01	10.2	2.81	1.1	4.5
Borda Interna	0.36	0.1	1.63	0.3	0.11	0.0	7.0
Borda Externa	31.57	5.6	43.04	7.0	4.33	1.7	10.1
Corredor Externo	133.62	23.8	96.38	15.6	27.97	11.1	29.0
Corredor Interno	33.38	5.9	54.54	8.8	23.82	9.5	43.7
Apêndice	17.43	3.1	29.31	4.7	13.36	5.3	45.6
Ilha	300.72	53.5	329.56	53.4	179.23	71.2	54.4
<b>Total de floresta</b>	<b>562.38</b>		<b>617.47</b>		<b>251.64</b>		

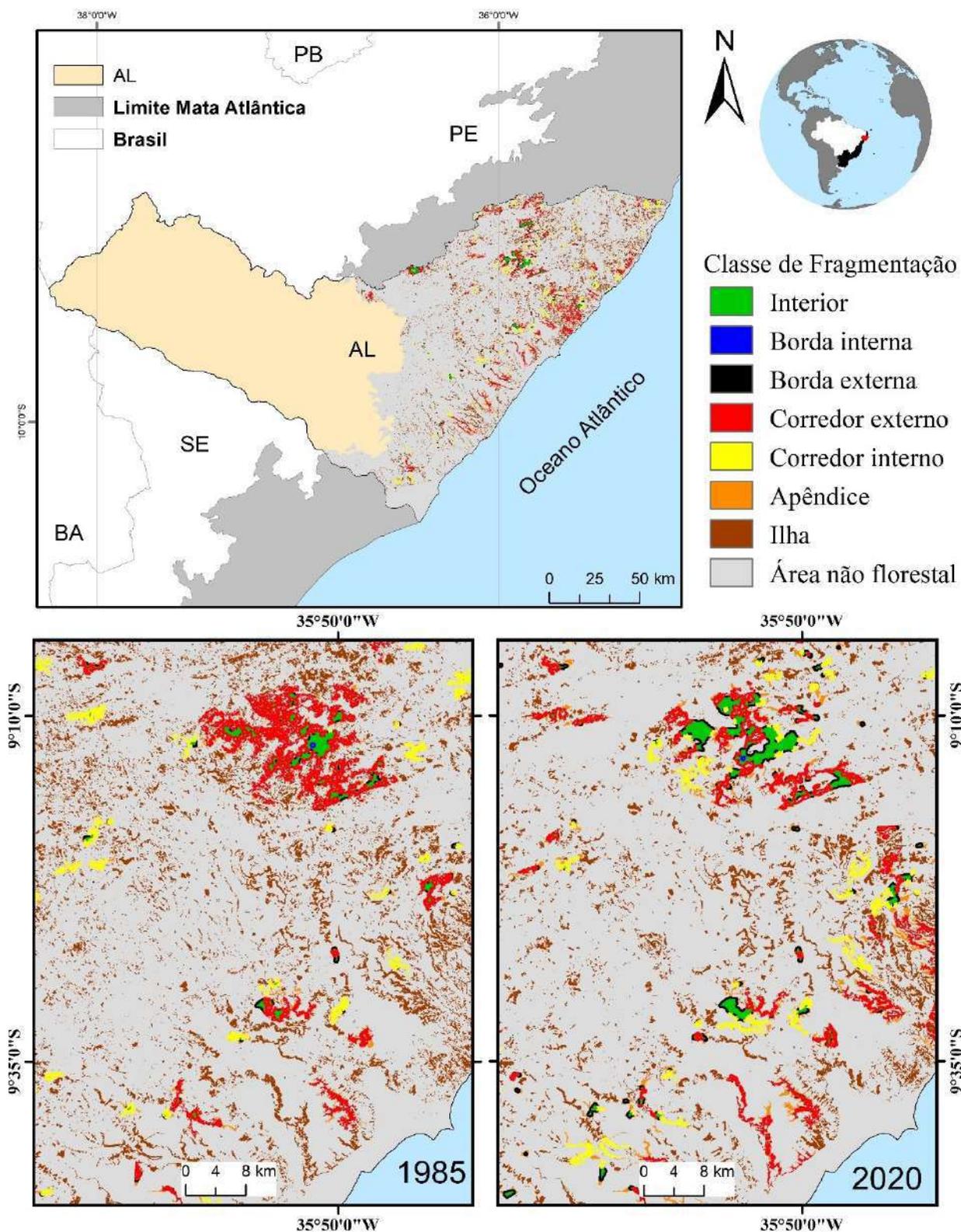


**ANEXO 10** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Pernambuco (PE) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 11** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Pernambuco para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Pernambuco (PE)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	38.57	1.7	114.82	5.0	19.72	1.5	17.2
Borda Interna	0.12	0.0	0.79	0.0	0.32	0.0	40.2
Borda Externa	20.96	0.9	80.60	3.5	19.28	1.5	23.9
Corredor Externo	336.81	14.4	477.78	20.8	243.01	19.1	50.9
Corredor Interno	193.82	8.3	168.58	7.4	78.91	6.2	46.8
Apêndice	55.68	2.4	124.88	5.4	63.00	5.0	50.4
Ilha	1,688.78	72.3	1,326.17	57.8	847.87	66.7	63.9
<b>Total de floresta</b>	<b>2,334.74</b>		<b>2,293.63</b>		<b>1,272.11</b>		

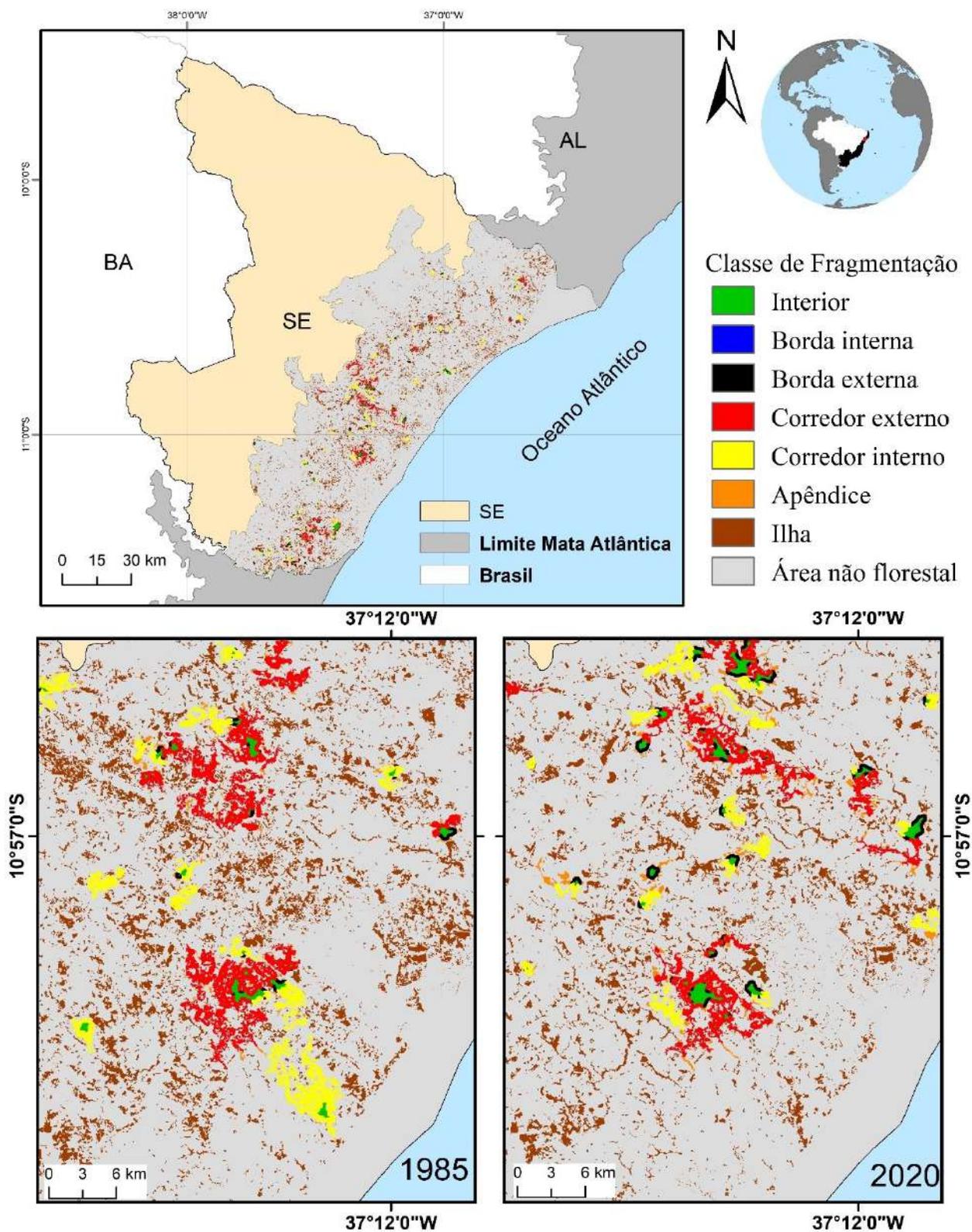


**ANEXO 12** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Alagoas (AL) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 13** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Alagoas para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

### Alagoas (AL)

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	38.89	1.7	91.71	4.5	13.12	1.3	14.3
Borda Interna	0.49	0.0	1.32	0.1	0.21	0.0	16.2
Borda Externa	21.82	1.0	83.24	4.1	20.24	2.0	24.3
Corredor Externo	392.30	17.5	449.51	22.0	199.54	19.4	44.4
Corredor Interno	166.65	7.4	174.35	8.5	76.23	7.4	43.7
Apêndice	69.18	3.1	153.98	7.5	73.35	7.1	47.6
Ilha	1,557.07	69.3	1,087.02	53.3	647.16	62.8	59.5
<b>Total de floresta</b>	<b>2,246.40</b>		<b>2,041.14</b>		<b>1,029.87</b>		

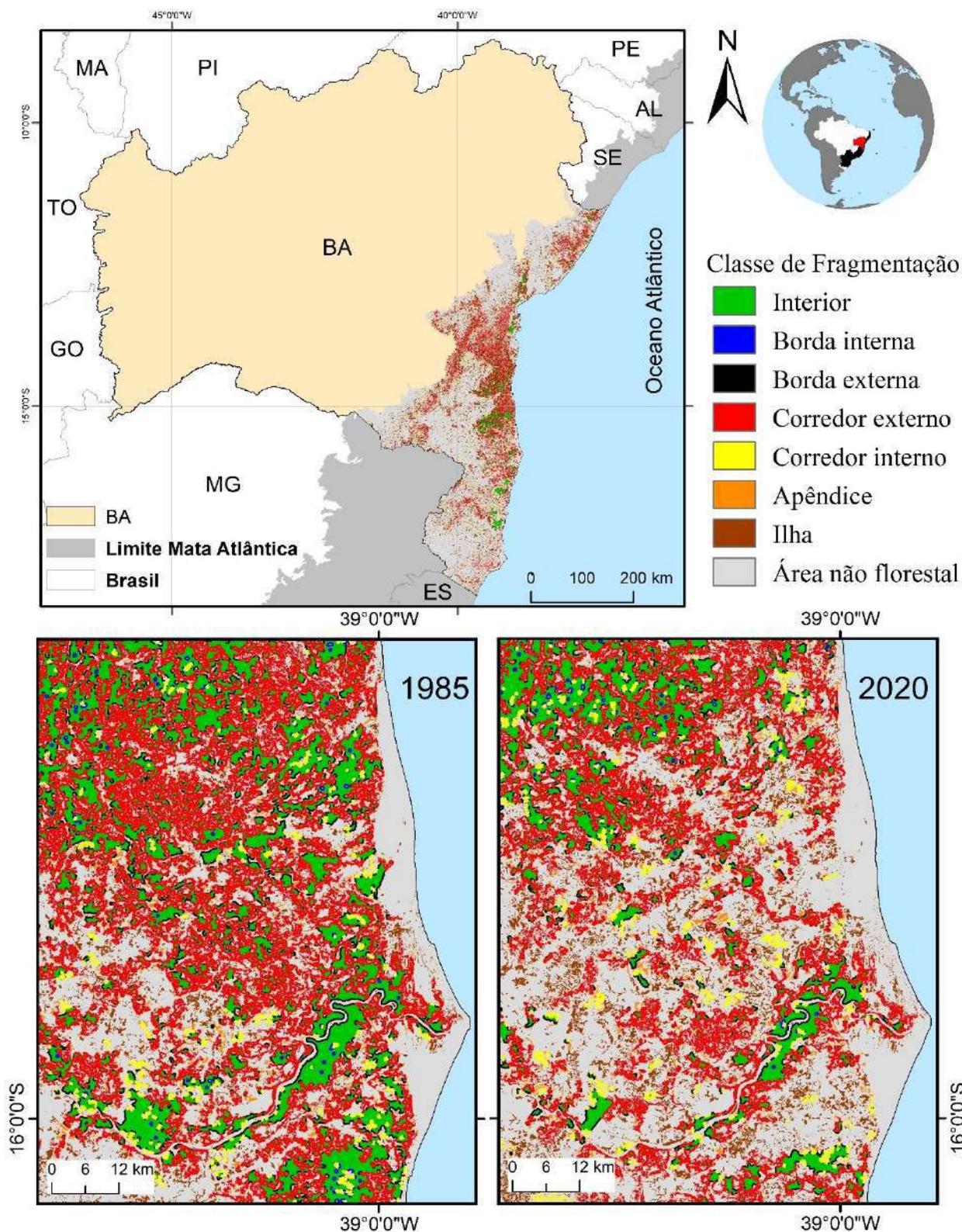


**ANEXO 14** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Sergipe (SE) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 15** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Sergipe para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Sergipe (SE)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	35.35	2.5	34.38	3.2	4.64	0.7	13.5
Borda Interna	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.0
Borda Externa	18.64	1.3	41.00	3.8	8.36	1.3	20.4
Corredor Externo	255.16	17.8	152.92	14.1	73.30	11.6	47.9
Corredor Interno	144.56	10.1	85.02	7.8	41.64	6.6	49.0
Apêndice	35.27	2.5	51.53	4.8	26.52	4.2	51.5
Ilha	941.63	65.8	719.36	66.3	477.65	75.6	66.4
<b>Total de floresta</b>	<b>1,430.60</b>		<b>1,084.22</b>		<b>632.11</b>		



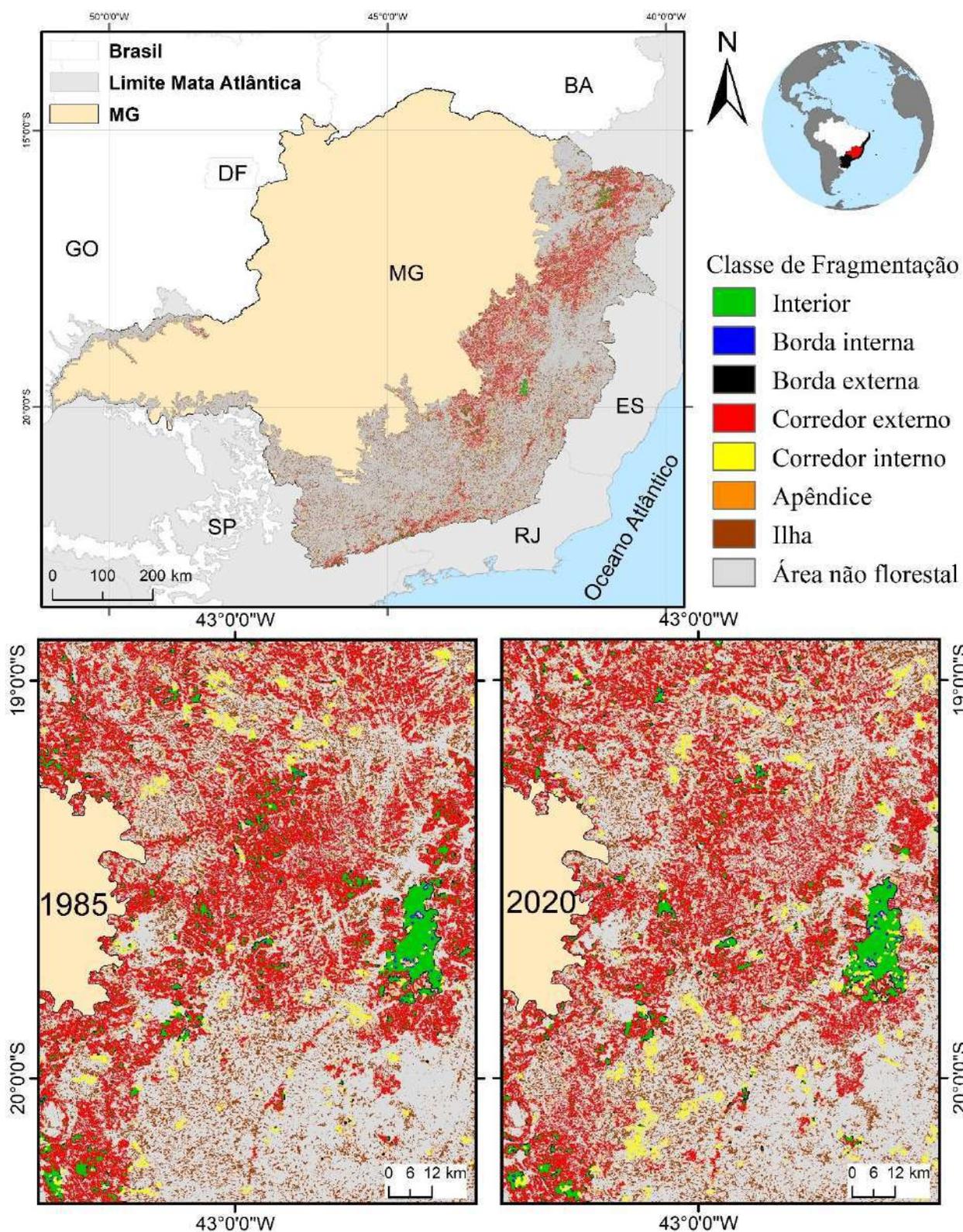
**ANEXO 16** - Mapa da Mata Atlântica do Estado da Bahia (BA) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 17** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado da Bahia para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Bahia (BA)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	5,632.56	14.3	4,061.53	12.1	329.46	3.0	8.1
Borda Interna	159.67	0.4	99.54	0.3	10.89	0.1	10.9
Borda Externa	1,593.35	4.0	1,408.08	4.2	190.11	1.7	13.5
Corredor Externo	20,945.10	53.0	15,333.55	45.6	4,517.86	41.1	29.5
Corredor Interno	2,069.63	5.2	2,047.43	6.1	623.69	5.7	30.5
Apêndice	1,470.06	3.7	1,634.15	4.9	736.25	6.7	45.1
Ilha	7,648.79	19.4	9,026.57	26.9	4,572.13	41.6	50.7
<b>Total de floresta</b>	<b>39,519.16</b>		<b>33,610.84</b>		<b>10,980.39</b>		

## Mapas de fragmentação por estado e tabelas. Região Sudeste:

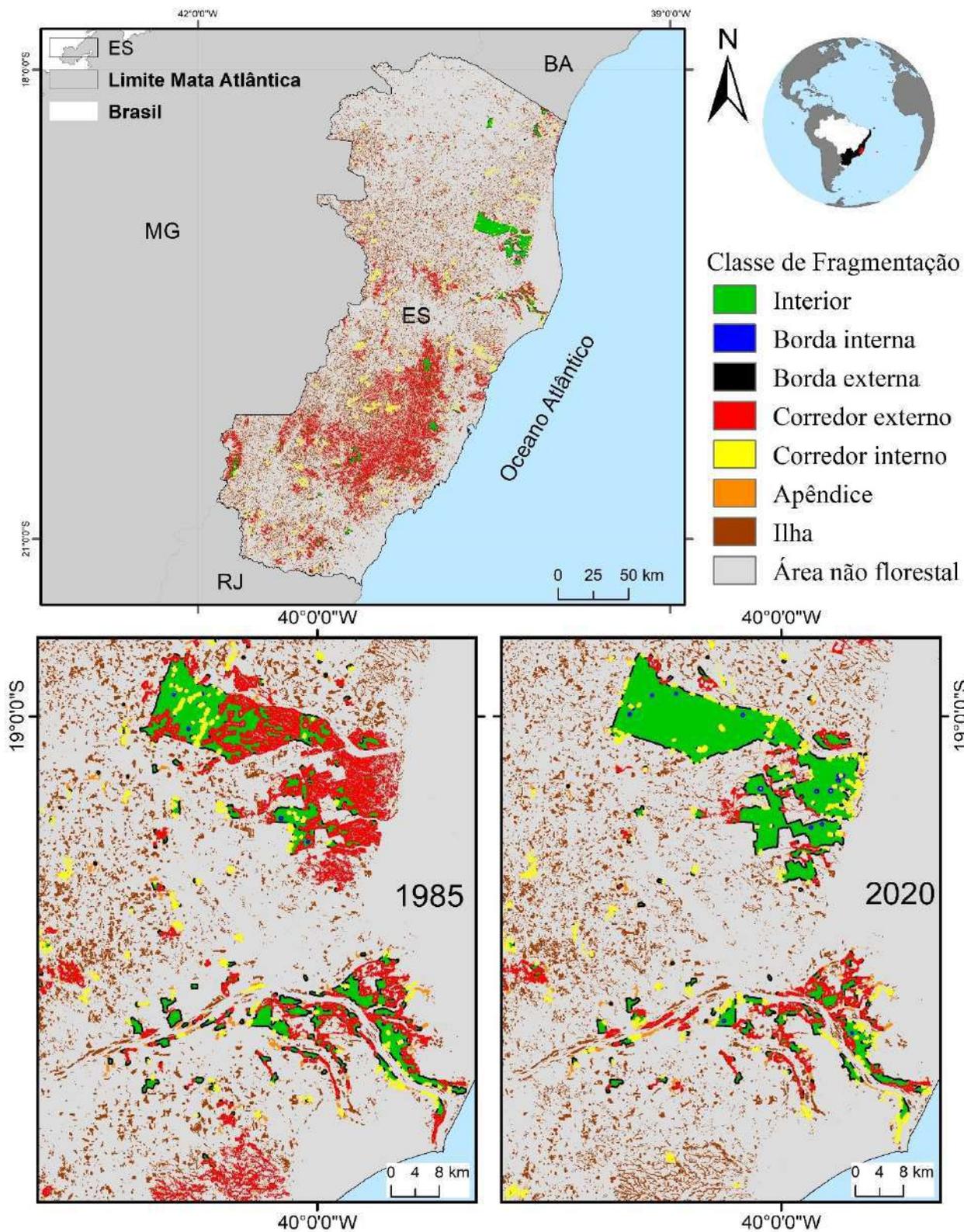


**ANEXO 18** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais (MG) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 19** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

### Minas Gerais (MG)

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	3,225.09	4.8	2,958.89	4.3	209.12	0.8	7.1
Borda Interna	57.70	0.1	46.20	0.1	1.86	0.0	4.0
Borda Externa	1,337.38	2.0	1,361.85	2.0	179.94	0.7	13.2
Corredor Externo	26,650.04	39.7	26,207.52	38.4	7,532.22	30.6	28.7
Corredor Interno	2,910.35	4.3	3,178.89	4.7	1,035.15	4.2	32.6
Apêndice	3,607.06	5.4	3,805.43	5.6	1,515.58	6.1	39.8
Ilha	29,332.77	43.7	30,718.86	45.0	14,176.99	57.5	46.2
<b>Total de floresta</b>	<b>67,120.39</b>		<b>68,277.65</b>		<b>24,650.85</b>		

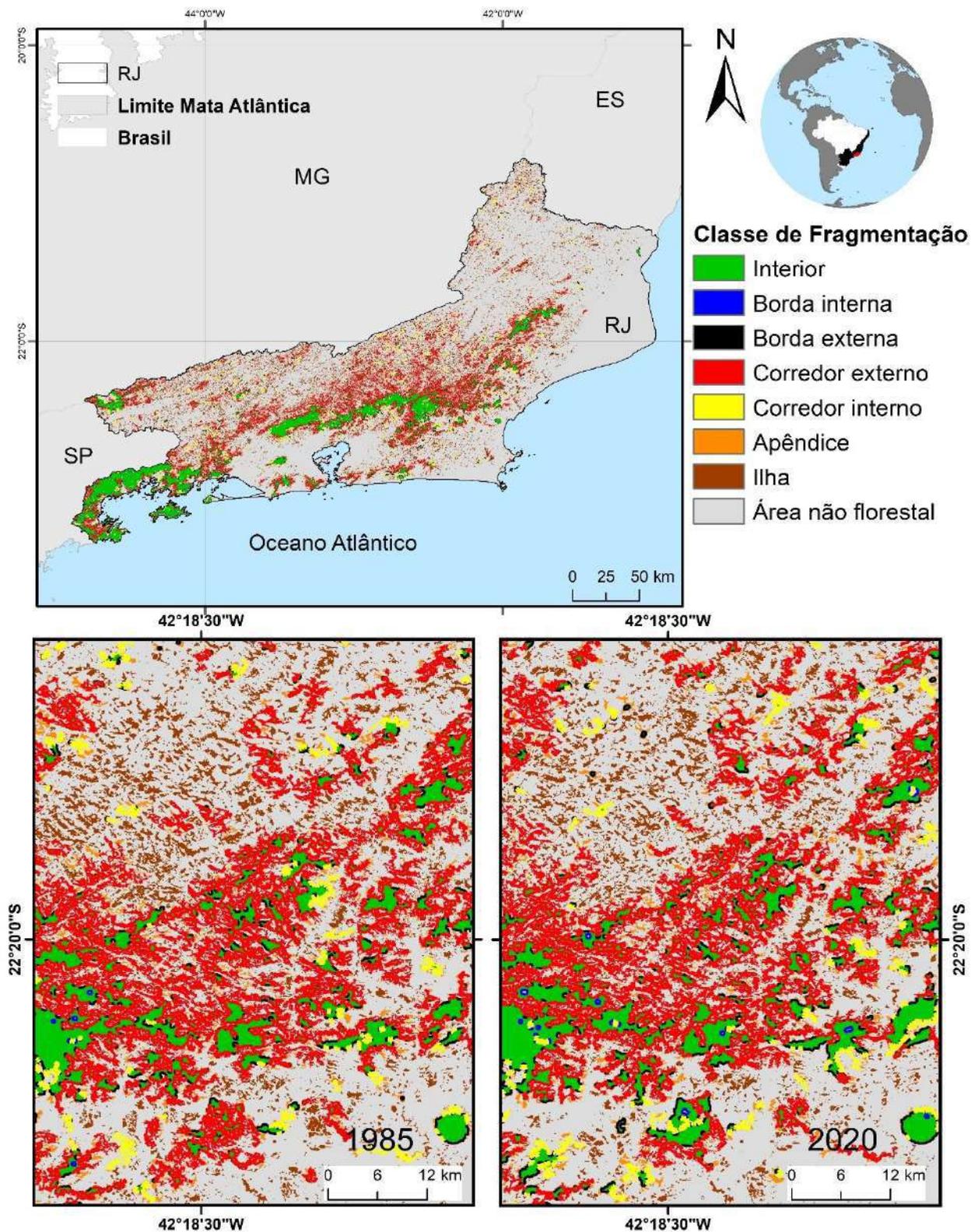


**ANEXO 20** - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo (ES) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 21** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Espírito Santo para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Espírito Santo (ES)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	559.82	4.8	767.66	6.6	90.31	2.1	11.8
Borda Interna	5.41	0.0	13.04	0.1	2.80	0.1	21.5
Borda Externa	307.76	2.7	289.28	2.5	41.57	1.0	14.4
Corredor Externo	3,762.84	32.5	3,890.77	33.4	1,032.44	24.3	26.5
Corredor Interno	614.57	5.3	644.87	5.5	211.86	5.0	32.9
Apêndice	650.51	5.6	618.83	5.3	243.87	5.7	39.4
Ilha	5,687.70	49.1	5,428.21	46.6	2,624.05	61.8	48.3
<b>Total de floresta</b>	<b>11,588.62</b>		<b>11,652.65</b>		<b>4,246.91</b>		

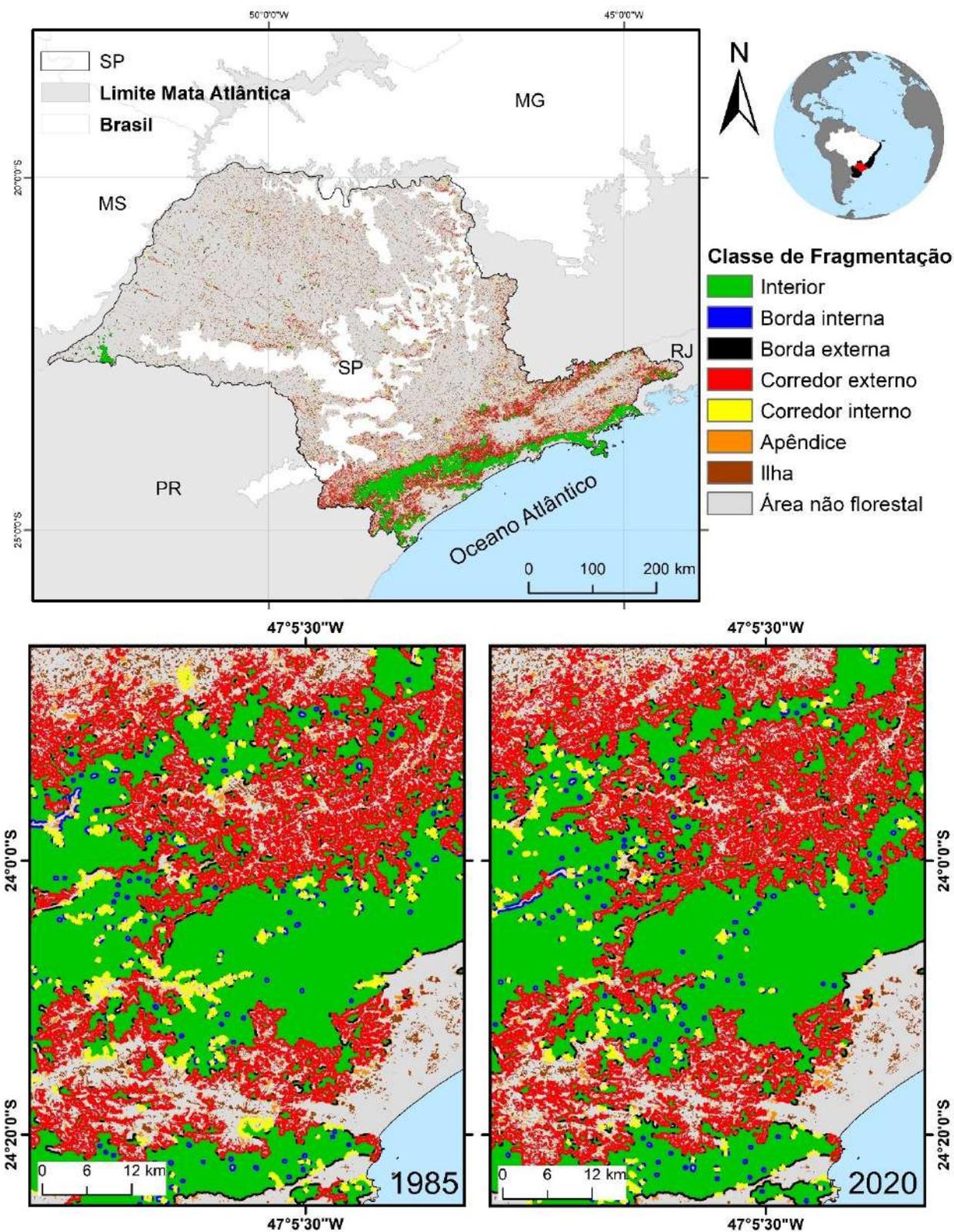


**ANEXO 22** - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro (RJ) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 23** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

### Rio de Janeiro (RJ)

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	2,936.20	21.9	3,101.16	22.7	41.30	1.4	1.3
Borda Interna	75.27	0.6	107.36	0.8	2.97	0.1	2.8
Borda Externa	538.75	4.0	648.92	4.8	54.32	1.8	8.4
Corredor Externo	4,475.48	33.4	4,721.96	34.6	977.35	32.7	20.7
Corredor Interno	894.99	6.7	781.62	5.7	151.54	5.1	19.4
Apêndice	777.20	5.8	848.14	6.2	285.01	9.5	33.6
Ilha	3,690.22	27.6	3,426.33	25.1	1,472.53	49.3	43.0
<b>Total de floresta</b>	<b>13,388.11</b>		<b>13,635.49</b>		<b>2,985.04</b>		



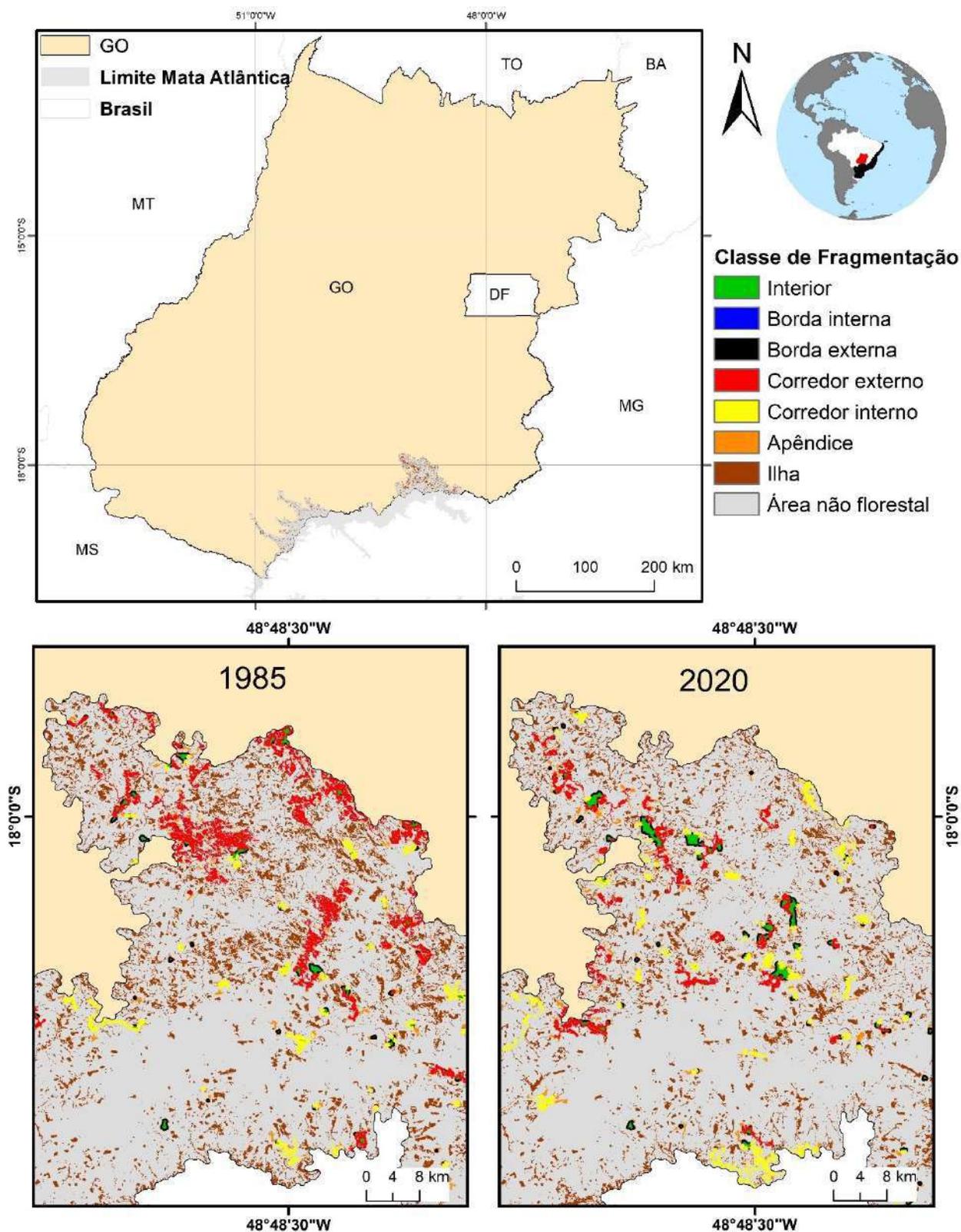
**ANEXO 24** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de São Paulo (SP) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 25** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de São Paulo para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**São Paulo (SP)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	12,085.71	26.8	12,202.45	25.9	206.47	1.6	1.7
Borda Interna	309.21	0.7	323.01	0.7	16.39	0.1	5.1
Borda Externa	1,932.59	4.3	1,915.22	4.1	165.32	1.3	8.6
Corredor Externo	12,356.26	27.4	12,368.09	26.2	3,075.15	24.3	24.9
Corredor Interno	2,374.14	5.3	2,420.18	5.1	601.88	4.7	24.9
Apêndice	1,868.27	4.1	2,094.84	4.4	765.23	6.0	36.5
Ilha	14,183.88	31.4	15,870.96	33.6	7,843.27	61.9	49.4
<b>Total de floresta</b>	<b>45,110.07</b>		<b>47,194.77</b>		<b>12,673.71</b>		

Mapas de fragmentação por estado e tabelas. Região Centro-Oeste:

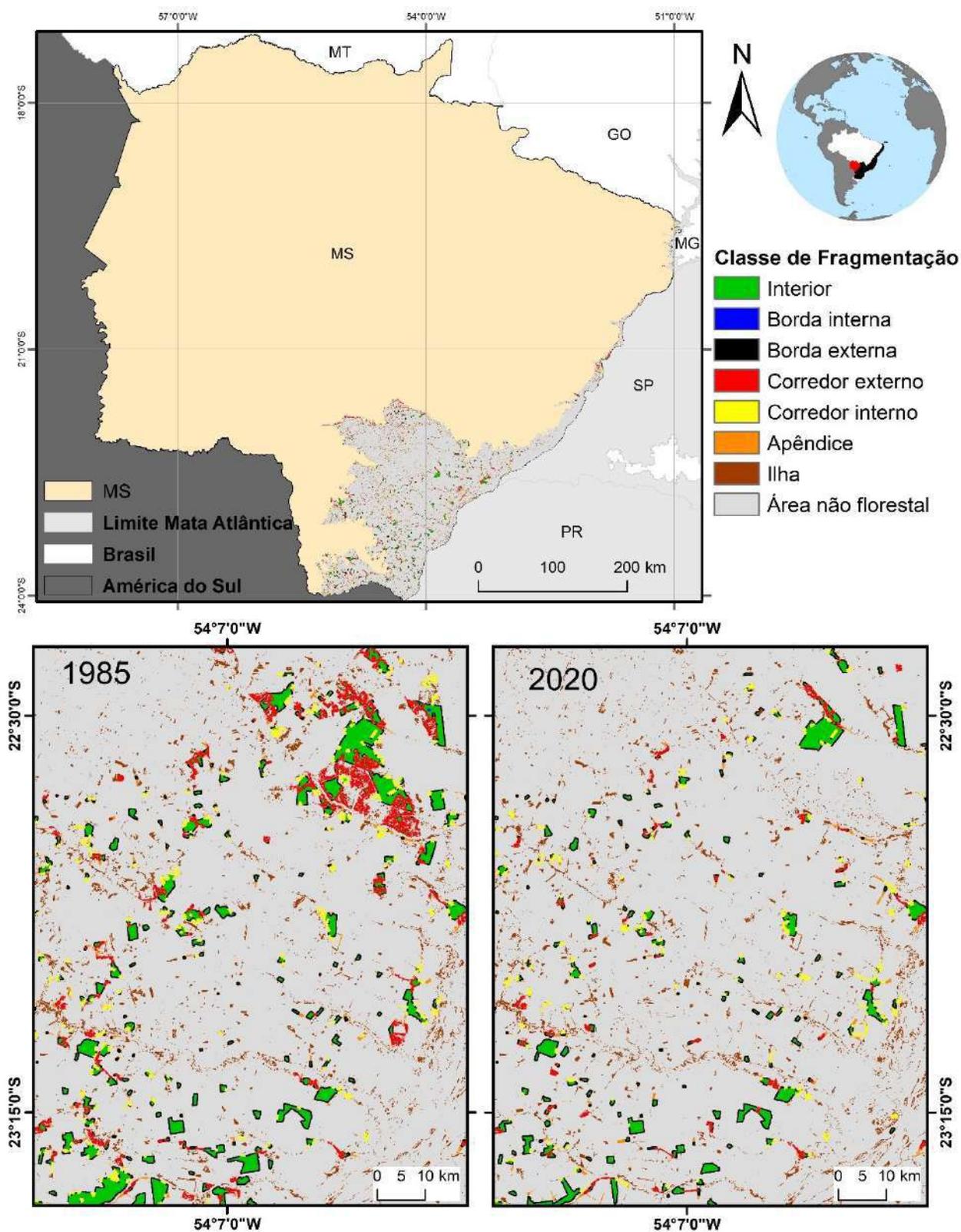


**ANEXO 26** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Goiás (GO) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 27** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Goiás para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Goiás (GO)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	20.13	2.0	23.42	2.8	5.99	1.7	25.6
Borda Interna	0.00	0.0	0.00	0.0	0.00	0.0	0.0
Borda Externa	47.36	4.6	45.49	5.4	11.15	3.1	24.5
Corredor Externo	244.95	23.9	101.82	12.1	45.41	12.7	44.6
Corredor Interno	67.55	6.6	83.27	9.9	35.61	10.0	42.8
Apêndice	61.61	6.0	61.00	7.3	26.88	7.5	44.1
Ilha	585.43	57.0	524.75	62.5	231.77	65.0	44.2
<b>Total de floresta</b>	<b>1,027.03</b>		<b>839.74</b>		<b>356.82</b>		



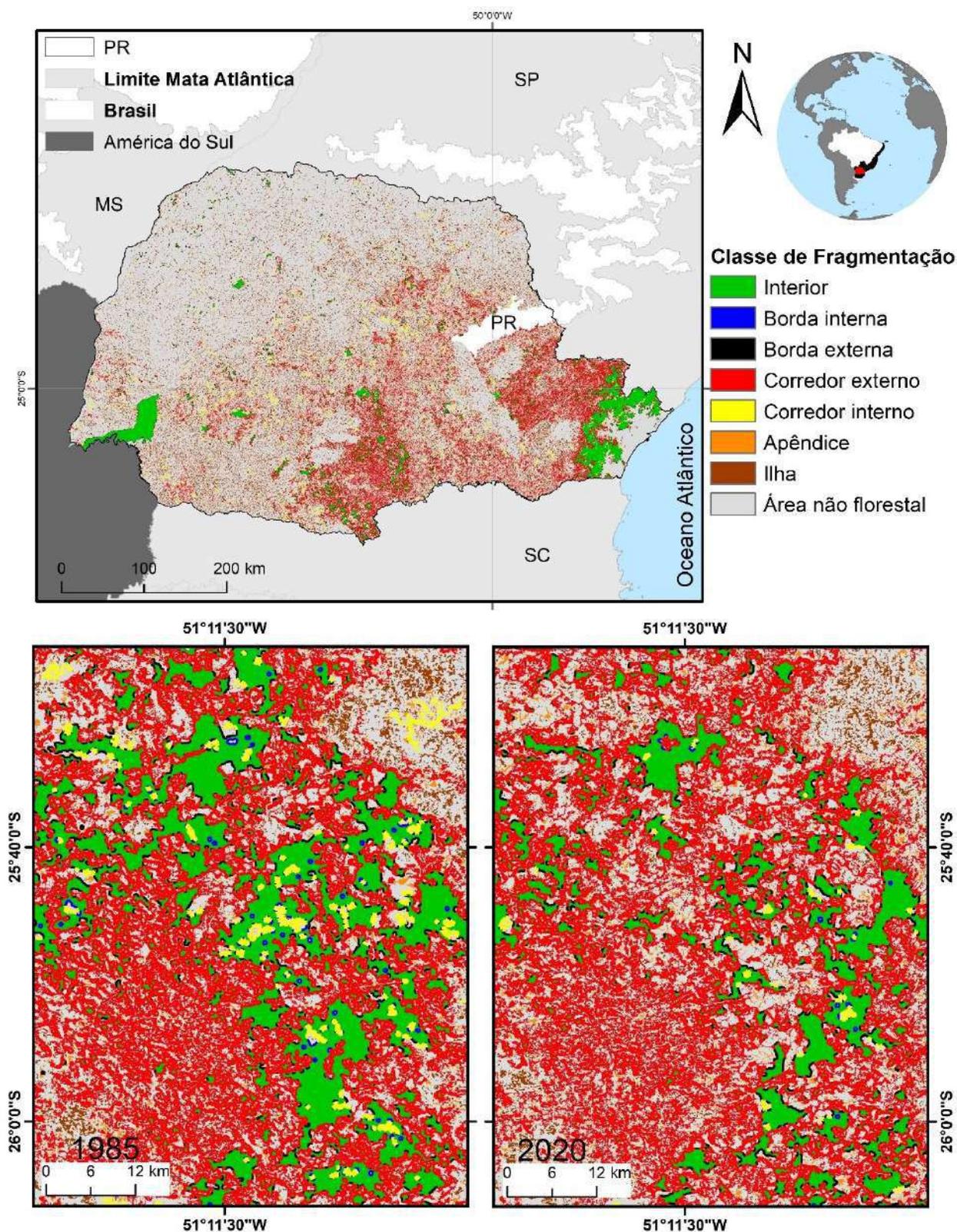
**ANEXO 28** - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Mato Grosso do Sul (MS) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 29** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Mato Grosso do Sul para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Mato Grosso do Sul (MS)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	945.39	17.3	485.81	12.1	25.60	2.5	5.3
Borda Interna	6.68	0.1	3.51	0.1	0.00	0.0	0.0
Borda Externa	756.88	13.8	580.31	14.5	58.08	5.6	10.0
Corredor Externo	927.67	16.9	516.14	12.9	118.22	11.3	22.9
Corredor Interno	536.72	9.8	372.74	9.3	100.75	9.7	27.0
Apêndice	311.12	5.7	270.13	6.7	75.46	7.2	27.9
Ilha	1,992.51	36.4	1,775.34	44.3	665.83	63.8	37.5
<b>Total de floresta</b>	<b>5,476.98</b>		<b>4,003.99</b>		<b>1,043.95</b>		

Mapas de fragmentação por estado e tabelas. Região Sul:

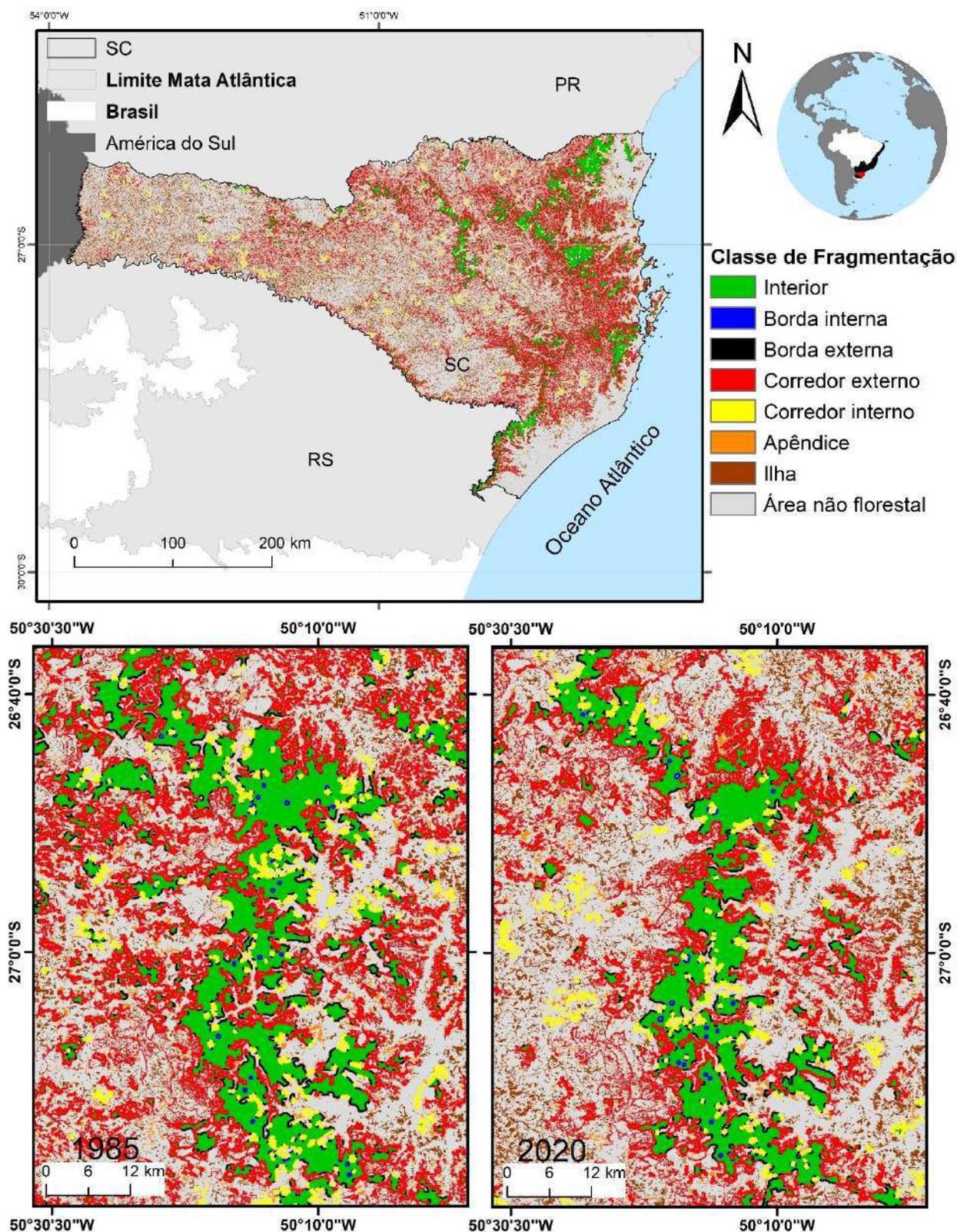


**ANEXO 30** - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Paraná (PR) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 31** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Paraná para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Paraná (PR)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	11,073.00	17.1	8,462.02	14.0	273.18	1.4	3.2
Borda Interna	226.46	0.4	130.35	0.2	8.36	0.0	6.4
Borda Externa	2,698.35	4.2	2,224.39	3.7	218.21	1.1	9.8
Corredor Externo	27,657.63	42.8	21,810.22	36.2	5,895.48	30.4	27.0
Corredor Interno	2,560.35	4.0	2,604.54	4.3	812.64	4.2	31.2
Apêndice	3,401.18	5.3	4,269.13	7.1	1,672.27	8.6	39.2
Ilha	16,985.88	26.3	20,794.40	34.5	10,493.60	54.2	50.5
<b>Total de floresta</b>	<b>64,602.85</b>		<b>60,295.04</b>		<b>19,373.74</b>		

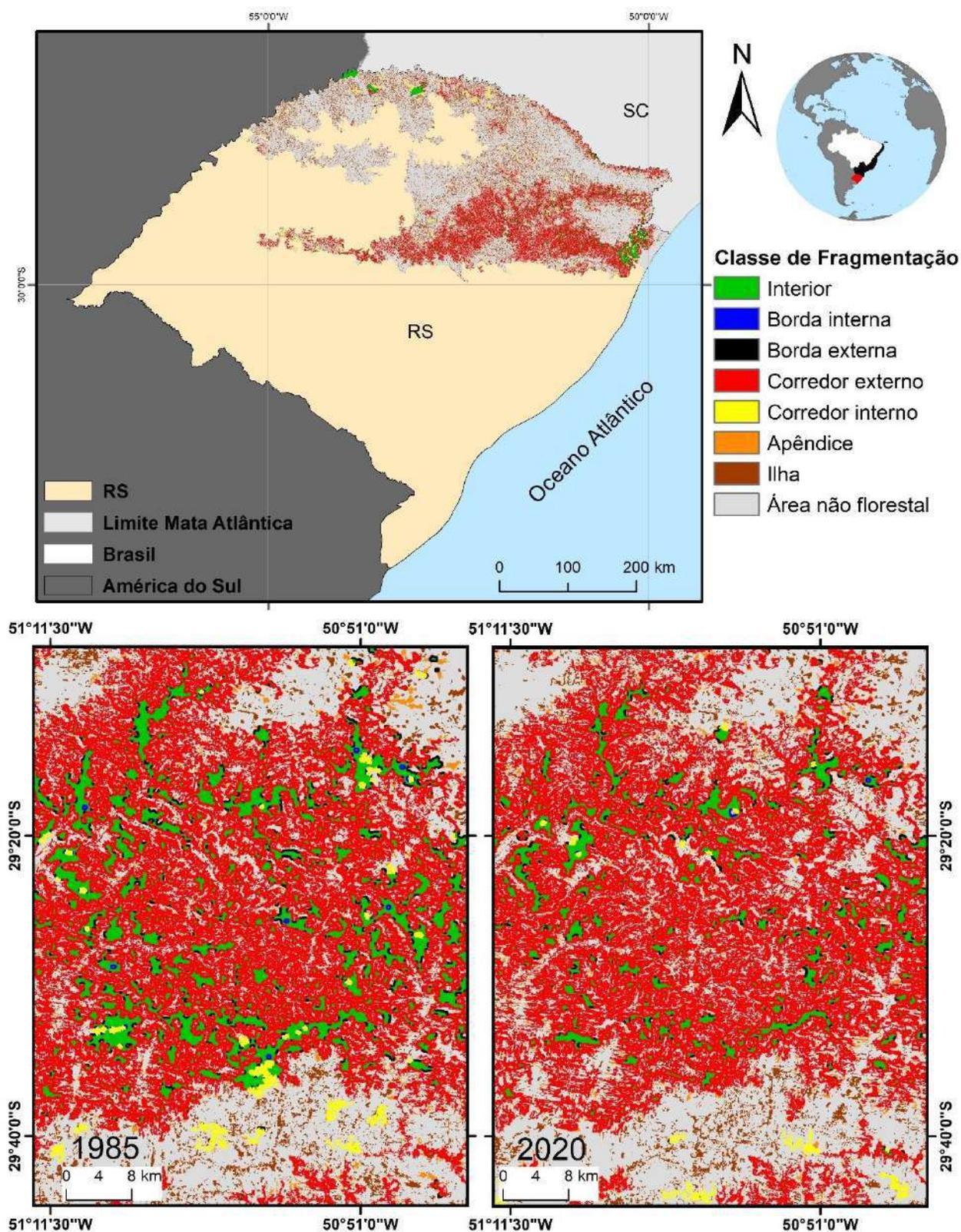


**ANEXO 32** - Mapa da Mata Atlântica do Estado de Santa Catarina (SC) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 33** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado de Santa Catarina para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

**Santa Catarina (SC)**

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	8,240.47	16.8	5,940.93	13.5	120.13	1.1	2.0
Borda Interna	203.26	0.4	148.31	0.3	7.03	0.1	4.7
Borda Externa	1,979.43	4.0	1,392.18	3.2	95.62	0.9	6.9
Corredor Externo	22,917.97	46.8	20,373.57	46.2	4,345.89	40.5	21.3
Corredor Interno	2,692.19	5.5	2,067.09	4.7	461.81	4.3	22.3
Apêndice	2,664.53	5.4	2,510.18	5.7	948.44	8.8	37.8
Ilha	10,239.97	20.9	11,656.47	26.4	4,763.36	44.3	40.9
<b>Total de floresta</b>	<b>48,937.82</b>		<b>44,088.74</b>		<b>10,742.28</b>		



**ANEXO 34** - Mapa da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Sul (RS) classificado em categorias de fragmentação florestal. À esquerda, mapa de fragmentação do RN em 1985, e à direita, em 2020. Sistema de coordenadas geográficas Datum WGS84. Fonte: Próprio autor.

**ANEXO 35** - Classes de fragmentação da Mata Atlântica do Estado do Rio Grande do Sul para: 1985, 2020 e floresta secundária de 1986 a 2020. Distribuição percentual das classes de fragmentação e a área total de floresta (km<sup>2</sup>). Fonte: Próprio autor.

### Rio Grande do Sul (RS)

Classe de Fragmentação	1985		2020		Floresta Secundária (1986 - 2020)		
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	% de floresta secundária em relação a seu total	% de contribuição da floresta secundária a floresta em 2020
Interior	2,313.95	6.8	2,118.12	6.2	76.80	0.8	3.6
Borda Interna	46.58	0.1	48.02	0.1	2.78	0.0	5.8
Borda Externa	690.89	2.0	624.11	1.8	49.79	0.5	8.0
Corredor Externo	16,736.81	49.1	16,925.98	49.9	3,921.36	42.9	23.2
Corredor Interno	913.18	2.7	1,019.86	3.0	239.56	2.6	23.5
Apêndice	1,530.49	4.5	1,479.98	4.4	531.24	5.8	35.9
Ilha	11,867.34	34.8	11,718.38	34.5	4,324.64	47.3	36.9
<b>Total de floresta</b>	<b>34,099.24</b>		<b>33,934.46</b>		<b>9,146.17</b>		