

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

CAROLINE ALVES BATISTA

**DISTRIBUIÇÃO DE BIOMASSA, EFEITO DE BORDA E ESTRUTURA EM ÁREAS
PROTEGIDAS DA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

CAMPO MOURÃO

2022

CAROLINE ALVES BATISTA

**DISTRIBUIÇÃO DE BIOMASSA, EFEITO DE BORDA E ESTRUTURA EM ÁREAS
PROTEGIDAS DA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

**Biomass distribution, edge effect and structure in protected areas of the
Brazilian Atlantic Forest**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentado como requisito para obtenção do título
de Bacharel em Engenharia Ambiental da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Orientador: Prof. Dr. José Hilário Delconte Ferreira.

Coorientador: Prof.^a Dra. Débora Cristina de Souza.

CAMPO MOURÃO

2022



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

CAROLINE ALVES BATISTA

**DISTRIBUIÇÃO DE BIOMASSA, EFEITO DE BORDA E ESTRUTURA EM ÁREAS
PROTEGIDAS DA MATA ATLÂNTICA BRASILEIRA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação
apresentado como requisito para obtenção do título
de Bacharel em Engenharia Ambiental da
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
(UTFPR).

Data de aprovação: 11/abril/2022

José Hilário Delconte Ferreira
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão

Débora Cristina de Souza
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão

Francieli de Fátima Missio
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão

Marcelo Galeazzi Caxambú
Doutorado
Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Campo Mourão

CAMPO MOURÃO

2022

Dedico este trabalho a todos os seres vivos da Mata Atlântica, pela sua resistência e perseverança.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a construção de quem eu sou hoje.

Gostaria de deixar também, o reconhecimento à minha família, Eliana, Dal e Lavínia, pois acredito que sem o apoio e dedicação deles seria muito difícil chegar ao fim desta jornada.

Aos meus orientadores Prof. Dr. José Hilário Delconte Ferreira e Prof.^a Dra. Débora Cristina de Souza por todos os direcionamentos, apoio e paciência empregados no desenvolvimento deste trabalho.

A todos os amigos que contribuíram para minha formação como indivíduo e incentivaram a execução deste estudo, sendo também companheiros em trabalhos acadêmicos e em momentos primordiais de lazer. Em especial Diego Santo, Bruno Torquato e Monique Filgueiras.

Aos professores doutores Francieli de Fátima Missio e Marcelo Galeazzi Caxambú por aceitarem a participação na minha banca e por colaborarem com apontamentos cruciais para a presente pesquisa.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná, a Fundação Araucária e ao CNPq pelo incentivo financeiro em programas de monitoria e de iniciação científica ao decorrer do curso. Ainda, a todos os professores da graduação que proporcionaram conhecimento e experiências fundamentais para a minha conseguinte formação como Engenheira Ambiental. Em especial a Prof.^a Dra. Tatiane Cazarin da Silva.

Enfim, agradeço a todos os que contribuíram e torceram por mim de alguma forma para a realização desta graduação.

A todos, minha gratidão.

O ser humano vive da natureza. Isto significa que a natureza é seu corpo, com o qual ele precisa estar em processo contínuo para não morrer. Que a vida física e espiritual do ser humano está associada à natureza não tem outro sentido do que afirmar que a natureza está associada a si mesma, pois o ser humano é parte da natureza.
(MARX, 1968).

RESUMO

A biomassa acima do solo é considerada um parâmetro importante das florestas, onde sua estimativa contribui para a investigação ecológica, em escalas regionais e globais, e possibilita diversas análises em habitats ameaçados, sob efeito de fragmentação florestal, como o Bioma Mata Atlântica. Dessa forma, visando contribuir com o desenvolvimento da aplicabilidade do sensoriamento remoto e com dados para conservação futura do bioma, o presente estudo teve como objetivo investigar a distribuição de biomassa acima do solo, relacionando efeito de borda, estrutura florestal e métricas de paisagem, em três florestas protegidas pertencentes à Mata Atlântica, sendo elas Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), Reserva Biológica das Perobas (RBP) e Parque Nacional do Iguaçu (PNI). Para isso, fazendo o uso do QGIS v. 3.16., foram utilizados dados de modelos digitais de elevação e imagens MSI/Sentinel-2A, para estimar a biomassa acima do solo, e zoneamento de faixas com **buffers** de 10 metros, totalizando 1.200 metros, seguido pela Estatística Zonal, para mapear o alcance do efeito de borda. Os níveis de biomassa obtidos nas bandas raster e nas faixas foram normalizados variando de 0 (valor mínimo) a 1 (valor máximo). O índice de diversidade de Patton (ID) e a área foram as métricas de paisagem calculadas para apurar a complexidade de forma e o tamanho dos fragmentos. Em geral, os menores valores de biomassa encontraram-se em regiões de borda, de vegetação ripária e herbácea, de lagoas intermitentes, de ocupações antrópicas e de recuperação, à medida que os valores médios para maiores ocorreram em zonas de interior, de contato com alguns cursos d'água e de lagoas intermitentes. As manchas com menor complexidade de forma apresentaram menores efeitos de borda em metade da recuperação de biomassa, com valores de distância de borda e de ID de 240 metros e 1,961 (PEMD), 270 metros e 2,042 (RBP) e 520 metros e 2,911 (PNI); enquanto que o tamanho das áreas de estudo não esteve relacionado ao efeito de borda. Os resultados possibilitaram levantar informações preliminares para o gerenciamento de florestas protegidas de maneira prática, rápida e pouco onerosa, sendo útil em apresentar o comportamento da biomassa florestal e os possíveis limites dos efeitos de borda, e elucidando a complexidade dos fragmentos.

Palavras-chave: sensoriamento remoto; Sentinel-2A; Unidade de Conservação; variação de biomassa acima do solo.

ABSTRACT

The above ground biomass is considered an important parameter of forests, where its estimation contributes to ecological research at regional and global scales, and allows several analyses in threatened habitats, under the effect of forest fragmentation, such as the Atlantic Forest Biome. Thus, aiming to contribute to the development of remote sensing applicability and data for future conservation of the biome, this study aimed to investigate the distribution of above ground biomass, relating edge effect, forest structure and landscape metrics, in three protected forests belonging to the Atlantic Forest, which are Morro do Diabo State Park (MDSP), Perobas Biological Reserve (PBR) and Iguaçu National Park (INP). For this, using QGIS v. 3.16, data from digital elevation models and MSI/Sentinel-2A images were used to estimate aboveground biomass, and band zoning with 10-meter buffers, totaling 1,200 meters, followed by Zonal Statistics, to map the extent of the edge effect. Biomass levels obtained from raster bands and strips were normalized ranging from 0 (minimum value) to 1 (maximum value). Patton's diversity index (DI) and area were the landscape metrics calculated to ascertain the shape complexity and size of the patches. In general, the lowest biomass values were found in regions of edge, riparian and herbaceous vegetation, intermittent ponds, anthropic occupations, and recovery, while the highest average values occurred in areas of interior, contact with some streams and intermittent ponds. Patches with lower form complexity showed lower edge effects in half of biomass recovery, with edge distance and DI values of 240 meters and 1.961 (MDSP), 270 meters and 2.042 (PBR) and 520 meters and 2.911 (INP); while the size of the study areas was not related to the edge effect. The results made it possible to gather preliminary information for the management of protected forests in a practical, fast and inexpensive way, being useful in presenting the behavior of forest biomass and the possible limits of edge effects, and elucidating the complexity of the fragments.

Keywords: remote sensing; Sentinel-2A; Conservation Unit; above ground biomass variation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Perfil esquemático da Floresta Estacional Semidecidual	24
Figura 2 - Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Mista.....	25
Figura 3 - Perfil esquemático da Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre	26
Figura 4 - Representação ilustrativa dos tipos de biomassa vegetal.....	28
Figura 5 - Representação ilustrativa do funcionamento dos sensores passivos e ativos.....	30

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Frequência dos valores de biomassa acima do solo normalizada no Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	41
Gráfico 2 - Frequência dos valores de biomassa acima do solo normalizada na Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	48
Gráfico 3 - Frequência dos valores de biomassa acima do solo normalizada no Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	54
Gráfico 4 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na borda do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	60
Gráfico 5 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na borda da Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	60
Gráfico 6 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na borda do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	60

LISTA DE MAPAS

Mapa 1 - Localização das Unidades de Conservação de estudo.....	32
Mapa 2 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada no Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	40
Mapa 3 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região A do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	42
Mapa 4 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região C do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	43
Mapa 5 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região B do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	44
Mapa 6 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região D do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	47
Mapa 7 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na Reserva Biológica das Perobas (RBP)	48
Mapa 8 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região C da Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	49
Mapa 9 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região A da Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	50
Mapa 10 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região B da Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	51
Mapa 11 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região D da Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	52
Mapa 12 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada no Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	53
Mapa 13 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região A do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	55
Mapa 14 - Zoneamento do Parque Nacional do Iguaçu (PNI).....	55
Mapa 15 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região D do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	56
Mapa 16 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região B do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	58
Mapa 17 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região C do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGB	Above Ground Biomass
APP	Área de Preservação Permanente
APP's	Áreas de Preservação Permanente
BAS	Biomassa Acima do Solo
BASN	Biomassa Acima do Solo Normalizada
BOA	Bottom Of Atmosphere
DAP	Diâmetro à Altura de Peito
DEM	Modelo de Elevação Digital
FES	Floresta Estacional Semidecidual
FI	Fator de Iluminação
FOM	Floresta Ombrófila Mista
FPIF	Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre
ID	Índice de Diversidade de Patton
MSI	Multi Spectral Instrument
nº	Número
PEMD	Parque Estadual Morro do Diabo
PNI	Parque Nacional do Iguaçu
RBP	Reserva Biológica das Perobas
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SWIR	Banda Infravermelha Curta
UICN	União Internacional para a Conservação da Natureza
UC	Unidade de Conservação
UC's	Unidades de Conservação
UHE	Usina Hidrelétrica

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Percentual
ha	Hectares
m	Metros
mm	Milímetros
°C	Grau Celsius
C	Carbono
Mg/ha	Megagramas por hectare
nm	Nanômetros
π	Pi
Cwa	Clima subtropical úmido com inverno seco
Cfa	Clima subtropical úmido sem estação seca
km	Quilômetros
m ²	Metros quadrados
cm	Centímetros
pH	Potencial Hidrogeniônico
Gt	Gigatoneladas

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos.....	17
3	JUSTIFICATIVA.....	18
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
4.1	Fragmentação florestal	19
4.1.1	Unidades de Conservação	20
4.1.2	Métricas de paisagem e efeito de borda	21
4.2	Bioma Mata Atlântica	23
4.2.1	Floresta Estacional Semidecidual.....	23
4.2.2	Floresta Ombrófila Mista	25
4.2.3	Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre	25
4.2.4	Histórico de ocupação territorial do Paraná e de São Paulo	26
4.3	Distribuição de biomassa florestal	28
4.4	Sensoriamento remoto	29
4.4.1	Sentinel-2 e Multi Spectral Instrument	30
4.4.2	Estimativas de biomassa acima do solo	31
5	MATERIAL E MÉTODOS	32
5.1	Caracterização das áreas de estudo.....	32
5.1.1	Parque Estadual Morro do Diabo	32
5.1.2	Reserva Biológica das Perobas.....	33
5.1.3	Parque Nacional do Iguaçu	34
5.2	Biomassa florestal	35
5.2.1	Aquisição dos dados de imagem e de topografia	35
5.2.2	Fator de iluminação e biomassa acima do solo	36
5.3	Efeito de borda	37
5.3.1	Zoneamento das faixas	37
5.3.2	Estatística Zonal.....	37
5.4	Métricas de paisagem	38
5.5	Dados adicionais.....	38
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
6.1	Distribuição de biomassa em florestas protegidas	40

6.1.1	Parque Estadual Morro do Diabo	40
6.1.2	Reserva Biológica das Perobas.....	47
6.1.3	Parque Nacional do Iguaçu	53
6.2	Efeito de borda: influência do tamanho e formato em florestas protegidas	59
7	CONCLUSÃO	66
	REFERÊNCIAS.....	68
	APÊNDICE A - Altura, diâmetro à altura do peito (DAP), forma de vida e substrato de espécies presentes nas áreas de estudo	92
	APÊNDICE B - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD).....	95
	APÊNDICE C - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno da Reserva Biológica das Perobas (RBP).....	97
	APÊNDICE D - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)	99
	ANEXO A - Mapa de vegetação do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)	101

1 INTRODUÇÃO

Mensurar as características biofísicas das florestas, como a biomassa florestal, tem por objetivo documentar sua integridade em diversos aspectos, por exemplo estrutural e diversidade de espécies (GASCON; LAURANCE; LOVEJOY, 2002).

A biomassa acima do solo (BAS), de acordo com Lu (2006) e Yue *et al.* (2017), contempla a massa viva acima do solo, como árvores, arbustos, lianas e herbáceas, e representa o estado de crescimento da vegetação, sendo considerada um dos mais importantes parâmetros das florestas, onde sua estimativa contribui para a investigação ecológica em escalas regionais e globais, tendo sido empregada em estudos sobre o ciclo global do carbono e alterações climáticas (BEHERA *et al.*, 2017; WU *et al.*, 2020).

Em geral, segundo Lu *et al.* (2014), a BAS pode ser calculada através de medições diretas, com amostragem destrutiva (KLINGE *et al.*, 1975), e de medições indiretas, com modelos alométricos (CHAVE *et al.*, 2014) e estimativas por meio do sensoriamento remoto (NAIK; DALPONTE; BRUZZONE, 2021), que relacionam dados de campo de biomassa com a resposta espectral da vegetação através de sensores passivos e/ou ativos (LU *et al.*, 2012; SKOWRONSKI *et al.*, 2014).

Nesse sentido, os métodos diretos fornecem medições reais da quantidade de biomassa, no entanto geralmente despendem trabalho de campo demorados e de alto custo, principalmente em grandes áreas e florestas protegidas (FREITAS; MELLO; CRUZ, 2005; LU, 2006).

Assim, para Ahamed *et al.* (2011) e Lu (2006), o sensoriamento remoto destaca-se nos estudos de cobertura vegetal, sendo valioso para investigações com viés de diagnóstico e monitoramento, uma vez que seu formato digital permite o processamento rápido de uma grande quantidade de dados, com custo relativamente inferior (HENTZ *et al.*, 2014; WILKIE; FINN, 1996), fornecendo informações úteis para a tomada de decisões, especialmente em habitats ameaçados como o da Mata Atlântica (CORLETT, 1995; FREITAS; MELLO; CRUZ, 2005; KANGAS *et al.*, 2000; MYERS *et al.*, 2000).

A vegetação remanescente do bioma Mata Atlântica se encontra extremamente fragmentada (RIBEIRO *et al.*, 2009a), e sua cobertura vegetal original está reduzida a cerca de 28% (REZENDE *et al.*, 2018), o que a classifica como um

hotspot de biodiversidade mundial: área rica em biodiversidade, marcada pela presença de espécies endêmicas, contudo bastante ameaçada (MYERS *et al.*, 2000).

O processo de fragmentação, além da redução da área florestal, gera o efeito de borda, caracterizado pela formação de uma região limítrofe entre o centro do fragmento e seu limite circundante, relacionando-se com diversos fatores que influenciam na complexidade de forma desses fragmentos, cuja consequência se reflete em mudanças abióticas e perdas de origem biótica (COLLINGE, 2009; HARDWICK *et al.*, 2015; LAURANCE, 2000; LAURANCE *et al.*, 2017; MURCIA, 1995).

Em um cenário marcado pela expansão das atividades antrópicas, que intensificam as pressões sobre áreas com vegetação, as Unidades de Conservação (UC's), 24,6% delas pertencentes ao bioma Mata Atlântica (MATTAR *et al.*, 2018), surgem com o objetivo de diminuir os impactos sobre a biodiversidade, mantendo remanescentes de áreas naturais de forma menos alterada possível (BRASIL, 2000).

No território brasileiro, a maioria das pesquisas de modelagem de biomassa acima do solo a partir do sensoriamento remoto foram realizados na Floresta Amazônica (ALMEIDA *et al.*, 2019; DEBASTIANI *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020), com poucas voltadas para modelagem de biomassa em grandes áreas na Mata Atlântica; vale ressaltar Barbosa *et al.* (2014) que elaboraram uma metodologia para estimar a biomassa acima do solo por meio da integração de imagens Landsat com o modelo de elevação digital (DEM).

Diante do exposto, o trabalho traçou um estudo de distribuição de biomassa, relacionando efeito de borda e estrutura, em três áreas de florestas protegidas pertencentes à Mata Atlântica, sendo elas Unidades de Conservação, visando contribuir com o desenvolvimento da aplicabilidade do sensoriamento remoto e com dados para conservação futura do bioma.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Investigar a distribuição de biomassa acima do solo relacionando ao efeito de borda, estrutura florestal e métricas de paisagem em florestas protegidas pertencentes ao bioma Mata Atlântica.

2.2 Objetivos específicos

- Estimar a biomassa viva acima do solo em três Unidades de Conservação;
- Mapear o alcance do efeito de borda de cada área de estudo;
- Mensurar métricas de paisagem;
- Relacionar a biomassa estimada com dados de campo da flora de cada mancha de estudo; e
- Comparar as características do efeito de borda entre os diferentes fragmentos em estudo.

3 JUSTIFICATIVA

Diferentes fatores justificam este trabalho, sendo eles: a semelhança entre o ambiente de estudo e o da metodologia empregada (BARBOSA *et al.*, 2014), as poucas pesquisas acerca do potencial de uso de modelagem preexistente (FEKETY *et al.*, 2018; YU *et al.*, 2012), a importância das UC's para conservação da biodiversidade em áreas remanescentes (BRASIL, 2000) e as atividades de campo demoradas, de alto custo e sujeitas a restrições legais envolvidas nos métodos diretos de medição de biomassa e nas modelagens de florestas protegidas (FREITAS; MELLO; CRUZ, 2005; LU, 2006).

O presente trabalho, portanto, é de suma importância para agregar resultados preliminares práticos, pouco onerosos e de rápido processamento em levantamentos investigativos da estrutura florestal que auxiliarão trabalhos futuros nessa área (HENTZ *et al.*, 2014; WILKIE; FINN, 1996), fornecendo informações úteis para gerenciamento e a tomada de decisões em florestas protegidas, especialmente em habitats ameaçados como o da Mata Atlântica (CORLETT, 1995; FREITAS; MELLO; CRUZ, 2005; KANGAS *et al.*, 2000; MYERS *et al.*, 2000).

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 Fragmentação florestal

A fragmentação florestal pode ser definida, de maneira geral, como um processo pelo qual uma área contínua de cobertura vegetal nativa é reduzida em porções menores e descontínuas, isoladas umas das outras por uma matriz diferente da original, modificando assim a sua composição em escala de paisagem (COLLINGE, 2009; FAHIG, 2002; WILCOVE; MCLELLAN; DOBSON, 1986).

Diante disso, são formados fragmentos amplos com diversidade de tamanho, forma, grau de isolamento e histórico de perturbações, que são capazes de vir a comprometer a conservação da biodiversidade (COLLINS *et al.*, 2017; OLIVEIRA; GRILLO; TABARELLI, 2004).

A degradação que ocorre no ecossistema florestal, intrínseca no processo de fragmentação, é causada principalmente pelas alterações entre espécies, extinções locais, colapso da biomassa e invasão de espécies exóticas; apresenta como principais consequências: efeito de borda, perda de habitat, uso do solo na matriz do entorno, caça e coleta nos fragmentos florestais remanescentes (BIERREGAARD JÚNIOR *et al.*, 2001; TABARELLI; GASCON, 2005).

Esses fatores de degradação resultantes podem agir de forma combinada ou sinérgica, potencializando os efeitos individuais de cada um deles (FAHIG, 2002; TABARELLI; SILVA; GASCON, 2004), por exemplo, os fragmentos florestais não apenas detêm um número reduzido de espécies de árvores (SANTOS *et al.*, 2008), mas possuem desproporcionalmente menos árvores do dossel e emergentes que são afetadas pelas taxas de mortalidade dos indivíduos adultos (LAURANCE *et al.*, 2000), por questões antrópicas como extração madeireira e incêndios florestais (VERÍSSIMO *et al.*, 1995), e/ou fatores ecológicos, como: sobreposição de nicho com espécies de plantas exóticas e invasoras, competição por luz e ciclo de vida (COCHRANE *et al.*, 1999; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999); da mesma forma que outros declínios são esperados em consequência da eliminação dos vertebrados dispersores (MELO; DIRZO; TABARELLI, 2006; SILVA; TABARELLI, 2000).

Em florestas tropicais, árvores emergentes e de grandes dosséis são reprodutivamente dominantes e influenciam fortemente a estrutura, composição e

armazenamento de carbono, ou seja, produção de biomassa, além de serem fontes cruciais de frutas, flores e abrigo para populações de animais (CLARK; CLARK, 1995; LAURANCE *et al.*, 2000; RICHARDS, 1996).

Mediante a esse contexto, os remanescentes com grandes áreas de extensão são de suma importância, uma vez que suportam populações maiores, o que protege as espécies das variações demográficas e genéticas associadas às populações pequenas (GILPIN; SOULÉ, 1986; TABARELLI; GASCON, 2005), e servem de fonte para a recolonização de fragmentos menores ou do habitat matriz (HEWITT *et al.*, 2019; HOLLAND; BENNET, 2010; VENTICINQUE; FOWLER, 2001).

Ainda, pequenos remanescentes também contribuem para a conservação da biodiversidade, pois podem proporcionar a ocorrência de metapopulações, onde ocorre a movimentação de indivíduos entre fragmentos de tamanhos variados, e fornecer conexões, que favorecem possíveis fragmentos isolados, atuando de forma semelhante aos corredores ecológicos (ANJOS, 1998; PATRÍCIO; FERREIRA; COUTO, 2019).

Nesse sentido, a criação de áreas protegidas de diversos tamanhos, através das Unidades de Conservação (UC's), é uma importante estratégia para a proteção da biodiversidade contra as pressões originadas pelas atividades antrópicas (GASTON *et al.*, 2008), pois podem constituir a base para a restauração dos atributos da biodiversidade em regiões com altos níveis de desmatamento, como nos **hotspots** mundiais da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; TABARELLI; GASCON, 2005).

4.1.1 Unidades de Conservação

Unidade de Conservação (UC) é o termo utilizado pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), criado pela Lei nº 9.985 de 2000, para designar o que, internacionalmente, é reconhecido como áreas protegidas, e consiste em espaços territoriais e seus recursos ambientais com características naturais relevantes, legalmente instituídos pelo Poder Público, detendo objetivos de conservação e limites bem definidos (BRASIL, 2000).

O SNUC fornece mecanismos legais para implantação e gestão dessas áreas nas três esferas de governo e pela iniciativa privada, dividindo-as de acordo com seus objetivos de manejo e de tipos de uso em dois grupos: as de proteção integral, que objetivam preservar a natureza e admitem apenas o uso indireto dos seus atributos naturais, sendo livres de alterações causadas por interferência humana; e as de uso

sustentável, que visam compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (BRASIL, 2000).

De acordo com Rezende *et al.* (2018), apenas 30% da cobertura vegetal remanescente da Mata Atlântica está localizada em áreas protegidas, das quais 9% são de proteção integral, equivalente às categorias I-IV da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN), e 21% de uso sustentável, comparáveis às categorias V e VI, estando os outros 70% sujeitos a intervenção e desmatamento em situações específicas, por estarem protegidos por outras medidas de conservação estipuladas pela legislação brasileira (BRASIL, 2006; BRASIL, 2012) – há uma dívida de aproximadamente 7.175.074 ha de vegetação de Mata Atlântica nas margens de cursos d'água que deveriam ser restauradas para estar de acordo com o Art. 4º da Lei nº 12.651 de 2012, que preconiza as Áreas de Preservação Permanente (APP's) (BRASIL, 2012; INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES, 2022; REZENDE *et al.*, 2018).

4.1.2 Métricas de paisagem e efeito de borda

A ecologia da paisagem considera que os padrões dos elementos do cenário influenciam significativamente nos processos ecológicos (TURNER, 1989; TURNER, 2005), pois intervenções nos padrões de paisagem comprometem sua funcionalidade, interferindo em processos ecológicos necessários para a permanência de uma população, manutenção da biodiversidade e saúde do ecossistema (MCGARIGAL, 2002; WITH, 1999).

Dessa forma, a utilização de métricas de paisagem é importante para expor a relação entre padrões espaciais e processos ecológicos (METZGER, 2003) por meio de um resumo escalar referente a estrutura de paisagem, mensurando características espaciais específicas de manchas, classes de manchas ou mosaicos de paisagem inteiros, como tamanho, forma, área de núcleo, métricas de borda e conectividade (MCGARIGAL, 2002; METZGER, 2001; WALZ, 2011).

Dentre os parâmetros envolvidos na quantificação da estrutura da paisagem, de acordo com McGarigal e Marks (1995), a área de um fragmento pode ser apontada como a unidade mais importante, pois ela serve de alicerce para o cálculo de diversos outros índices, relacionando-se diretamente com o espaço disponível para a instauração e o desenvolvimento de espécies de fauna e flora e, por isso, desempenha papel fundamental nas diversas funções ecológicas, como por exemplo, a sua

capacidade de abrigar maior variabilidade de espécies (MUNGUÍA-ROSAS; MONTIEL, 2014).

A complexidade de forma dos fragmentos florestais, por sua vez, relaciona-se diretamente com o efeito de borda e pode ser interpretada com o auxílio do índice de diversidade de Patton, pois quanto maior o valor do índice, maior a complexidade dos fragmentos, onde manchas irregulares e com reduzida área de núcleo detêm maior proporção entre área de borda e seu interior, ocorrendo uma inclinação à dedução de espécies sensíveis a variações ambientais por espécies especialistas de habitats de borda, causando modificações nos processos ecológicos; em contrapartida, manchas mais regulares, com menores valores de Patton, tendem à maior diversidade de espécies, mais espaço para habitats e maior disponibilidade de alimento (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; MURCIA, 1995; PATTON, 1975; ROCHA *et al.*, 2016).

O efeito de borda se caracteriza pela formação de uma região limítrofe entre o núcleo do fragmento e seu limite circundante, cuja consequência se reflete em mudanças abióticas, como umidade e temperatura do ar, maior radiação solar, aumento dos riscos de erosão e assoreamento dos cursos d'água; e perdas de origem biótica, como da biodiversidade microbológica do solo, da fauna e flora, com a entrada de espécies invasoras (COLLINGE, 2009; HARDWICK *et al.*, 2015; LAURANCE, 2000; LAURANCE *et al.*, 2017; MURCIA, 1995).

Segundo Murcia (1995), mudanças na abundância e distribuição de espécies, características do efeito de borda biológico direto, são causadas pelas condições físicas próximas da borda que afetam diretamente a estrutura da floresta, delineada pelas tolerâncias fisiológicas das espécies às regiões de borda, de transição borda/núcleo e de núcleo.

No viés da biomassa, na borda, a densidade de árvores é geralmente alta, mas composta por indivíduos de pequeno porte, baixo diâmetro e altura do caule (ERDOS *et al.*, 2018; SANTANA *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2019) e por dominância de espécies exigentes de luz com alto crescimento e baixas taxas de sobrevivência (BRAGION *et al.*, 2018; MAGNAGO *et al.*, 2015), acarretando em menores valores de biomassa acima do solo (BAS). Em contraste, conforme a distância vai se aproximando do interior da floresta, cada vez mais prevalecem condições sombreadas e úmidas que favorecem a dominância de espécies de vida longa, as quais crescem lentamente, mas atingem alturas mais altas e diâmetros de caule maiores,

consolidando valores de BAS maiores (BRAGION *et al.*, 2018; SANTANA *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2019).

4.2 Bioma Mata Atlântica

O Bioma Mata Atlântica se encontra extremamente fragmentado, onde 46% dos remanescentes estão a 100 metros ou menos de seus limites, sofrendo forte efeito de borda (RIBEIRO *et al.*, 2009a), e sua cobertura vegetal original está reduzida a cerca de 28% (REZENDE *et al.*, 2018), o que o classifica como um **hotspot** de biodiversidade mundial: área rica em biodiversidade, marcada pela presença de espécies endêmicas, contudo bastante ameaçada (MYERS *et al.*, 2000).

Apresenta-se bastante heterogênea em composição com ampla diversificação ambiental, advinda principalmente da grande variação geográfica ao longo da sua área de ocorrência, que inclui amplas latitudes (5°N a 33°S), longitudes (35°O a 52°O) e altitudes (0 a 2.900 m), englobando um gradiente climático em precipitação média anual que varia de 800 a 3.600 mm, e temperaturas médias anuais que oscilam de 15 a 25 °C, assim como mudanças abruptas nos tipos de solo, que influenciam na distribuição das espécies e comunidades biológicas (MANTOVANI, 2003; MARQUES; SWAINE; LIEBSCH, 2011; STEHMANN *et al.*, 2009; TABARELLI *et al.*, 2005).

Em território brasileiro, esse bioma detém cinco regiões fitoecológicas: Ombrófila Densa, Ombrófila Aberta, Ombrófila Mista, Estacional Decidual e Estacional Semidecidual; além das áreas de Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Entre elas, nas áreas de estudo da presente pesquisa, destacam-se Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista.

4.2.1 Floresta Estacional Semidecidual

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012a), a vegetação majoritária nas áreas das UC's do presente estudo é classificada como Floresta Estacional Semidecidual (FES), fitofisionomia marcada por intensa seca hiberna e por intensas chuvas de verão, na zona tropical, e por clima sem período seco e inverno com temperaturas médias mensais inferiores a 15 °C, que determinam

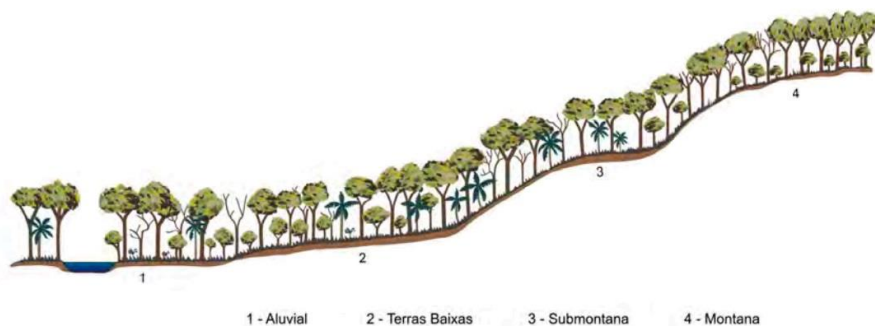
repouso fisiológico e queda parcial da folhagem, na zona subtropical (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b).

Essa alternância de estações associada à deficiência hídrica e queda de temperatura afeta o comportamento fenológico de algumas espécies dessa fisionomia, onde entre 20 e 50% dos indivíduos podem ser caducifólios, perdendo suas folhas na estação seca do ano (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b).

Além do déficit hídrico, as áreas de FES apresentam fatores edáficos específicos, ou seja, características físicas e químicas preferíveis relacionadas ao solo, estando associadas, principalmente, a solos ricos em nutrientes (MEIR; PENNINGTON, 2011; VARGAS; ALLEN, 2008). Nas áreas tropicais, encontram-se em solos areníticos distróficos, sendo composta por plantas de porte médio variando entre 20 e 30 metros de altura (mesofanerófitos), enquanto que em áreas subtropicais, ocorrem sob solos basálticos eutróficos, com plantas de alto porte variando entre 30 e 50 metros de altura (macrofanerófitos) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b).

Para essa formação vegetal, as temperaturas médias podem variar entre 15 e 21 °C e a precipitação média anual entre 1.000 e 1.900 mm, ocorrendo em altitudes que oscilam desde 5 a 2.000 m, dividindo-se nas formações Aluvial (0 m), Terras Baixas (5-200 m), Submontana (100-600 m) e Montana (600-2.000 m) (Figura 1) (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b; RODERJAN *et al.*, 2002).

Figura 1 - Perfil esquemático da Floresta Estacional Semidecidual



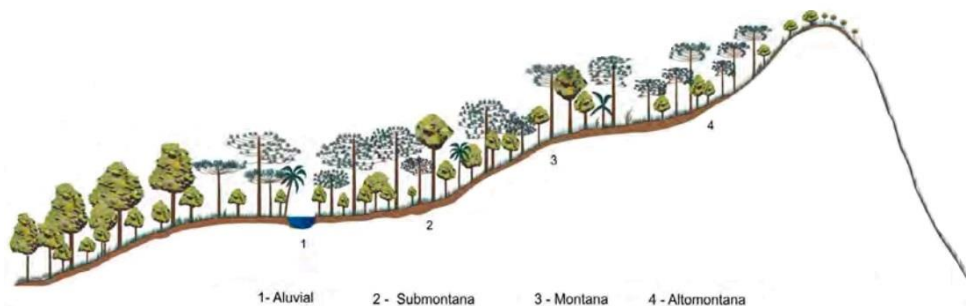
Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012b, p. 96)

4.2.2 Floresta Ombrófila Mista

As áreas de estudo também possuem a fisionomia Floresta Ombrófila Mista (FOM), que se distribui em regiões com temperaturas médias de 18 °C e inferiores a 15 °C nos meses mais frios, com precipitação média entre 1.500 e 2.000 mm anuais (FRITZSONS; WREGE; MANTOVANI, 2018).

Essa formação é conhecida como Floresta com Araucária devido à presença da espécie dominante *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no dossel, sendo encontrada em planaltos da região Sul e em altitudes elevadas da Serra do Mar e Serra da Mantiqueira, desde regiões aluviais com altitudes de 200 m, até altitudes superiores a 1.500 m, dividida em quatro grupos: Aluvial (0 m), Submontana (<400 m), Montana (400-1.000 m) e Alto-Montana (>1.000 m) (Figura 2), além de apresentar uma maior diversidade florística em relação à FES (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b; RODERJAN *et al.*, 2002; WREGE *et al.*, 2016).

Figura 2 - Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Mista



Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012b, p. 83)

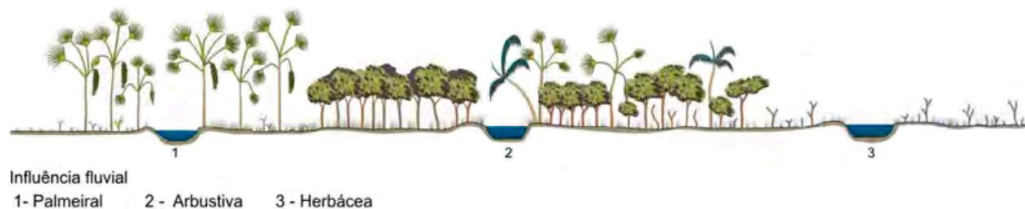
4.2.3 Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre

As áreas de Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre (FPIF), também conhecidas pelas denominações de banhados, planícies de inundação, brejos ou várzeas, destacam-se no presente estudo e constituem comunidades vegetais das planícies aluviais que retratam os efeitos das inundações nos cursos d'água e/ou das depressões permanentemente alagadas (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b). Nessas regiões aluviais, de acordo com a quantidade de água acumulada e o tempo de permanência na área, as comunidades vegetais vão desde a pantanosa criptofítica (hidrófitos) até os terraços alagáveis temporariamente de terófitos, geófitos e caméfitos (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2012b).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012b), os gêneros *Typha*, *Cyperus* e *Juncus* predominam nas depressões brejosas em todo o território brasileiro, enquanto que nas planícies alagáveis mais bem-drenadas ocorrem comunidades campestres e os gêneros *Panicum* e *Paspalum* dominam em meio ao caméfito do gênero *Thalia*, e nos terraços mais enxutos dominam famílias pioneiras, como Solanaceae, Asteraceae e Myrtaceae.

Segundo Roderjan *et al.* (2002), as formações herbáceas flúvio-lacustres são representadas principalmente por espécies de Cyperaceae, Poaceae e Typhaceae, esta última cosmopolita das regiões tropicais e subtropicais do sul do Brasil. Ainda, espécies arbóreas podem ocorrer de forma esparsa nessa região fitoecológica, dando início à colonização destes ambientes nas planícies litorâneas, como *Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC. e *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, e nos planaltos interioranos, como *Erithryna crista-galli* L. (Figura 3) (RODERJAN *et al.*, 2002).

Figura 3 - Perfil esquemático da Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre



Fonte: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012b, p. 139)

4.2.4 Histórico de ocupação territorial do Paraná e de São Paulo

Desde o ano de 1500, quando os primeiros europeus chegaram no litoral brasileiro, as florestas têm sido constantemente alteradas; mais recentemente, a expansão da agricultura, a agroindústria, as pastagens e a urbanização têm sido as principais causas da perda da biodiversidade pela redução das reservas naturais (DEAN, 1996; MIRANDA; MATTOS, 1992; RIBEIRO *et al.*, 2009a; RIBEIRO *et al.*, 2011).

O processo de apropriação e ocupação das terras que atualmente integram a região do Pontal do Paranapanema, no estado de São Paulo, deu-se, inicialmente, através da extração madeireira e, posteriormente, pelas culturas de café e de algodão e atividades pecuárias, além dos últimos avanços no cultivo de cana-de-açúcar em grandes extensões, que somados à lógica de ocupação da maioria dos governantes locais desprovida de quaisquer ideais conservacionistas, ocasionaram na supressão

quase total da cobertura original, onde restam apenas pequenos e dispersos fragmentos (LEITE, 1998; INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO, 1998; OLIVEIRA, 2021).

Segundo a Fundação SOS Mata Atlântica (2021), restam 16,2% da cobertura original do bioma no estado de São Paulo, e o Pontal do Paranapanema, região onde se insere o Parque Estadual Morro do Diabo, não foge à tendência de estabelecimento das atividades antrópicas e apresenta 10,2% de cobertura florestal da Mata Atlântica, em contraposição aos 96% de 1945 (LEITE, 1998; OLIVEIRA, 2021).

O estado do Paraná, que chegou a ter mais de 80% do território composto por florestas, também sofreu com a ocupação humana e as mudanças no uso do solo, principalmente em virtude da intensa ocupação ocorrida a partir da década de 1930 por atividades colonizadoras, fato que reduziu a sua cobertura florestal para pouco menos de 13,1% da original (BALD; PETRY; CORDEIRO, 2021; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2021; GUBERT FILHO, 2010; RIBEIRO *et al.*, 2009a; SERRA, 1992).

De acordo com Ferretti *et al.* (2016), as áreas de FES, localizadas nas regiões norte e oeste do estado, sofreram impactos ainda mais intensos, pois permanecem apenas 3,4% da cobertura original desta unidade fitogeográfica, distribuídos em fragmentos de floresta secundária de tamanhos variados (BALD; PETRY; CORDEIRO, 2021).

Dentre as formações florestais brasileiras, a FES foi a que mais sofreu desmatamento em larga escala, principalmente em regiões onde solo e topografia favoreceram atividades agropecuárias, devido sua abundância de espécies arbóreas de alto valor econômico, como *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. (peroba), *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos (ipê-roxo), *Hymenaea courbaril* L. (jatobá) e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (angico) (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

Atualmente, as práticas de desmatamento estão mais habitualmente relacionadas à conversão de florestas tropicais em agriculturas e/ou pastagens (LEVIS *et al.*, 2020), e apesar da maior parte dessa transformação ser impulsionada pelo aumento da disponibilidade de áreas para a produção de alimentos (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2020), a perda de habitat natural também pode contribuir negativamente no processo produtivo, acarretando, por exemplo, na redução de rendimento das culturas, devido ao declínio

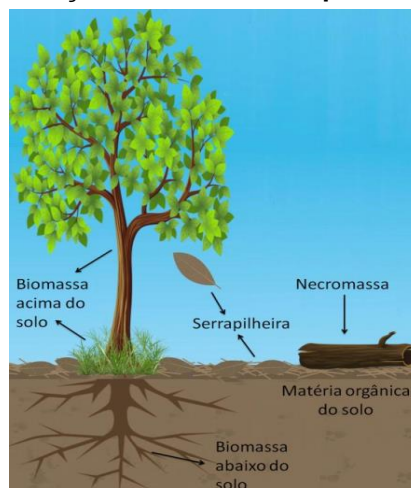
da abundância de polinizadores, e na diminuição de disponibilidade hídrica, devido às mudanças no uso da terra (FITTON *et al.*, 2019; SATURNI; JAFFÉ; METZGER, 2016).

4.3 Distribuição de biomassa florestal

A distribuição de biomassa florestal pode ser definida como um padrão espacial que representa as medidas quantitativas de biomassa vegetal ao longo de um gradiente ambiental, onde os valores são representados de acordo com a localização geográfica (LEGENDRE; FORTIN, 1989; MCGARIGAL, 2002). Em síntese, estimar a biomassa, seja em escalas locais ou regionais, contribui para a compreensão de sua aplicabilidade em processos ambientais e sustentabilidade (FOODY, 2003; LU, 2006).

A biomassa vegetal é o resultado do balanço de massa entre a taxa de ganho, devido à produtividade primária, e de perdas decorrentes da respiração e da mortalidade (ALVES *et al.*, 2010; MALHI *et al.*, 2004), e contempla, conforme ilustrado na Figura 4, a biomassa viva acima do solo (BAS), que abrange troncos, galhos, copa, flor, fruto e folhas; a biomassa viva abaixo do solo, que inclui raízes com diâmetro superior a 2 mm; e a biomassa morta acima do solo, representada pela necromassa e pela serrapilheira (LIMA, 2021; LU, 2006; QURESHI; PARIVA; HUSSAIN, 2012); cabe ressaltar que devido à dificuldade envolvida na coleta de dados de campo de biomassa abaixo do solo, a maioria das pesquisas concentra-se na BAS (LU, 2006).

Figura 4 - Representação ilustrativa dos tipos de biomassa vegetal



Fonte: Lima (2021, p. 25)

Os remanescentes florestais, por sua vez, atuam como reservatórios e fontes de carbono (C) e nutrientes, uma vez que absorvem grandes quantidades de C pelo processo de fotossíntese, estocando-o em forma de biomassa (CARVALHO *et al.*, 2010). As florestas tropicais e subtropicais detêm concentração de C em sua biomassa variando entre 46% e 52% (BROWN, 1997; SAATCHI *et al.*, 2011), valores que podem atingir níveis de densidade de biomassa entre 200 e 300 Mg/ha (BACCINI *et al.*, 2012; PAN *et al.*, 2011).

No que tange a Mata Atlântica, seus fragmentos apresentam valores estimados de biomassa, em média, superiores a 100 Mg/ha, variando entre 112,5 Mg/ha e 295,6 Mg/ha (FERREIRA, 2020; RIBEIRO *et al.*, 2009b; TORRES *et al.*, 2013; VOGEL; SCHUMACHER, 2006), e visando a estimativa desses valores, o campo da geoestatística utiliza a autocorrelação com intuito de explorar e descrever a variação espacial em dados de sensoriamento remoto e terrestres (CURRAN; ATKINSON, 1998; MCGARIGAL, 2002).

4.4 Sensoriamento remoto

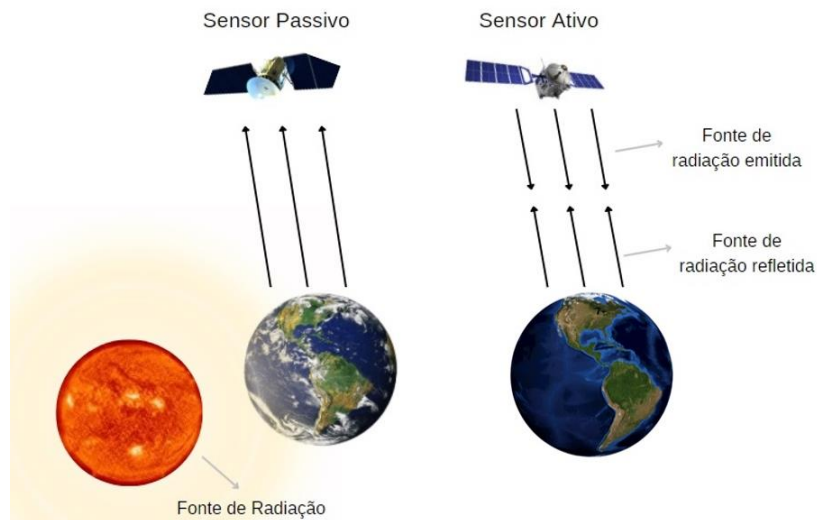
O sensoriamento remoto é definido pelo conjunto de técnicas que permitem a aquisição de imagens à distância sobre a superfície terrestre, através da análise de sua energia eletromagnética refletida, emitida ou retroespalhada, coletadas por sensores aéreos (Radar e Lidar) e orbitais (satélites), detectando e mensurando as mudanças que o objeto impõe ao campo circundante (ELACHI; ZYL, 2021; SLATER, 1980).

Essa aplicação é baseada nas variações do comprimento de onda advindas da transmissão de radiação eletromagnética de alvos na superfície terrestre, como vegetação, água e solo, de acordo com suas características biofísicas e químicas (LIMA, 2021; SCURLOCK; PRINCE, 1993). Quanto à vegetação, seu comportamento espectral encontra-se no espectro eletromagnético, compreendido entre a região do visível e do infravermelho (PONZONI *et al.*, 2012).

Os sensores, por sua vez, são dispositivos capazes de detectar e registrar a radiação eletromagnética de alvos em determinada faixa do espectro, e de gerar informações passíveis de interpretação, sendo divididos em ativos ou passivos (MOREIRA, 2001).

Os passivos, como os multiespectrais, adquirem dados de mais de uma região do espectro eletromagnético e fazem uso do Sol como fonte de radiação, todavia estão sujeitos à interferência das condições meteorológicas na obtenção de imagens, enquanto que os ativos, como os radares, captam dados produzindo uma fonte de energia própria na região de micro-ondas (Figura 5) (FLORENZANO, 2007; VAN DER SANDEN, 1997).

Figura 5 - Representação ilustrativa do funcionamento dos sensores passivos e ativos



Fonte: Autoria própria (2022)

Um sensor multiespectral é um instrumento que mede a radiação eletromagnética refletida da área visualizada simultaneamente para várias faixas de comprimento de onda, ou seja, para várias bandas, em que cada faixa é um intervalo do espectro eletromagnético no qual a energia refletida média é mensurada; cada banda está vinculada com características específicas da superfície, como por exemplo as bandas na faixa do infravermelho estão relacionadas ao tipo de estabilidade da vegetação, fazendo com que a aplicabilidade de um sensor multiespectral dependa das bandas para as quais o sensor foi projetado (JANSSEN; HUURNEMAN, 2001; LIMA, 2021; PONZONI *et al.*, 2012).

4.4.1 Sentinel-2 e Multi Spectral Instrument

Dentre os sensores e satélites utilizados para a estimativa de BAS, o sensor multiespectral – Multi Spectral Instrument (MSI) –, presente no satélite Sentinel-2, destaca-se devido à sua alta resolução espacial e espectral, com pixels variando de 10 a 60 metros, comprimento de onda central de 443 a 2.190 nm e 13 bandas,

possibilitando maior distinção de alvos (BATTUDE *et al.*, 2016; DRUSCH *et al.*, 2012; PANDIT; TSUYUKI; DUBE, 2018), principalmente em florestas tropicais úmidas, como a Mata Atlântica, onde há complexidade na estrutura vegetativa e variedade na composição de espécies (FOODY *et al.*, 2001; LU *et al.*, 2005).

O grande potencial da alta resolução espacial e temporal do instrumento MSI/Sentinel-2 têm sido demonstrado em diversos estudos, onde é considerado como uma alternativa aos dados que geralmente são inacessíveis, seja pelo custo ou pela inexistência destes para a área de interesse (BATTUDE *et al.*, 2016; LIMA, 2021; PANDIT *et al.*, 2018), e enquanto sua configuração espectral é comparável à de alguns satélites comerciais como o WorldView-2 e o RapidEye, em razão da presença de bandas **red-edge**, ele é ainda mais aprimorado, pois detém bandas infravermelhas curtas (SWIR), em que ambas as regiões do espectro são aplicáveis em estudos de vegetação (RAMOELO *et al.*, 2014; PANDIT *et al.*, 2018).

4.4.2 Estimativas de biomassa acima do solo

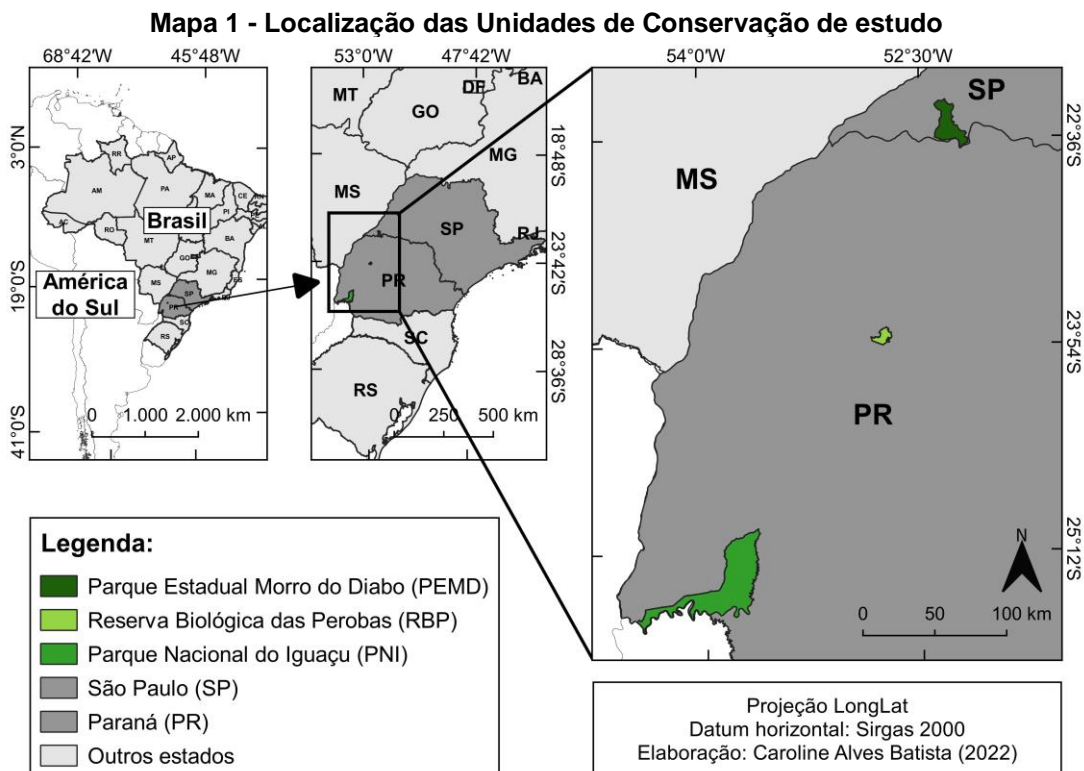
No Brasil, a maioria das pesquisas de estimativas de BAS, com técnicas de sensoriamento remoto, concentram-se na Amazônia utilizando imagens de satélite e/ou Radar e/ou Lidar (ALMEIDA *et al.*, 2019; DEBASTIANI *et al.*, 2019; OLIVEIRA *et al.*, 2020), havendo poucas desenvolvidas na Mata Atlântica em grande escala, utilizando apenas o uso de sensores passivos (BARBOSA *et al.*, 2014).

Nesse bioma, o foco encontra-se em ajustes e melhorias dos modelos alométricos, que predizem biomassa por meio da extrapolação de dados mensurados em campo, como diâmetro do tronco e altura (CYSNEIROS *et al.*, 2021; FONSÊCA *et al.*, 2020; LINDNER; SATTTLER, 2012); em modelos híbridos, onde há integração de sensores passivos e Radar/Lidar (BECKNELL *et al.*, 2018); e em uso de imagens satélites para modelagem em pequenas escalas (SILVEIRA *et al.*, 2021). Logo, Barbosa *et al.* (2014) se destacam por terem desenvolvido uma metodologia em grande escala capaz de estimar a BAS na Mata Atlântica por meio da integração de imagens Landsat com o DEM.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterização das áreas de estudo

As áreas de estudo, demonstradas no Mapa 1, compreendem três Unidades de Conservação de Proteção Integral, partes integrantes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), instituído pela Lei nº 9.985 de 2000 (BRASIL, 2000), sendo elas: Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), Reserva Biológica das Perobas (RBP) e Parque Nacional do Iguaçu (PNI).



Fonte: Autoria própria (2022)

5.1.1 Parque Estadual Morro do Diabo

A primeira, denominada Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD), anteriormente categorizada como reserva, foi transformada em parque pelo Decreto Estadual nº 25.342 de 1986 e localiza-se no município de Teodoro Sampaio sobre a bacia hidrográfica do Paranapanema, no sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 22° 27' a 22° 40'S e 52° 10' a 52° 22'O, abrangendo uma área de aproximadamente 33.845 hectares (SÃO PAULO, 1986).

De acordo com Instituto Florestal (2006), a área detém a tipologia climática Cwa, representativa de clima tropical com inverno seco e verão úmido, que apresenta temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C e ocorrência, no oeste de São Paulo, com precipitação anual entre 1.100 e 1.300 mm.

Abrange majoritariamente o bioma Mata Atlântica, onde a fitogeografia predominante é a Floresta Estacional Semidecidual (FES) (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), onde destacam-se *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. (perobas), *Cedrella fissilis* Vell. (cedros) e *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl (pau-marfim). O PEMD também apresenta fragmentos de cerradão e Cerrado, além da presença de espécies características da Caatinga (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

A espécie símbolo do parque é o mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823), classificada como ameaçada de extinção na categoria Em Perigo da UICN, caracterizando o PEMD como uma área importante para a manutenção populacional desta espécie (INSTITUTO FLORESTAL, 2006; INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES, 2022; REZENDE *et al.*, 2020).

O seu relevo é uniforme, suave ondulado e de drenagem de baixa densidade com vales abertos e planícies aluviais, onde o ponto mais alto da região é o Morro do Diabo com 599,5 metros, e a maioria dos solos presentes são originários do arenito Bauru, sendo os tipos predominantes o Latossolo Vermelho Distrófico e Argissolo Vermelho Distrófico (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

5.1.2 Reserva Biológica das Perobas

A segunda área, Reserva Biológica das Perobas (RBP), localiza-se entre as coordenadas 23°47' a 23° 54'S e 52°41' a 52°50'O, nos municípios de Tuneiras do Oeste e Cianorte, no noroeste do Paraná, com uma área de 8.716 hectares, sob as bacias hidrográficas do Ivaí e do Piquiri (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013).

A tipologia climática da região é Cfa, de acordo com Köeppen, caracterizada como subtropical úmido mesotérmico, constitui temperaturas superiores a 22 °C no verão, temperatura média de 21,7 °C e pluviosidade média de 1.353 mm (ALVARES *et al.*, 2013; NITSCHKE *et al.*, 2019).

Seguindo a classificação proposta por Roderjan *et al.* (2002), há presença majoritária da formação fitogeográfica Floresta Estacional Semidecidual, onde encontram-se perobas, *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., cedros, *Cedrella fissilis* Vell., e palmitos, *Euterpe edulis* Mart., com enclave de Floresta Ombrófila Mista, diferenciando-se pela ocorrência do pinheiro-do-paraná, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, e manchas do cerrado (CASTELLA; BRITZ, 2004; DETTKE *et al.*, 2018; INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013).

Em relação ao solo, este é derivado do Arenito Caiuá e apresenta alta suscetibilidade a erosão, sendo as principais classes Latossolo Vermelho Distrófico, Argissolo Vermelho Eutrófico e Argissolo Vermelho Distrófico (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013).

5.1.3 Parque Nacional do Iguaçu

A terceira área, denominada Parque Nacional do Iguaçu (PNI), possui 185.262,5 hectares, com perímetro de 420 km, e está localizada no sudoeste do estado do Paraná, entre as coordenadas 25°05' a 25°41'S e 53°40' a 54°38'O, sob a bacia hidrográfica do Rio Iguaçu (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018).

De acordo com os critérios de Köppen, a área apresenta o clima Cfa, caracterizado como subtropical úmido mesotérmico, que constitui temperaturas superiores a 22 °C no verão, temperatura média de 21,7 °C e pluviosidade média de 1.353 mm (ALVARES *et al.*, 2013; NITSCHKE *et al.*, 2019).

A sua vegetação contém Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Formação Pioneira com Influência Flúvio-lacustre (FPIF), sendo predominante o tipo Floresta Estacional Semidecidual Submontana (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018).

O solo, por sua vez, possui alta fertilidade devido aos derramamentos de lavas basálticas na Bacia do Paraná, predominando Nitossolos e Latossolos (BHERING, 2007; BIGARELLA; LEPREVOST; BOLSANELLO, 1985). Ainda, detém colinas onduladas à forte onduladas, com padrão de drenagem dendrítico, retangular a subretangular na porção sul (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018).

5.2 Biomassa florestal

Seguindo a metodologia de Barbosa *et al.* (2014), adquiriram-se dados de imagem e de topografia das áreas de estudo, os quais foram utilizados para estimativa da biomassa acima do solo, fazendo o uso do aplicativo QGIS v. 3.16 para processamento e tratamento dos dados (QGIS.ORG, 2021).

5.2.1 Aquisição dos dados de imagem e de topografia

Os dados espectrais foram obtidos do satélite Sentinel-2, através do acesso aberto do Copernicus Data Hub pertencente à Agência Espacial Europeia (COPERNICUS SENTINEL DATA 2019, 2019). Para o presente estudo, foi utilizado o nível 2A, referente ao mês de agosto de 2019, com resolução espacial de 20 metros, fazendo o uso da banda 11, infravermelho médio (SWIR), que apresenta resolução espectral de 1.610 nm de comprimento de onda central.

Dentre as imagens obtidas, por serem nível 2A, todas estão ortorretificadas e com refletância **Bottom Of Atmosphere**, BOA (DRUSCH *et al.*, 2012), e devido a extensão do Parque Nacional do Iguaçu (PNI), foram utilizadas três cenas de mesma data para abranger toda a área, enquanto que para as demais UC's foram adquiridas apenas uma para cada (Tabela 1).

Tabela 1 - Dados das imagens Sentinel-2/MSI para Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), Reserva Biológica das Perobas (RBP) e Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

Categorias	Dados das imagens				
	PEMD	RBP	PNI		
UC's					
Data	14/08/2019	24/08/2019	24/08/2019		
Zênite solar	44,77°	43,15°	45,63°	45,06°	44,38°
Azimute solar	37,72°	38,53°	39,54°	38,41°	39,03°

Fonte: Autoria própria (2022)

Em relação às datas de aquisição de imagem, foi escolhido o mês mais recente, levando em consideração o início do estudo, que tivesse cenas não muito distantes temporalmente uma da outra e que possuísse menor precipitação nas UC's de estudo, de forma a obter cenas com menor influência de nuvens.

O modelo de elevação digital, DEM, foi obtido junto com o levantamento de dados do satélite ALOS, com o radar de abertura sintética de banda L, PALSAR (ALASKA SATELLITE FACILITY, 2020). O DEM disponibilizado nesse pacote, com

12,5 metros de resolução, é uma reamostragem de dados SRTM, que apresentam resolução aproximada de 30 metros (1 arco segundo), sendo extraídas as informações topográficas de interesse, aspecto e declividade, com ferramentas do QGIS (QGIS.ORG, 2021).

A orientação das vertentes e a declividade, extraídas do DEM, e os valores de azimute e zênite do momento da aquisição das imagens, foram utilizados para a obtenção do fator de iluminação, utilizado por Barbosa *et al.* (2014) como uma variável para modelagem de biomassa acima do solo no bioma Mata Atlântica.

5.2.2 Fator de iluminação e biomassa acima do solo

O fator de iluminação, que faz uso das propriedades de altitude e azimute para especificar a posição do sol, foi obtido com a Equação 1, onde FI é o fator de iluminação da imagem; $\varphi_{x,y}$ representa a orientação das vertentes; φ_s o azimute solar; $\theta_{x,y}$ a declividade; e θ_s o zênite solar (CANAVESI, 2008; LAMPARELLI; NERY; ROCHA, 2011).

$$FI = (((\cos(\varphi_{x,y} - \varphi_s))^2 + (\cos(\theta_{x,y} - \theta_s)))^2)^{1/2} \quad \text{Eq. (1)}$$

De acordo com Barbosa *et al.* (2014), o modelo mais preditivo para biomassa acima do solo (**Above Ground Biomass**, AGB), dentre os combinados no estudo, é aquele que combina o fator de iluminação com a banda SWIR de imagem de satélite.

Assim, a biomassa foi estimada através da Equação 2, adaptada de Barbosa *et al.* (2014), onde: AGB é a biomassa acima do solo; MSI11 representa o sensor Multi Spectral Instrument (MSI) do satélite Sentinel 2A e a banda SWIR, 11; e FI o fator de iluminação.

$$\ln(AGB) = -6 - 5.4 (\ln(MSI11)) - 0.2 (\ln(MSI11) \times \ln(FI)) \quad \text{Eq. (2)}$$

A seguir, objetivando a comparação entre as três UC's, os valores das bandas raster de biomassa acima do solo obtidos foram normalizados pelo método Mín-Máx, seguindo a Equação 3, onde os atributos com valores originais em diferentes escalas foram transformados em mesma escala, recebendo valores contínuos que variam de 0 a 1, possibilitando o comparativo (ALVES, 2019). Onde AGB é a biomassa acima

do solo a ser normalizada; $AGB_{\text{mín}}$ e $AGB_{\text{máx}}$ são o menor e o maior valor observado, respectivamente; e $AGB_{\text{normalizado}}$ é a biomassa normalizada.

$$AGB_{\text{normalizado}} = (AGB - AGB_{\text{mín}}) / (AGB_{\text{máx}} - AGB_{\text{mín}}) \quad \text{Eq. (3)}$$

Por fim, elaborou-se mapas temáticos com viés de análise da distribuição de biomassa florestal.

5.3 Efeito de borda

A investigação dos efeitos de borda das UC's efetuou-se pelo zoneamento de faixas para extrair as informações de biomassa no gradiente da borda, utilizando o QGIS para processamento e tratamento dos dados (QGIS.ORG, 2021).

5.3.1 Zoneamento das faixas

Para o interior dos limites das UC's, foram produzidos **buffers** de 10 metros, com 120 faixas, totalizando 1.200 metros de estudo, intervalo amostral estipulado considerando as variações na composição florística e na atividade faunística entre 25 e 50 metros (FONTOURA; GANADE; LAROCCHA, 2006), 100 metros (LAURANCE *et al.*, 1998), 200 metros (KACHOLI, 2014; BORSATO, 2017) e 500 metros (BURKEY, 1993).

Os polígonos produzidos a partir do **buffer** do arquivo de camada vetorial com o limite de cada UC, geraram as faixas de interesse através da sobreposição ou recorte de todos os polígonos novos gerados pelo seu respectivo polígono antecessor, em todas as 120 faixas; por exemplo, 2º polígono pelo 1º, para obter a 2ª faixa, e 3º pelo 2º, para a 3ª faixa e sucessivamente.

5.3.2 Estatística Zonal

A seguir, fazendo o uso do complemento Estatística Zonal (**Zonal Statistics**) do aplicativo QGIS (QGIS.ORG, 2021), foram extraídas as informações das bandas raster com os valores de biomassa acima do solo normalizados, aplicando os zoneamentos das faixas adquiridas.

Posteriormente, para cada UC, foram elaborados gráficos do somatório dos valores de biomassa acima do solo contidos em cada faixa, com viés de investigação

do efeito de borda relacionando-o com métricas de paisagem e pesquisa bibliográfica e científica.

5.4 Métricas de paisagem

As métricas de paisagem abordadas neste trabalho foram área, perímetro e índice de diversidade de Patton, sendo seus valores mensurados através da ferramenta calculadora de atributos do aplicativo QGIS (QGIS.ORG, 2021).

O índice de diversidade de Patton (ID) foi calculado por meio da Equação 4, em que ID representa o índice em si, P é o perímetro (m) e A é a área (m²), ambos em relação ao fragmento florestal (PATTON, 1975).

$$ID = \frac{P}{2 \times \sqrt{(\pi \times AREA)}} \quad \text{Eq. (4)}$$

Este índice avalia a complexidade da forma de um fragmento florestal em relação a um círculo – a forma geométrica com a menor relação de perímetro/área –, e quanto maior a complexidade do fragmento, maiores são as probabilidades de ocorrência de micro-habitats e maiores são os efeitos de borda (FERREIRA *et al.*, 2018; PATTON, 1975). De acordo com Pincheira-Ulbrich, Rau e Peña-Cortés (2009), o formato de cada mancha pode ser dividido em 5 classes a partir do índice de diversidade de Patton, sendo elas: redondo para valores menores que 1,25; oval redondo, entre 1,25 e 1,5; oval oblongo, entre 1,5 e 1,7; retangular oblongo, entre 1,7 e 2; e amorfo para superiores a 2.

5.5 Dados adicionais

Buscando compor a discussão da investigação da distribuição de biomassa florestal, foram consultadas coletas georreferenciadas de flora realizadas no PEMD, na RBP e no PNI, advindas de herbários cadastrados na plataforma do SpeciesLink (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022).

No que tange à seleção das espécies exemplo, foram seguidos os critérios de ano de coleta mais recente, abundância e pertencimento às principais famílias, para

escolha da flora arbórea e/ou arborescente, e, na escassez ou ausência de coletas desses indivíduos, o parâmetro de aleatoriedade para flora herbácea e/ou lenhosa – lianas, cipós, trepadeiras e ervas. Posteriormente, reuniu-se suas informações de altura, diâmetro à altura de peito (DAP), forma de vida e substrato, obtidas de Lorenzi (1992; 1998; 2008; 2009) e do Projeto Flora do Brasil 2020 (2022) (Apêndice A).

Por fim, foram elaborados mapas de uso e cobertura do solo do entorno das áreas de estudo, a partir da Coleção 6 do MapBiomas (SOUZA *et al.*, 2020), sendo os dados reclassificados para abranger informações pertinentes para o estudo (Apêndice B; Apêndice C; Apêndice D).

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

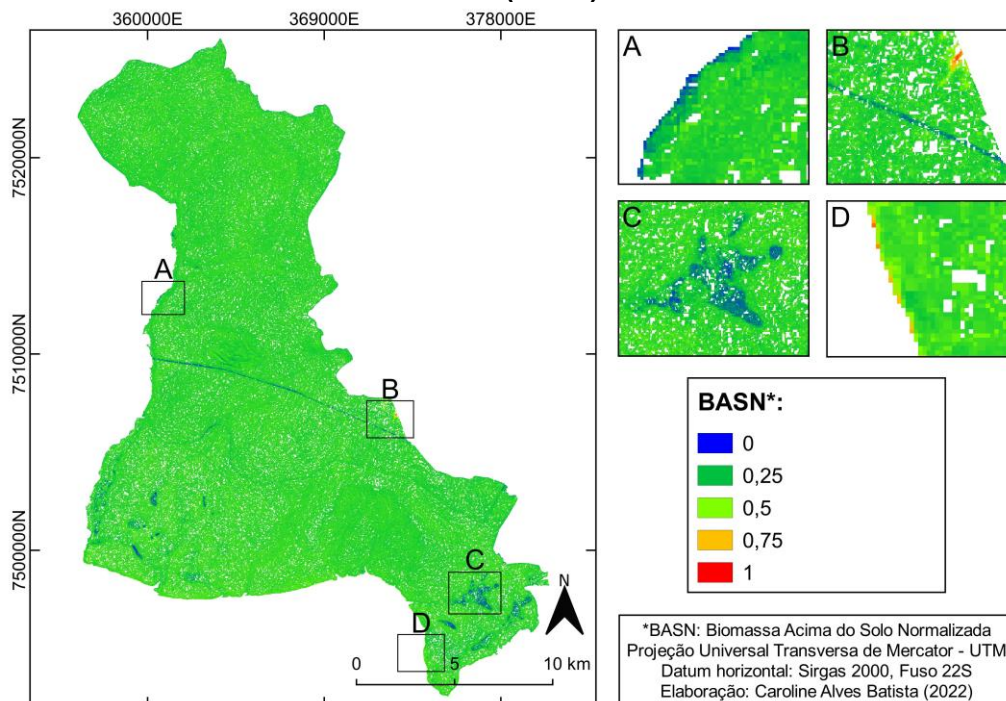
6.1 Distribuição de biomassa em florestas protegidas

Partindo de uma visão abrangente, dados de distribuição de biomassa acima do solo normalizada (BASN), equivalente aos valores de $AGB_{normalizado}$, foram alcançados para as áreas de estudo.

6.1.1 Parque Estadual Morro do Diabo

De forma inicial, é apresentada a BASN no PEMD (Mapa 2), onde foram destacadas: áreas de ocorrência de efeito de borda – A, rodovia e altos valores de biomassa – B, cursos d'água e áreas de várzea – C e vegetação ciliar – D.

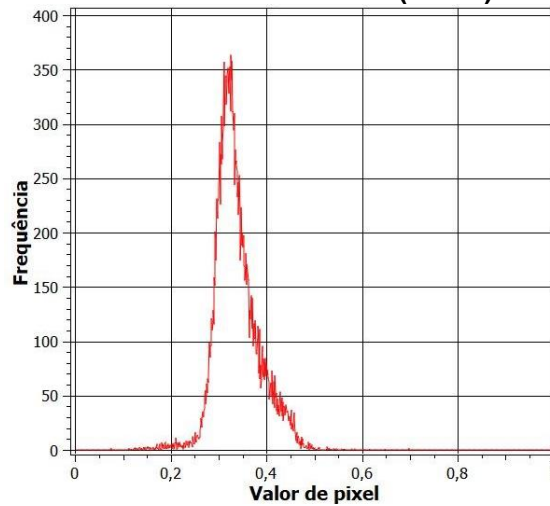
Mapa 2 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada no Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Autoria própria (2022)

É reunido no Gráfico 1 o número de ocorrências de cada valor de BASN, variando de 0 a 1, contido nos pixels do Mapa 2; os níveis de biomassa mais frequentes concentraram-se entre 0,2 e 0,5, com máximas entre 0,3 e 0,35, atingindo 365 repetições, enquanto que os menos frequentes variaram de 0 a 0,2 e de 0,5 a 1, alcançando menos de 10 ocorrências.

Gráfico 1 - Frequência dos valores de biomassa acima do solo normalizada no Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Autoria própria (2022)

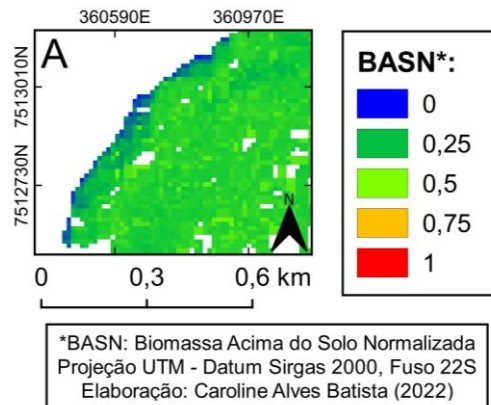
Os níveis de biomassa florestal entre as categorias 0 e 0,25 foram mensurados em zonas de borda e/ou de vegetação ripária, de lagoas intermitentes e em regiões ocupadas pela ferrovia desativada e pela Rodovia SP-613, conforme exemplificado em A, C e B (Mapa 2), respectivamente; valores de BASN entre 0,25 e 0,5 foram mapeados em zonas de diversas fisionomias em pontos aleatórios de toda a UC, sem notável diferença entre elas; e níveis entre 0,5, 0,75 e 1 foram mensurados em um ponto específico de floresta em estágio avançado de regeneração, destacado em B (Mapa 2), e em alguns pontos de borda ao sul onde há contato com o Rio Paranapanema, ilustrado em D (Mapa 2).

As zonas de borda que constam entre as categorias 0 e 0,25, encontram-se dispostas em todo o limite do PEMD, com exceção do sul, onde há contato com o Rio Paranapanema, pois predominaram valores entre 0,25 e 0,5 (Mapa 2; Anexo A).

O limite oeste da borda do PEMD, destacado em A (Mapa 2; Mapa 3), apresentou valores de BASN entre 0 e 0,25. Este limite, de acordo com o Instituto Florestal (2006) que produziu o plano de manejo da UC, é majoritariamente limitado pelo Rio Bonito e caracteriza-se como um trecho sombreado, com pouca ocorrência de macrófitas aquáticas; do trecho médio até sua foz, a margem esquerda está preservada com vegetação primitiva, pois pertence à UC; ao passo que a margem direita está desmatada, devido à ocupação humana através de assentamentos, plantações de cana-de-açúcar e pastagens (Apêndice B), ocorrendo o carregamento de todos os resíduos advindos de queimas e do uso de agrotóxicos para o rio; além disso, o riacho sofre assoreamento provavelmente em consequência do mau uso do

solo, o que pode estar influenciando os valores de BASN encontrados, devido à presença de espécies herbáceas desenvolvendo-se no local.

Mapa 3 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região A do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Autoria própria (2022)

Segundo o Instituto Florestal (2006), a vegetação da borda oeste, ripária do Rio Bonito, é composta de uma combinação de pequenas ilhas de formação pioneira com influência fluvial (mata paludosa) – vegetação caracterizada por solos com alta concentração de água (hidromórficos) e por biodiversidade relativamente baixa (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, 2005) –, marcada pela presença de *Handroanthus umbellatus* (Sond.) Mattos, *Styrax pohlii* A. DC. e *Nectandra nitidula* Nees & Mart., contornada por campos úmidos e então seguida por uma mata ciliar, com *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J.F.Macbr., *Eugenia speciosa* Cambess. e *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez., espécies menos tolerantes às regiões encharcadas. O componente arbóreo encontra-se em substrato terrícola e detêm altura variando de 1 a 20 m, com tronco entre 2,5 e 60 cm de diâmetro (Apêndice A).

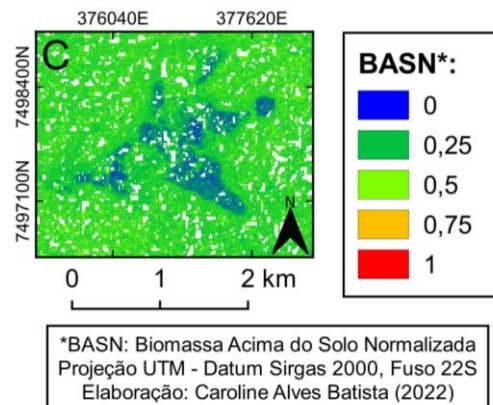
Nos limites norte e leste também houve ocorrência de biomassa entre 0 e 0,25 e, de acordo com o plano de manejo da UC, são os mais ameaçados pelos incêndios florestais (INSTITUTO FLORESTAL, 2006). Os mesmos estão circundados por monoculturas que demandam uso de agrotóxicos em suas práticas agrícolas e que estão sujeitas ao fogo ilegal ou ocasional, como pastagens, cana-de-açúcar e soja (Apêndice B). Inclusive, a delimitação das suas divisas é marcada pela presença de 20 metros de largura de aceiros – faixas ao longo das cercas, onde a vegetação foi eliminada da superfície do solo, com o viés de impedir a passagem do fogo para a área de vegetação (INSTITUTO FLORESTAL, 2006). Assim como nas regiões de assoreamentos, a presença de aceiros pode contribuir para baixos valores de BASN,

pois no local predomina existência de espécies herbáceas. Nesses limites, predomina a fisionomia floresta em estágio avançado de regeneração (Mapa 2; Anexo A).

O fogo em uma floresta afeta a estrutura da vegetação, assim como a riqueza e abundância de espécies, fazendo com que espécies resistentes ao fogo se tornem dominantes na comunidade e danifiquem o dossel das espécies suscetíveis, principalmente aquelas características de florestas úmidas (FLORES *et al.*, 2020; KOHAGURA *et al.*, 2020; MARTINS *et al.*, 2022).

No sudeste do parque, ilustrado em C (Mapa 2; Mapa 4), também predominaram valores entre 0 e 0,25. Nessa região, assim como no sudoeste, conforme traz o Instituto Florestal (2006), formou-se um sistema de lagoas marginais, denominadas como lagoas intermitentes ou macegas (Anexo A), decorrentes da inundação provocada pela barragem da Usina Hidrelétrica (UHE) Rosana em 1986, que constituem uma área de várzea e campos úmidos, plana e baixa, com predominância de vegetação herbácea, esta composta por gramíneas e ciperáceas, com altura oscilando entre 50 cm e 1 m, o que pode ter influenciado em baixos índices de BASN.

Mapa 4 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região C do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Autoria própria (2022)

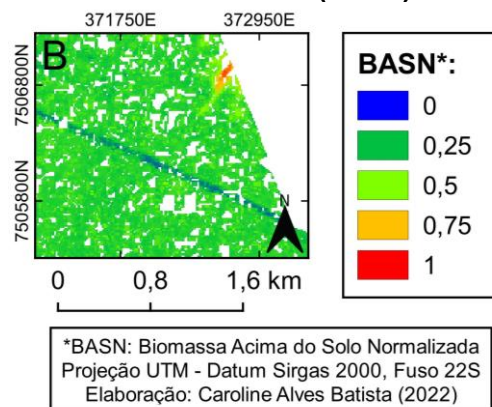
Nas bordas das lagoas intermitentes, em pequenas manchas onde há melhor drenagem do terreno, o plano de manejo verificou limitada ocorrência de espécies arbóreas, como *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. e *Copaifera langsdorffii* Desf. (INSTITUTO FLORESTAL, 2006), estas que, juntas, detém altura de 5-15 m e diâmetro de tronco de 30-80 cm (Apêndice A).

Em áreas com alterações na vegetação ocasionadas pelas construções das linhas ferroviária, que ficou em funcionamento de 1951 a 1978, e rodoviária, de 1970

até hoje, ocorreram ações destrutivas durante e após a implantação, onde, através da extração de madeiras nobres e corte da vegetação, reduziu-se a riqueza de espécies e conseqüentemente a quantidade de biomassa (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

No que tange à rodovia, ocorreram níveis baixos de biomassa oscilando entre 0 e 0,25, como pôde ser visualizado em B (Mapa 2; Mapa 5), onde a Rodovia Arlindo Bétio (SP-613) atravessa o parque ao meio no sentido leste-oeste. A SP-613 é uma rodovia construída em 1970, estendendo-se por 14 km e ocupa 70 ha, com uma intensidade de tráfego abaixo de 5.500 veículos por dia, sendo constantes as mortes de animais silvestres, em função dos atropelamentos (FARIA; PIRES, 2012; INSTITUTO FLORESTAL, 2006). Ao longo da rodovia também são mantidos aceiros corta fogo, que assim como as próprias estruturas da rodovia, podem estar influenciando os valores de BASN (Mapa 2; Mapa 5).

Mapa 5 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região B do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Autoria própria (2022)

Ainda, o PEMD é cortado no sentido leste-oeste pelo ramal ferroviário de Dourados, que apresentou valores de BASN entre as categorias 0, 0,25 e 0,5, passando-se quase imperceptível e demonstrando a recuperação da biomassa nesse local, que pode ter ocorrido devido ao abandono de manutenção da ferrovia e ao plantio de espécies arbóreas nativas realizado por ações do plano de manejo a partir de 2006 (datando 13 anos na data de aquisição da imagem), oposto do que acontece na rodovia ainda ativa, onde predominaram valores abaixo de 0,25 à 0 (Mapa 2). Esse ramal estende-se ao longo de 23 km e esteve em funcionamento entre 1951 e 1978, época na qual ocorreram processos de profundas modificações ambientais, com desmatamento da flora que avançaram por mais de 100 metros nas laterais, subtraindo cerca de 200 ha da área do parque (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

A vegetação no decorrer da rodovia e da ferrovia é caracterizada pela presença de floresta em estágio inicial e avançado de regeneração, de floresta madura alta e de vegetação arbórea baixa e densa (Anexo A), além da presença de mandacaru, *Cereus hildmanianus* K. Schum, e xique-xique, *Praecereus euchlorus* (F.A.C.Weber) N.P.Taylor (Apêndice A), espécies que conferem aspecto de caatinga ao PEMD, localizadas especialmente em alguns trechos ao longo da ferrovia (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

Por fim, níveis entre 0,5, 0,75 e 1 foram mensurados em um ponto específico de floresta em estágio avançado de regeneração, destacado em B (Mapa 2; Mapa 5), e em alguns pontos de borda ao sul onde há contato com o Rio Paranapanema, ilustrado em D (Mapa 2).

Os resultados encontrados em B (Mapa 2; Mapa 5), onde ocorreram picos de biomassa, contradisseram com a fisionomia descrita na região pelo plano de manejo, denominada floresta em estágio avançado de regeneração, pois esta é caracterizada por indivíduos jovens de pequeno porte que resultam em baixa biomassa, sendo raras as árvores emergentes (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

Nessa fisionomia, segundo o Instituto Florestal (2006), prevaleceram espécies de estágios sucessionais iniciais, como *Croton floribundus* Spreng., *Didymopanax morototonii* (Aubl.) Decne & Planch e *Heliopsis scabra* Benth., porém foi constatada a existência de indivíduos jovens de espécies de estágios sucessionais mais avançados, que podem atingir até 35 m de altura e 90 cm de diâmetro de tronco, como *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Cedrela fissilis* Vell. (Apêndice A), os quais, após 13 anos de desenvolvimento, também podem ter contribuído para maiores níveis de biomassa nessa área (Mapa 2; Mapa 5).

No entanto, um aglomerado de lianas e cipós pode ter ocorrido no trecho e aumentado os níveis de BASN, pois a presença desse tipo de vegetação é comum na área dando inclusive nome a fisionomia, mata de cipós por apresentar alta concentração desses indivíduos em pontos variados dentro do mosaico (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

A abundância e a biomassa de lianas e cipós são geralmente maiores nas bordas e em fragmentos menores, onde ocorrem condições ambientais mais adversas, com solos mais férteis e microclima mais quente e seco (DURÁN; GIANOLI, 2013; LAURANCE *et al.*, 2014; MAGNAGO *et al.*, 2017), pois suas hastes flexíveis permitem que não sejam afetadas por velocidades elevadas do vento e seu controle

estomático e raízes profundas proporcionam a sobrevivência a altas temperaturas e baixa umidade (CHEN *et al.*, 2015).

Ainda, as lianas e os cipós beneficiam-se do aumento da fertilidade do solo estimulado pela queima de biomassa na matriz, que aumenta o pH nas bordas das florestas, da entrada de nutrientes solúveis através do vento, advindos de fertilizantes artificiais aplicados em plantações agrícolas próximas, e das altas taxas de mortalidade e renovação das árvores nas bordas, além dos altos níveis de produção de folhas por lianas e árvores pioneiras (VAN DER HEIJDEN; POWERS; SCHNITZER, 2015; MAGNAGO *et al.*, 2017; VAN DER PUTTEN *et al.*, 2013).

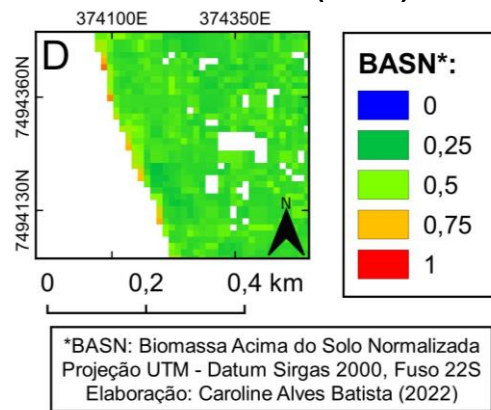
Godoy-Veiga *et al.* (2018), visando avaliar os impactos da fragmentação florestal no crescimento das árvores tropicais emergentes, amostraram 27 indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. em pontos de borda e interior da Estação Ecológica dos Caetetus, e constataram que a forte presença de cipós na borda da floresta impede que as árvores experimentem as liberações de crescimento esperadas durante toda sua vida útil, provavelmente mantendo as suas folhas sob condições de sombra, com árvores menores e com alturas de copa mais baixas ocorrendo na borda do fragmento em comparação com o interior.

De acordo com Magnago *et al.* (2017), existe um nível limite no qual as lianas não têm mais efeito sobre a diminuição do estoque de carbono em espécies arbóreas, uma vez que a composição das árvores nas bordas mudou para espécies com mais defesas contra lianas, e a partir desse limite o carbono arbóreo estabiliza, com pequenas variações.

No limite sul da borda do PEMD, delimitado pelo Rio Paranapanema (Anexo A), os valores de BASN oscilaram de 0 a 1 (Mapa 2; Mapa 6), onde: as regiões de assoreamentos apresentaram valores próximos a 0 e 0,25; zonas próximas à floresta madura alta com árvores emergente oscilaram entre 0,5 e 1, conforme exemplificado em D (Mapa 2; Mapa 6); e nas demais regiões predominaram valores entre 0,25 e 0,5.

Além da presença de floresta em estágio avançado de regeneração, de acordo com o Instituto Florestal (2006), o sul do PEMD é revestido pela fisionomia floresta madura alta com árvores emergentes, ocorrendo um gradiente visível de biomassa, crescente em direção ao Rio Paranapanema, o que pode explicar a predominância das categorias 0,25 e 0,5 e a ocorrência de valores altos entre 0,5 e 1 (Mapa 2; Mapa 6).

Mapa 6 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região D do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Autoria própria (2022)

Árvores emergentes de até 35 metros de altura, em sua maioria, resistentes ao fogo, tais como *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Cedrella fissilis* Vell., *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. e *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.) Mattos (Apêndice A), destacando-se sobre um dossel contínuo ao redor de 15 metros, caracterizam a estrutura da floresta madura alta com árvores emergentes (INSTITUTO FLORESTAL, 2006), elucidando o seu potencial de biomassa.

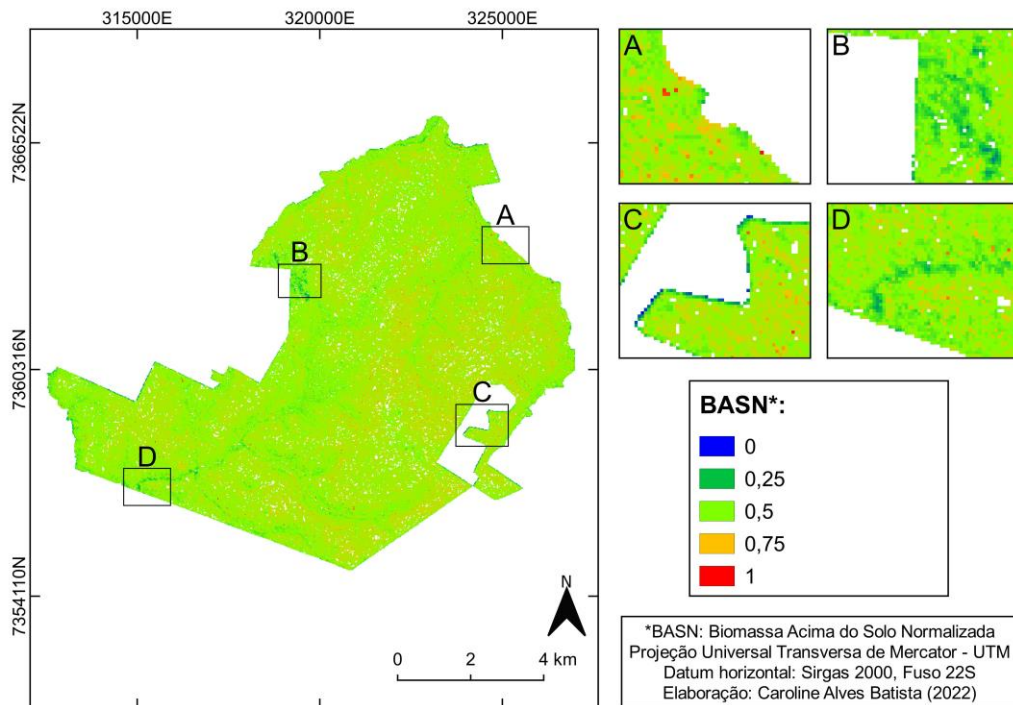
No que concerne à vegetação ripária do Rio Paranapanema, em razão da construção da UHE Rosana em 1980, antes do fechamento da barragem, parte da vegetação foi derrubada em alguns trechos além do necessário, de modo que áreas desmatadas nunca foram alagadas, ocorrendo o desmatamento de aproximadamente 1.944,06 ha da área original do PEMD (INSTITUTO FLORESTAL, 2006). Em meados de 2006, essa região encontrava-se em processo lento e natural de sucessão secundária, prejudicado pela proliferação de gramíneas exóticas, predominantemente capim-colômbio (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs), existindo, ainda, espécies tolerantes a regiões encharcadas, como *Croton urucurana* Baill. e *Psidium guajava* L., e leguminosas e espécies pioneiras, como *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. e *Croton floribundus* Spreng. (Apêndice A), sendo necessárias medidas de recuperação de áreas degradadas para a conservação e preservação da área (INSTITUTO FLORESTAL, 2006).

6.1.2 Reserva Biológica das Perobas

A segunda área de estudo, RBP, tem sua distribuição de BASN apresentada no Mapa 7, encontrando-se destacadas: região de borda – A, área de regeneração –

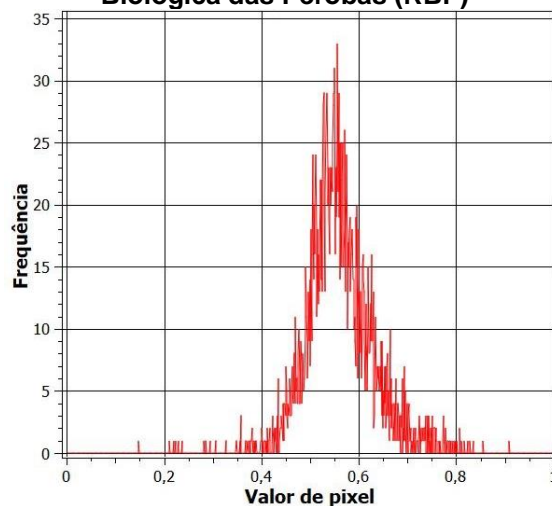
B, efeito de borda – C e curso d’água – D. A frequência dos pixels contidos no Mapa 7, com biomassa variando de 0 a 1, é apresentada no Gráfico 2; os níveis de BASN com maiores ocorrências variaram de 0,4 a 0,7, com máximas entre 0,5 e 0,6, atingindo até 34 repetições, à medida que menores ocorrências oscilaram de 0 a 0,4 e de 0,7 a 1, alcançando menos de 3 repetições.

Mapa 7 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na Reserva Biológica das Perobas (RBP)



Fonte: Autoria própria (2022)

Gráfico 2 - Frequência dos valores de biomassa acima do solo normalizada na Reserva Biológica das Perobas (RBP)



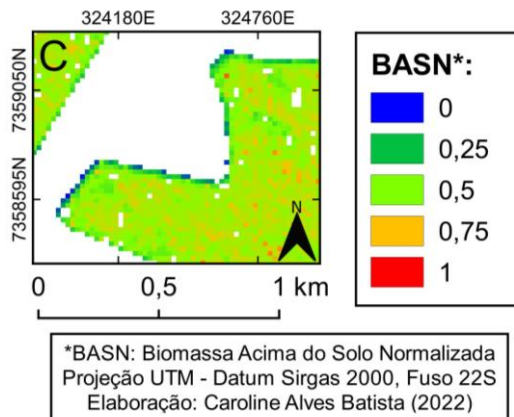
Fonte: Autoria própria (2022)

A curva de frequência da RBP obteve delineamento destoante das demais UC's (Gráfico 1; Gráfico 2; Gráfico 3), com o mapa de distribuição de BASN apresentando colorações dominantes entre verde-claro e alaranjado (Mapa 7).

Nessa área de estudo, as categorias de BASN entre 0 e 0,5 ocorreram em cursos d'água, áreas de borda e na zona de recuperação, representados em D, C e B (Mapa 7), respectivamente; e os valores entre 0,5 e 1 foram mensurados em pontos aleatórios em todo o interior da UC e em alguns pixels das bordas sul-sudeste.

As bordas entre as categorias de 0 a 0,5, com comportamento ilustrado em C (Mapa 7; Mapa 8), compreenderam quase todo o limite da RBP, excetuando-se os limites sul-sudeste e nordeste que tiveram alguns pixels entre 0,5 e 1.

Mapa 8 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região C da Reserva Biológica das Perobas (RBP)



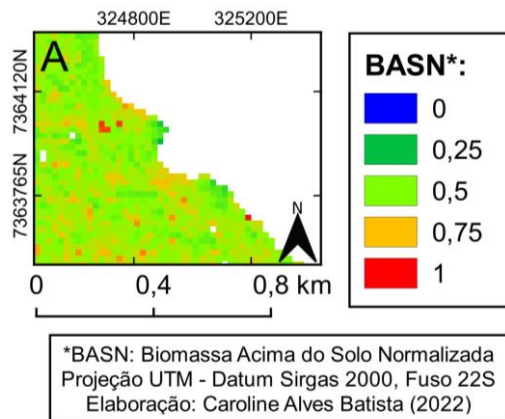
Fonte: A autoria própria (2022)

Os limites norte, noroeste, oeste, sudoeste e leste apresentam valores de BASN entre 0 e 0,5, variando de 0 a 0,25 nas regiões de contato com áreas antrópicas e de 0,25 a 0,5 nas zonas de encontro com florestas. Os usos do solo no entorno dessas bordas são de floresta, pastagem, cana-de-açúcar, soja e outros usos agrícolas (Apêndice C). Nessas regiões, de acordo com o SpeciesLink (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022), ocorrem arvoretas e ervas características de borda, como *Strychnos brasiliensis* (Spreng.) Mart. e *Tynanthus micranthus* Corr.Mello ex K.Schum. (Apêndice A), elucidando o potencial para baixa biomassa da região.

De maneira geral, os limites sul-sudeste e nordeste também apresentaram BASN entre 0 e 0,5. As bordas sul-sudeste são circundadas pela Rodovia BR-487, seguida por plantações de cana-de-açúcar e outros usos agrícolas; enquanto que a

borda nordeste, destacada em A (Mapa 7; Mapa 9), é delimitada por uma silvicultura (Apêndice C). No limite sul-sudeste são encontradas *Ficus guaranitica* Schodat, possuindo 8 m de altura, sendo sua capacidade de alcançar até 20 m de altura e 180 cm de diâmetro à altura de peito (DAP), e *Orthosia congesta* Decne., uma liana com ocorrência em FOM e em florestas aluviais (Apêndice A) (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022).

Mapa 9 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região A da Reserva Biológica das Perobas (RBP)



Fonte: Autoria própria (2022)

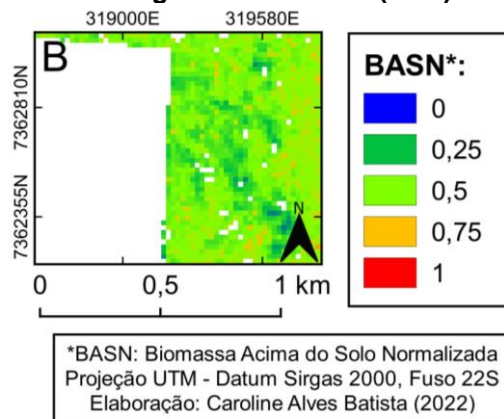
Ainda, convém mencionar uma abertura de agricultura existente na reserva, predominante de cana-de-açúcar (Apêndice C), que criou novos limites da UC sob efeito de borda que também abrangem valores de 0 a 0,5, conforme ilustrado em C (Mapa 7; Mapa 8). Alguns indivíduos nessa região, segundo coletas do SpeciesLink (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022), são *Ocotea puberula* (Reich.) Ness e *Croton floribundus* Spreng., que detêm altura variando de 6 a 25 m e diâmetro oscilando de 20 a 60 cm, e a trepadeira *Mansoa difficilis* (Cham.) Bureau & K.Schum. (Apêndice A).

Detke *et al.* (2018), em seu levantamento de composição florística da RBP, averiguaram que espécies exóticas e invasoras, como *Mangifera indica* L. e *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl., ocorrem principalmente em áreas de borda sob influência antrópica da RBP, sendo comuns três espécies herbáceas de braquiárias (*Urochloa* spp.) em bordas onde há contato com áreas de monoculturas; o que elucida o potencial de baixa BASN dessas áreas.

Na área B (Mapa 7; Mapa 10), presente no limite oeste da RBP, também ocorreram níveis de biomassa entre 0 e 0,5. De acordo com o Instituto Chico Mendes

de Conservação da Biodiversidade (2013), essa região detém aproximadamente 130 ha e compreende a zona de recuperação, que foi alterada pela ação antrópica e encontra-se em processo de regeneração natural, apresentando dominância de samambaias (*Pteridium* spp., *Pleopeltis* spp. e *Campyloneuron* spp.) e presença de capim-colônião (*Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs) e de capim-braquiária (*Urochloa* spp.); estas duas últimas espécies são exóticas invasoras e podem alterar significativamente o ambiente, causando competições locais e impedindo que mais indivíduos de espécies nativas, com maior potencial de biomassa, possam se estabelecer na região (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013), contribuindo para menores valores de BASN.

Mapa 10 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região B da Reserva Biológica das Perobas (RBP)



Fonte: Autoria própria (2022)

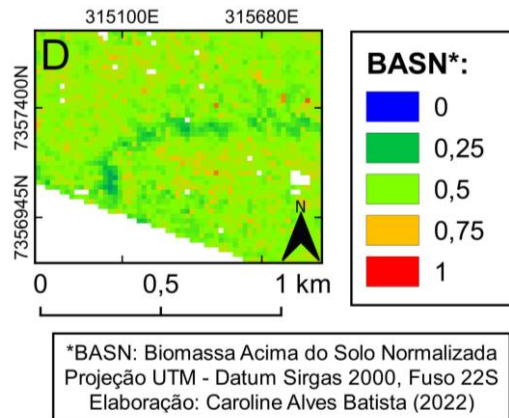
Ainda, há presença de lianas, tais como *Mansoa difficilis* (Cham.) Bureau & K.Schum. e *Urvillea ulmacea* Kunth (Apêndice A), que são características de ambientes abertos (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022).

No que concerne às regiões de vegetação ripária dentro da RBP (exemplificada em D, Mapa 7; Mapa 11), também dominaram BASN de 0 a 0,5, sendo essas categorias notórias ao redor dos seguintes cursos d'água: Córrego Ariranha, Ribeirão Concórdia, Rio Mouro e Ribeirão Felicidade.

De acordo com o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2013), em uma pequena área alagável pelo Rio Mouro (detalhe em D, Mapa 7; Mapa 11) há uma invasão de lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J.Koenig), uma espécie

invasora e exótica, de forma de vida de erva que pode atingir até 2 m de altura e que também contribui para menores valores de biomassa (Apêndice A).

Mapa 11 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região D da Reserva Biológica das Perobas (RBP)



Fonte: Autoria própria (2022)

Por fim, o interior da UC obteve valores entre 0,5 e 1 em pontos aleatórios, excluindo-se a zona de recuperação e as regiões de vegetações ripárias. Detke *et al.* (2018), catalogando espécies vasculares encontradas na RBP, constataram que o seu interior dispõe de indivíduos típicos da FES, como *Astronium graveolens* Jacq., *Balfourodendron riedelianum* (Engl.) Engl. e *Peltophorum dubium* (Spreng.), no estrato superior, e *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman, *Inga marginata* Willd. e *Jacaratia spinosa* (Aubl.) A.DC., no estrato de sub-bosque. As espécies representativas do estrato superior possuem, juntas, capacidade de altura e diâmetro variando de 5-30 m e de 40-90 cm, ao passo que as do estrato de sub-bosque detêm 5-20 m e 30-90 cm (Apêndice A), elucidando o seu potencial de biomassa.

Ainda, de acordo com Detke *et al.* (2018), no interior da RBP são encontrados aglomerados densos de *Euterpe edulis* Mart. em áreas mais conservadas e os maiores indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., existentes na área, que atingem até 33 m de altura e 1,3 m de diâmetro, sendo encontrados raramente em grupos de 4 indivíduos lado a lado e sem formar um dossel contínuo.

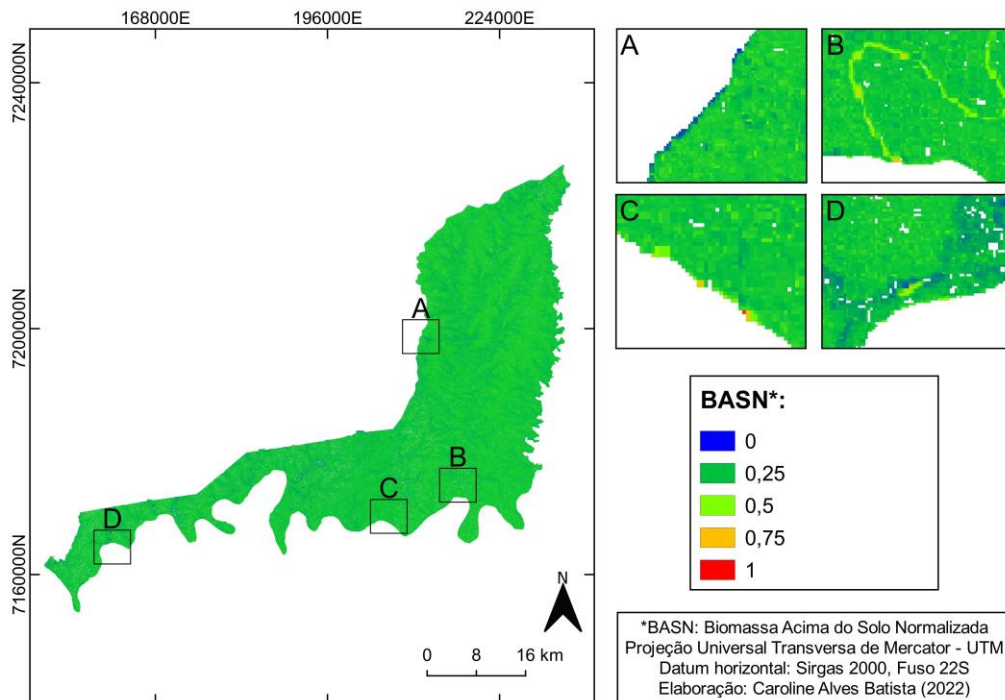
A extração ilegal de *Euterpe edulis* Mart. no interior da RBP, as queimadas ilegais ou a autocombustão da palha da cana-de-açúcar, a degradação de matas ciliares em rios e nascentes à montante da unidade e processos erosivos, causados pelo manejo inadequado do solo nas atividades agropecuárias e na construção e manutenção de estradas, são alguns dos problemas relacionados à reserva pautados

pelo seu plano de manejo (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2013), os quais podem estar relacionados com os menores valores de biomassa presentes na RBP.

6.1.3 Parque Nacional do Iguaçu

A distribuição de BASN para PNI pode ser observada no Mapa 12, estando em destaque as seguintes regiões: área de efeito de borda – A, curso d'água – B, vegetação riparia – C e lagoa intermitente e vegetação herbácea – D.

Mapa 12 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada no Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

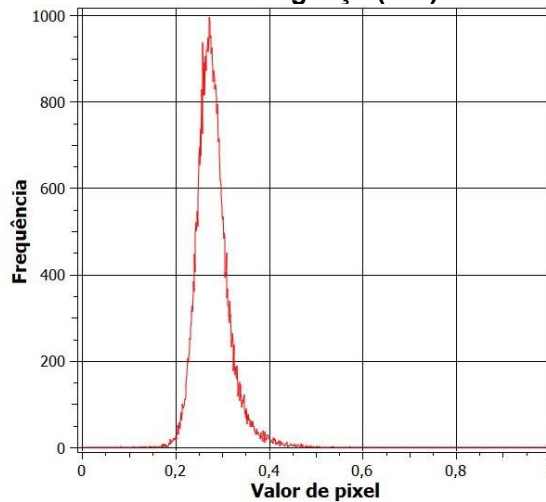


Fonte: Autoria própria (2022)

De maneira complementar, o número de ocorrências de cada valor de BASN, entre 0 e 1, compreendido nos pixels do Mapa 12, é apresentado no Gráfico 3; os valores de biomassa mais recorrentes encontraram-se entre 0,2 e 0,4, com máximas entre 0,25 e 0,3, alcançando até 1.000 repetições, ao passo que os menos frequentes variaram de 0 a 0,2 e de 0,4 a 1, atingindo menos de 20 ocorrências.

O comportamento da curva de frequência dos valores de BASN no PNI foi semelhante ao do PEMD (Gráfico 1; Gráfico 3), em que ambos apresentaram colorações dominantes entre verde-escuro e verde-claro na distribuição de biomassa (Mapa 2; Mapa 12).

Gráfico 3 - Frequência dos valores de biomassa acima do solo normalizada no Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



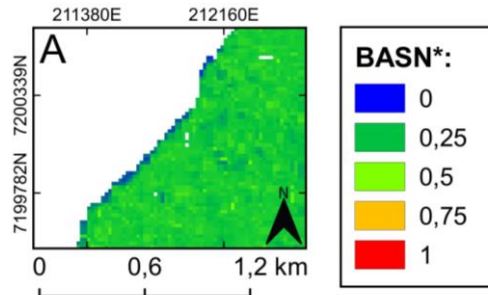
Fonte: Autoria própria (2022)

No PNI, valores de BASN variando de 0 a 0,25 encontraram-se em zonas de borda e/ou de vegetação ciliar (dentro da UC), de lagoas intermitentes, de vegetação herbácea e nas regiões ocupadas pela Avenida das Cataratas (BR-469); os níveis entre as categorias 0,25 e 0,5 foram mapeados em zonas diversas, em pontos aleatórios de toda a UC, e nas bordas leste e sul; e valores entre 0,5, 0,75 e 1 foram mensurados em dois cursos d'água dentro da UC (Rio Silva Jardim e Rio Floriano), em alguns pontos de borda ao sul onde há contato com o Rio Iguaçu e em algumas lagoas intermitentes, exemplificados em B, C e D (Mapa 12), respectivamente.

As zonas de borda que compreenderam as categorias de 0 a 0,25, estiveram em quase todo o limite do PNI, excetuando-se os limites do sul e leste, onde há contato com o Rio Iguaçu e o Rio Gonçalves Dias, respectivamente, pois predominaram valores entre 0,25 e 0,5 (Mapa 12).

Os limites norte, noroeste e oeste, com detalhe em A (Mapa 12; Mapa 13), apresentaram níveis de BASN predominantes entre 0 e 0,25. Nessas regiões, o parque abrange zonas de recuperação e de uso extensivo (Mapa 14) e é circundado pela Rodovia BR-277 (ao norte) e por áreas não vegetadas, soja, pastagens e outros usos agrícolas (Apêndice D). Segundo o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018), a zona de uso extensivo objetiva a manutenção do ambiente natural com o mínimo de impacto humano, e a zona de recuperação busca deter a degradação dos recursos ou restaurar a região.

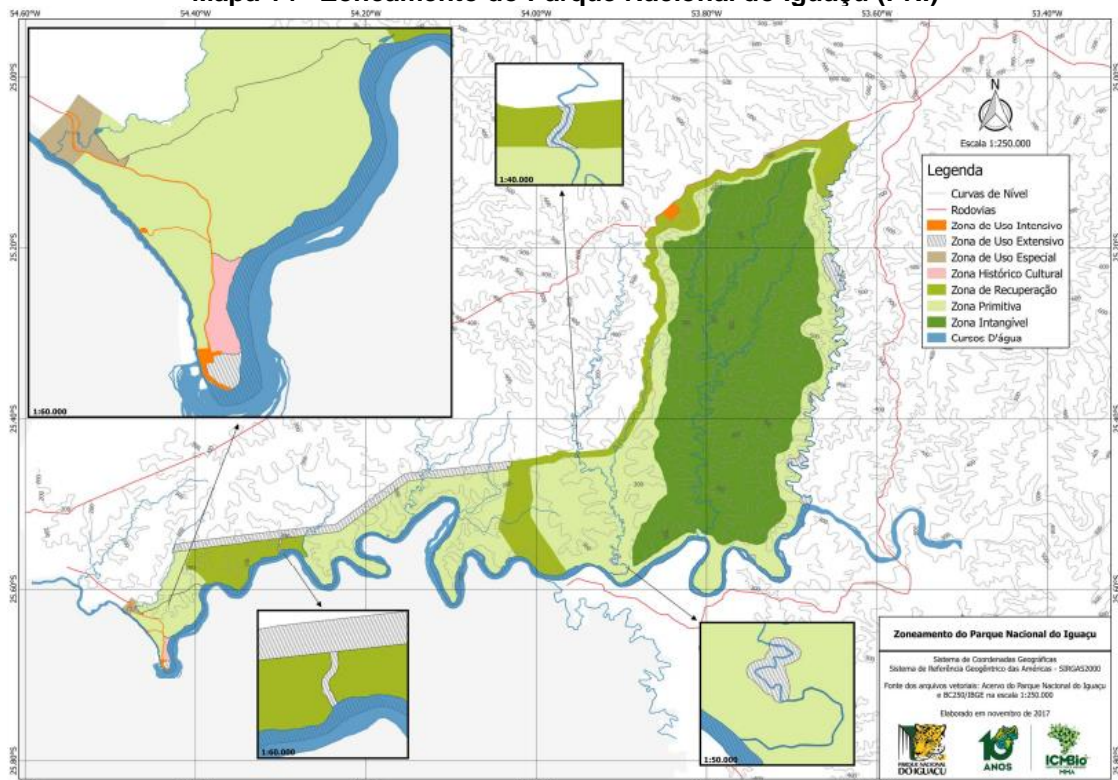
Mapa 13 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região A do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



*BASN: Biomassa Acima do Solo Normalizada
 Projeção UTM - Datum Sirgas 2000, Fuso 22S
 Elaboração: Caroline Alves Batista (2022)

Fonte: Autoria própria (2022)

Mapa 14 - Zoneamento do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

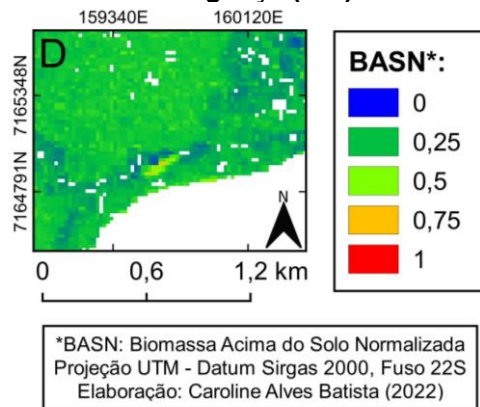


Fonte: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2018, p. 33)

Nesses limites, de acordo com o banco de coletas de flora reunido (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022), ocorrem espécies como: *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O.Berg e *Ilex paraguariensis* A.St.-Hil. – ao norte; *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. e *Solanum americanum* Mill. – ao noroeste; e *Plinia rivularis* (Cambess.) Rotman e *Orthopappus angustifolius* (Sw.) Gleason – ao oeste. Dentre essas espécies, as arbóreas possuem altura variando de 4-20 m e diâmetro oscilando de 25-50 cm, enquanto que as ervas podem atingir até 100 cm de altura (Apêndice A), o que pode elucidar os valores de BASN encontrados.

Em relação às regiões de vegetações herbáceas, de lagoas intermitentes, de banhados e de vegetação ripária dentro do PNI (exemplificada em D, Mapa 12; Mapa 15), prevaleceram valores de BASN entre 0 e 0,25, sendo essas categorias evidentes em zonas no entorno de cursos d'água, principalmente dos rios Índio, Reserva Grande, Capaco e Quilometro Oito (Mapa 12).

Mapa 15 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região D do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



Fonte: Autoria própria (2022)

Hoffmann (2019), em seu estudo acerca da flora arbórea e arborescente do PNI, averiguou que ao longo das florestas ciliares da FOM e na subfisionomia aluvial da FES é comum a ocorrência de *Allophylus guaraniticus* (A. St.-Hil.) Radlk., *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O.Berg e *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg., em áreas de banhado há presença exclusiva de *Ocotea corymbosa* (Meisn.) Mez. e *Pouteria salicifolia* (Spreng.) Radlk. e associadas às margens de cursos d'água destacam-se as espécies *Eugenia myrciariifolia* Soares-Silva & Sobral e *Castela tweedii* Planch. Essas áreas detêm indivíduos de menor porte (Apêndice A), o que pode implicar em menores valores de biomassa.

A faixa da Avenida das Cataratas (BR-469) também apresentou BASN entre 0 e 0,25, com delineamento suave de tons azuis para verde-escuros, passando-se quase imperceptível, devido às suas margens bem preservadas com floresta em seu entorno. A BR-469 adentra a UC na porção sudoeste, a partir do portão do parque e segue sentido sul, estendendo-se por aproximadamente 12 km e abrangendo a zona de uso intensivo (Mapa 14), caracterizada pela existência de áreas naturais ou de alterações antrópicas (INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, 2018).

As categorias de biomassa de 0,25 e 0,5 encontraram-se em pontos aleatórios de toda a UC, apresentando um gradiente de tons verde-escuros e verde-claros. Segundo Hoffmann (2019), no interior do parque a fitofisionomia FOM detém alguns indivíduos característicos, como *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, no estrato superior, e *Psychotria carthagenensis* Jacq., *Schinus terebinthifolia* Raddi e *Dicksonia sellowiana* Hook., no estrato inferior; e que a FES apresenta espécies, tais quais *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Ficus luschnathiana* (Miq.) Miq. e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, no dossel elevado. Ainda no interior do PNI, o autor constatou a presença de *Cedrela fissilis* Vell. e de *Euterpe edulis* Mart. em grandes populações (HOFFMANN, 2019). Portanto, o estrato superior é composto por espécies que podem atingir até 50 m de altura e 180 cm de diâmetro de tronco, ao passo que o estrato inferior alcança até 20 m de altura e 60 cm de diâmetro (Apêndice A).

O limite leste, majoritariamente delimitado pelo Rio Gonçalves Dias, apresentou BASN oscilando entre 0 e 0,5, com predominância dos valores de 0,25 a 0,5 e poucos pixels tendendo a 0, estes presentes do trecho médio até a nascente, onde predomina a FOM. Esse curso d'água detém margens direita e esquerda bem preservadas, pois a primeira é pertencente ao PNI e a segunda dispõe de Área de Preservação Permanente (APP), com largura variando acima de 10 metros. Após a APP, o limite leste é circundado pela ocupação antrópica através de silviculturas, pastagens, áreas não vegetadas, plantações de soja e outros usos agrícolas (Apêndice D). Ainda, de acordo com o Mapa 14, esse limite abrange as zonas primitiva, de uso extensivo e de recuperação.

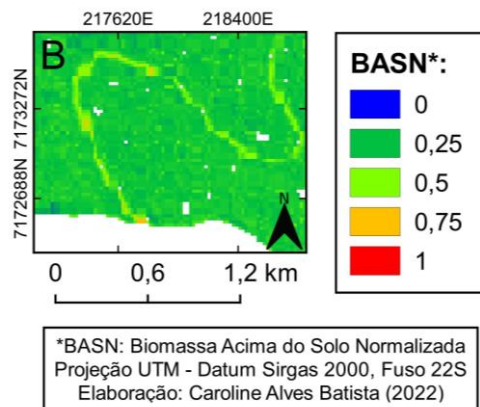
De acordo com Hoffmann (2019), na região leste, entre os municípios de Céu Azul e Santa Tereza do Oeste, nas proximidades da nascente do Rio Gonçalves Dias, onde predomina a fisionomia FOM, encontram-se muitos indivíduos jovens de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, indicando que ocorre uma regeneração natural dessa espécie no local, e poucos indivíduos de *Dicksonia sellowiana* Hook., com no máximo 2 m de altura, o que pode estar relacionado com os valores baixos de BASN mensurados nessa região.

Nesse limite, do trecho médio até a foz do Rio Gonçalves Dias, região onde predomina a FES, de acordo com as coletas do SpeciesLink (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022), estão presentes alguns arbustos e árvores, como *Xylosma venosa* N.E.Br. e *Solanum sanctae-catharinae*

Dunal, e a trepadeira *Dolichandra cynanchoides* Cham, que possui ocorrência em floresta ciliar ou galeria (Apêndice A).

Apenas dois cursos d'água tiveram comportamento diferente dos demais, com níveis de BASN sobressaindo-se entre 0,5 e 0,75, sendo eles o Rio Silva Jardim e o Rio Floriano (ilustrado em B, Mapa 12; Mapa 16). Esses rios estão dentro das zonas primitiva e intangível, respectivamente (Mapa 14), desaguam no Rio Iguaçu e são os principais dentro da UC, possuindo afluentes que percorrem grande parte do parque.

Mapa 16 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região B do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



Fonte: Autoria própria (2022)

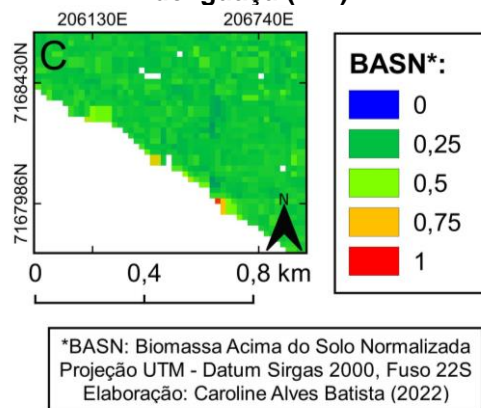
Esses afluentes carregam grande quantidade de matéria orgânica e nutrientes do solo para os rios principais, o que pode deixar o ambiente aquático propício para a ocorrência de algas, macrófitas e cianobactérias (KHAN; MOHAMMAD, 2013), que, por sua vez, em conjunto com as espécies arbóreas e arborescentes ali existentes, podem aumentar os valores de biomassa.

De acordo com Oyama, Matsushita e Fukushima (2015), florações de cianobactérias e macrófitas aquáticas dispõem de características espectrais perceptíveis e diferenciáveis entre si quando visualizadas nas bandas do infravermelho de ondas curtas (SWIR). Essa propensão de visualização desses indivíduos na banda SWIR, a mesma utilizada no presente estudo, pode estar correlacionada com os altos valores de biomassa nesses cursos d'água.

O limite sul, completamente limitado pelo Rio Iguaçu (ilustrado em C, Mapa 12; Mapa 17), também obteve mais pixels entre 0,25 e 0,5, com valores entre 0,5, 0,75 e 1 sendo cada vez mais frequentes conforme o Rio Iguaçu se aproxima da confluência com o Rio Gonçalves Dias, onde mais a frente está a UHE Baixo Iguaçu, o que pode ser indício de proliferação de macrófitas e algas. O PNI detém a maioria

da sua borda sul nas zonas primitiva e de recuperação (Mapa 14). Esse limite apresenta espécies como *Mimosa bimucronata* (DC.) Kuntze, *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg., *Ficus guaranitica* Chodat e *Inga marginata* Willd. (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022); que apresentam juntas porte de 4-20 m (altura) e 20-180 cm (diâmetro) (Apêndice A).

Mapa 17 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na região C do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



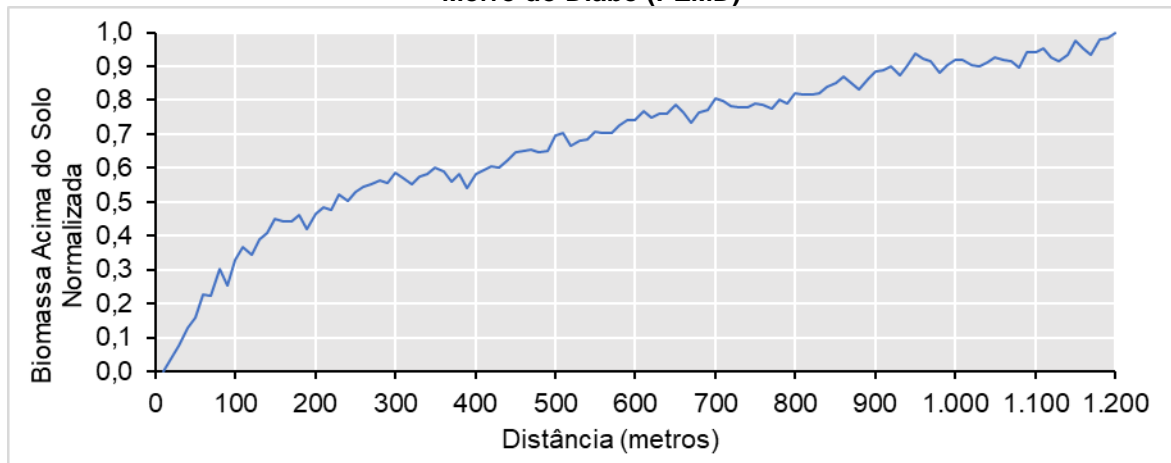
Fonte: Autoria própria (2022)

Ainda, em duas lagoas intermitentes, conforme exemplificado em D (Mapa 12; Mapa 15), predominaram níveis de BASN entre 0,5 e 0,75. Essas lagoas detêm *Inga marginata* Willd., *Ocotea puberula* (Rich.) Ness e *Gymnanthes klotzschiana* Müll.Arg. (CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL, 2022). Em uma delas, localizada ao sudoeste na proximidade do portão do parque, Menezes *et al.* (2013) identificaram um total de 63 táxons distribuídos em 14 gêneros de algas fitoplanctônicas da classe *Zygnemaphyceae* associados à macrófita aquática *Utricularia foliosa* L.

6.2 Efeito de borda: influência do tamanho e formato em florestas protegidas

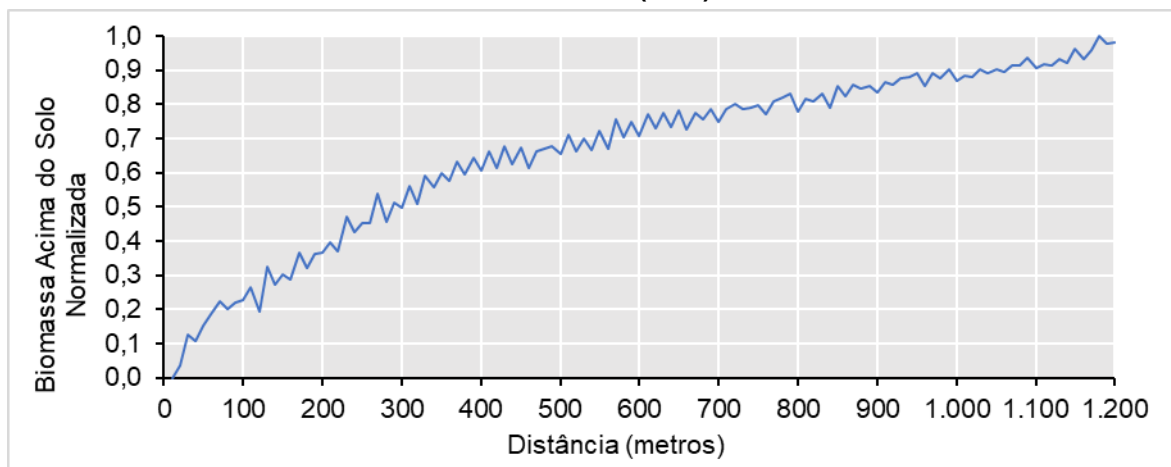
À nível de borda, após o zoneamento e aplicação da estatística zonal, foram elaborados gráficos dos somatórios de biomassa acima do solo normalizada (BASN) em cada faixa de estudo (Gráfico 4; Gráfico 5; Gráfico 6), com a distância variando de 0 (borda) a 1.200 metros (interior) e gradiente de biomassa florestal normalizada variando de 0 (valor mínimo de BAS na respectiva UC) a 1 (valor máximo), permitindo a visualização do comportamento da BASN no gradiente da extremidade de cada UC.

Gráfico 4 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na borda do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



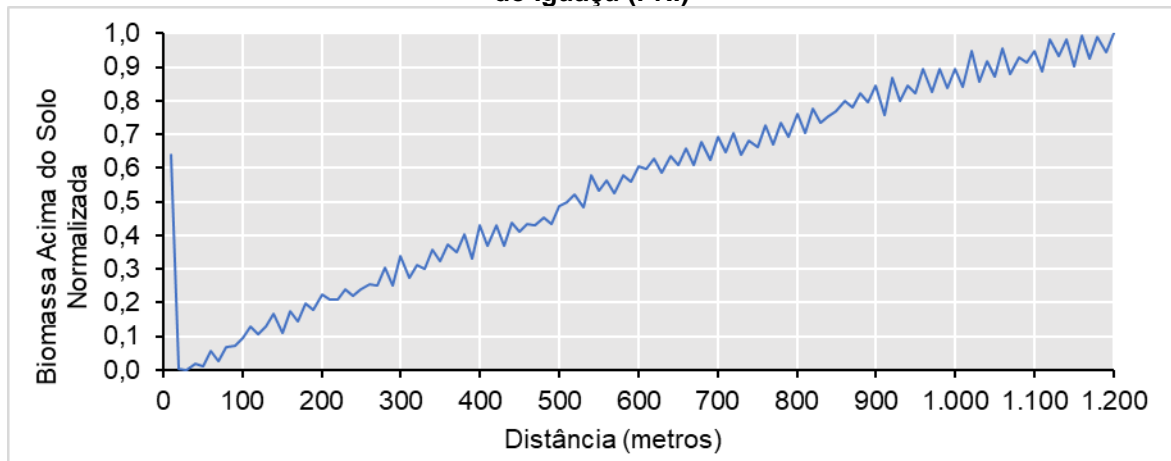
Fonte: Autoria própria (2022)

Gráfico 5 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na borda da Reserva Biológica das Perobas (RBP)



Fonte: Autoria própria (2022)

Gráfico 6 - Distribuição de biomassa acima do solo normalizada na borda do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



Fonte: Autoria própria (2022)

De maneira geral, a biomassa acima do solo foi diferente entre as comunidades arbóreas na borda da floresta e nos habitats do interior (Gráfico 4; Gráfico 5; Gráfico 6), com exceção da primeira faixa do PNI, entre 0 e 10 metros, onde ocorreu um somatório de BASN de 0,641, que está associado com os valores predominantes entre 0,25 e 0,5 e com a presença de alguns pixels entre 0,5 e 1, nos limites sul e leste da UC (Mapa 12).

Pelos dados representando o desenvolvimento da BASN em relação à profundidade da borda, foi perceptível o acréscimo de biomassa conforme o aumento da distância, tendo a ascensão chegado à metade da biomassa nos pontos 240 m (PEMD), 270 m (RBP) e 520 m (PNI) (Gráfico 4; Gráfico 5; Gráfico 6).

Esses valores condizem com Chaplin-Kramer *et al.* (2015), pois, utilizando dados pantropicais de floresta sobre biomassa acima do solo e baseando-se em mapas de resolução grosseira (pixels de 500 m), estimaram que os menores valores de biomassa encontram-se nos primeiros 500 metros da borda da floresta e que reduções de 10% estendem-se até 1.500 metros.

A mesma tendência foi observada em um estudo com uso de alta resolução (pixels de 30 m) de Brinck *et al.* (2017), que analisaram a fragmentação de florestas tropicais e seu impacto no ciclo global do carbono. Esses pesquisadores apuraram que o gradiente de 100 metros, da borda até o interior, representa aproximadamente 19% da área remanescente de florestas tropicais, e nessa parcela os efeitos de borda causam 10,3 gigatoneladas (Gt) adicionais de emissões de carbono, o que equivale a 0,34 Gt por ano e representa 31% das liberações anuais de carbono estimadas devido ao desmatamento tropical.

Relacionando os resultados mensurados com estudos realizados em campo, foi possível averiguar a ocorrência de efeitos de borda abaixo da distância de 270 m na RBP (Gráfico 5), e Borsato (2017), em sua análise para verificar a existência de efeito de borda na RBP, relacionou positivamente os parâmetros de volume e altura médios de indivíduos arbóreos com os fatores de luz e umidade, evidenciando uma alteração na estrutura florestal atrelada ao efeito de borda, e, apesar de não ter definido exatamente uma distância, constatou visualmente uma mudança de estrutura perceptível a partir de 200 metros do limite da borda.

Ainda, no presente estudo houve efeito de borda abaixo da distância de 520 m no PNI (Gráfico 6), e Alves (2017), avaliando o efeito de borda sobre a composição microbiana do solo no PNI durante um gradiente de 400 metros de borda/interior,

averiguou um aumento significativo até 400 metros na concentração de actinobactérias, que mineralizam matéria orgânica e são sensíveis às alterações físicas no ambiente (BARBOZA *et al.*, 2018; XIAO *et al.*, 2022), e uma tendência de redução a partir de 200 metros do número médio de plantas rasteiras, características de estágios de sucessão iniciais, pois preparam o local para o desenvolvimento de espécies mais exigentes (PAULA *et al.*, 2002).

De acordo com a literatura, a distância dos efeitos de borda em fragmentos florestais podem variar de acordo com as condições locais do ambiente, como idade da borda (HARPER *et al.*, 2005; MAGNAGO *et al.*, 2017), tamanho e forma do fragmento (GALANES; THOMLINSON, 2009; LAURANCE; CURRAN, 2008), clima regional (MEEUSSEN *et al.*, 2020), tipo de vegetação (MURCIA, 1995) e uso do solo na matriz circundante (MELITO; METZGER; OLIVEIRA, 2018; MOURA *et al.*, 2012).

No que concerne à variável tempo, a idade de criação da borda pode afetar a intensidade dos seus efeitos, pois, considerando a longevidade de muitas espécies de flora, a borda da floresta ainda pode estar encarando um déficit de extinção local neste ambiente, mesmo após alguns anos desde a fragmentação (LAURANCE *et al.*, 2000; MAGNAGO *et al.*, 2017; RAZAFINDRATSIMA *et al.*, 2018). Em contrapartida, bordas mais antigas tendem a ter uma vegetação mais densa, o que reduz a incidência de luz e, por consequência, modifica a distância alcançada pelos efeitos de borda (HARPER *et al.*, 2005; RIES *et al.*, 2004).

O PEMD foi transformado em parque em 1986 pelo Decreto Estadual nº 25.342 (SÃO PAULO, 1986), a RBP teve seu processo de criação iniciado em 2002, através das portarias nº 507 e 508 do Ministério do Meio Ambiente (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002a; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2002b), sendo criada efetivamente em 2006 (BRASIL, 2006), e o PNI foi estabelecido em 1939 por meio do Decreto Federal nº 1.035 (BRASIL, 1939). Assim, levando em consideração a legislação vigente acerca de suas respectivas criações e a data de aquisição de imagem do presente estudo (Tabela 1), os atuais limites das UC's detêm 33 anos (PEMD), 13 anos (RBP) e 80 anos (PNI). Todavia, cabe ressaltar que os seus processos de fragmentação provavelmente podem ter sido originados bem antes de suas datas efetivas de criação segundo a legislação brasileira, sendo incertas suas exatas idades de criação de borda.

Alguns estudos estimaram um atraso entre 10 e 50 anos para que as bordas de florestas recém-criadas atinjam novos equilíbrios após sofrerem o processo de fragmentação (PÜTZ *et al.*, 2011; PÜTZ *et al.*, 2014).

De acordo com Pütz *et al.* (2014), a maioria das perdas de carbono em florestas neotropicais não perturbadas ocorrem nos primeiros 30 anos após a fragmentação, e quanto maior o tamanho do fragmento menor é a perda de biomassa, estando os fragmentos menores que 10 ha mais suscetíveis, com aproximadamente 50% de perda de carbono acima do solo, e os maiores do que 1.000 ha com porcentagens abaixo de 10%.

Em relação ao tamanho e forma extraídos a partir dos limites de estudo de cada UC, foram mensurados área e índice de diversidade de Patton (ID) de 35.816 ha e 1,961 para o PEMD, 8.796 ha e 2,042 para a RBP, e 162.479 ha e 2,911 para o PNI (Tabela 2), sendo classificados, de acordo com as categorias de complexidade de forma de Pincheira-Ulbrich, Rau e Peña-Cortés (2009), como retangular oblongo, amorfo e amorfo, respectivamente.

Tabela 2 - Dados de distância do efeito de borda, perímetro, área e índice de Patton mensurados em cada área de estudo

UC's		Dados mensurados		
Categorias	Distância em 0,5 de BAS	Perímetro	Área	Índice de Patton
PEMD	240 m (Gráfico 4)	131.567,30 m	35.816 ha	1,961
RBP	270 m (Gráfico 5)	67.893,03 m	8.796 ha	2,042
PNI	520 m (Gráfico 6)	415.920,71 m	162.479 ha	2,911

Fonte: A autoria própria (2022)

Diante do ponto de vista do índice de diversidade de Patton (ID), as UC's com menor complexidade de forma obtiveram menores efeitos de borda em 0,5 de BAS, com PEMD apresentando efeito de borda de 240 m e ID de 1,961, ao passo que RBP teve 270 m e 2,042 e PNI expressou 520 m e 2,911 (Tabela 2), estando de acordo com outros estudos (ARELLANO-RIVAS; DE-NOVA; MUNGUÍA-ROSAS, 2018; FERREIRA *et al.*, 2018).

Para Arellano-Rivas, De-nova e Munguía-rosas (2018) e Ferreira *et al.* (2018), os fragmentos com valores superiores de ID são aqueles que estão mais sujeitos aos efeitos de borda, pois, manchas com formas mais irregulares têm maior relação perímetro-área e, portanto, detêm relativamente mais área afetada pelo efeito de borda do que manchas mais circulares.

Segundo Arellano-Rivas, De-nova e Munguía-rosas (2018), Magnago *et al.* (2015) e Melito, Metzger e Oliveira (2018), a forma e o tamanho das manchas florestais influenciam suas quantidades relativas de áreas de borda e núcleo, em que com o aumento do tamanho do fragmento, a pressão externa no interior da floresta diminui e o efeito de borda é reduzido. Ainda, para Magnago *et al.* (2017), pequenos fragmentos tendem a ter menor densidade de BAS, por possuírem menor área de interior bem preservada.

Santana *et al.* (2021), avaliando o efeito do tamanho e da forma do fragmento nas relações entre o habitat da floresta e as métricas estruturais da comunidade no Parque Estadual da Serra do Papagaio, pertencente à Mata Atlântica, constataram que à medida que o tamanho da mancha aumenta e a irregularidade da forma diminui, o interior da floresta tem mais biomassa e árvores mais altas com maior diâmetro de caule em comparação com a borda da floresta.

Sob a ótica do tamanho das florestas protegidas, no presente estudo não foi possível verificar uma interferência da área na distância do efeito de borda das UC's (Tabela 2), o que contrapõe os estudos supracitados, sendo possível que o espaço amostral de apenas três UC's e o ID, assim como as atividades antrópicas na matriz circundante e o tipo específico de vegetação em cada mancha, tenham interferido nos resultados alcançados.

Calbi *et al.* (2021), ao caracterizarem as comunidades vegetais de remanescentes florestais do alto andino no interior de Bogotá, reunindo variáveis relacionadas a distúrbios antropogênicos e métricas de paisagem, descobriram que o aumento da perturbação antrópica resultou em valores mais baixos de biomassa acima do solo na vegetação lenhosa e que a BAS aumenta conforme aumentam o número de árvores grandes e a proporção de espécies arbóreas de sucessão tardia.

De acordo com Lima *et al.* (2020), em seu estudo realizado na Mata Atlântica, as perdas induzidas pelas atividades antrópicas são menores dentro das áreas protegidas e diminuem conforme o tamanho da área protegida aumenta, elucidando a importância das grandes áreas protegidas na conservação da biodiversidade; entretanto, mesmo dentro de algumas dessas áreas, são detectadas perdas generalizadas de riqueza de espécies e de biomassa florestal. Além disso, segundo Brinck *et al.* (2017), 83% da área de borda total, nos fragmentos da América do Sul, é relativo à área antropogênica e apenas 1,4% representativo de linhas de árvores.

Por outro lado, a inclinação da curva de biomassa na borda pode estar relacionada à quantidade de BAS que cada mancha abriga, pois quanto maiores os seus valores, maior é a tendência linear das curvas de distribuição nos trechos de borda de estudo, enquanto que menor BAS está relacionada com uma tendência exponencial da curva (Gráfico 4; Gráfico 5; Gráfico 6). Essa relação condiz com o mapa da distribuição de BAS máxima potencial referente ao ano de 2020 para a Mata Atlântica, elaborado por Ferreira (2020), que traz densidades de BAS aproximadas para as regiões de estudo de 150 Mg/ha para PEMD, 175 Mg/ha para RBP e 250 Mg/ha para PNI.

Assim, devido à normalização dos dados (de 0 a 1), ainda que tenham valores de mínimos e máximos diferentes, da mesma forma que a quantidade de biomassa máxima da mancha pode influir na inclinação da curva de BASN na borda do fragmento (Gráfico 4; Gráfico 5; Gráfico 6), é possível que esteja relacionada com as diferentes colorações apresentadas nos mapas de distribuição de biomassa florestal (Mapa 2; Mapa 7; Mapa 12), dado que as UC's dispõem de tons vermelho-alaranjados, verde-escuros, verde-claros e azuis em diferentes proporções (Gráfico 1; Gráfico 2; Gráfico 3).

7 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos, através da utilização de dados de sensoriamento remoto e de ferramentas de geoprocessamento, possibilitaram levantar informações preliminares para o gerenciamento de florestas protegidas de maneira prática, rápida e pouco onerosa, sendo útil em apresentar o comportamento da biomassa florestal e os possíveis limites dos efeitos de borda, e elucidando a complexidade dos fragmentos e a provável ocorrência de micro-habitats.

De maneira geral, os menores valores de biomassa encontraram-se em regiões de borda, de vegetação ripária, de lagoas intermitentes, de ocupações antrópicas e de recuperação, à medida que os valores médios para maiores ocorreram em zonas de interior e de alguns cursos d'água e lagoas intermitentes. Ainda, foi possível constatar que os limites que estão em contato com aceiros, usos agrícolas (principalmente cana-de-açúcar, soja e pastagens), estruturas antrópicas e cursos d'água desprovidos de APP's são os mais sujeitos à menores quantidades de biomassa na borda, ao passo que os limites circundados por cursos d'água com APP's demonstraram-se com valores de biomassa médios para maiores.

Os valores de distância do efeito de borda, área e índice de diversidade de Patton para cada UC foram de 240 m, 35.816 ha e 1,961 para o PEMD; 270 m, 8.796 ha e 2,042 para a RBP; e 520 m, 162.479 ha e 2,911 para o PNI; sendo classificados como retangular oblongo, amorfo e amorfo, respectivamente. Assim, os fragmentos com menor complexidade de forma apresentaram menores efeitos de borda, enquanto que o tamanho das áreas de estudo não esteve relacionado ao efeito de borda.

Dessa maneira, sugere-se para trabalhos futuros coletas de campo dos dados de biomassa acima do solo e o aumento do número de florestas protegidas de estudo, para refinar a metodologia aplicada, visando o comparativo com a presente pesquisa e aumento da precisão do modelo; assim como, recomenda-se estudos de campo voltados para análise de bancos de macrófitas e algas em cursos d'água e em lagoas intermitentes nas áreas do presente estudo.

Por fim, uma vez que os resultados deste e de outros estudos levantam um alerta para a necessidade de reduzir a criação de bordas e de abrandar as bordas existentes para a conservação integral da biodiversidade, a minimização dos efeitos de borda e das perdas de biomassa pode ser realizada através de medidas associadas ao manejo de cipós e lianas, que podem favorecer o reestabelecimento

de espécies nativas nas bordas; da implementação de barreiras formadas por linhas de eucalipto ao redor do fragmento; de medidas de manutenção de aceiros, pois podem diminuir a proliferação de exóticas invasoras nas regiões de borda; e de fiscalizações e sanções às extrações ilegais de madeira nas florestas protegidas.

REFERÊNCIAS

AHAMED, T.; TIAN, L.; ZHANG, Y.; TING, K. C. A review of remote sensing methods for biomass feedstock production. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, n. 7, p. 2455-2469, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0961953411001036>. Acesso em: 17 jul. 2021.

ALASKA SATELLITE FACILITY. Dataset: ©JAXA/METI **ALOS PALSAR L1.5 2019**. Disponível em: <https://www.asf.alaska.edu>. Acesso em: 19 set. 2020.

ALMEIDA, C. T. DE; GALVÃO, L. S.; ARAGÃO, L. E. DE O. C. E.; *et al.* Combining LiDAR and hyperspectral data for aboveground biomass modeling in the Brazilian Amazon using different regression algorithms. **Remote Sensing of Environment**, v. 232, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425719303426?via%3Dihub>. Acesso em: 28 jul. 2021.

ALVARES, A. A.; *et al.* Köppen's Climate Classification Map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. Acesso em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 21 jul. 2021.

ALVES, F. I. **Predição de demanda para sistemas de bicicletas compartilhadas com estações utilizando agregação de dados meteorológicos**. 2019. Monografia (Bacharelado em Ciência da Computação) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/212492/001116568.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 22 jul. 2021.

ALVES, J. R. M. **Efeito de borda sobre os microrganismos do solo em fragmento florestal do Parque Nacional do Iguaçu**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2017. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/12564/1/feitobordafragmentoflorestal.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2022.

ALVES, L. F.; VIEIRA, S. A.; SCARANELLO, M. A.; *et al.* Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679–691, 2010. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112710002926>. Acesso em: 03 dez. 2021.

ANJOS, L. DOS. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 87–94, 1998. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32/cap07.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2021.

- ARELLANO-RIVAS, A.; DE-NOVA, J. A.; MUNGUÍA-ROSAS, M. A. Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 1, p. 136–146, 2018. Disponível em: <https://academic.oup.com/jpe/article/11/1/136/2729971>. Acesso em: 31 jan.2022.
- BACCINI, A.; WALKER, W.; CARVALHO, L.; *et al.* Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230–234, 2017. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aam5962>. Acesso em: 05 dez. 2021.
- BALD, J. L.; PETRY, C. A.; CORDEIRO, J. Aspectos estruturais e diversidade arbórea em fragmento florestal urbano no oeste paranaense. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 1, p. 1006–1023, 2021. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/22605/18100>. Acesso em: 26 nov. 2021.
- BARBOSA, J. M.; MELENDEZ-PASTOR, I.; NAVARRO-PEDREÑO, J.; BITENCOURT, M. D. Remotely sensed biomass over steep slopes: An evaluation among successional stands of the Atlantic Forest, Brazil. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 88, p. 91–100, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0924271613002815>. Acesso em: 18 jul. 2021.
- BARBOZA, A. D. M.; PYLRO, V. S.; JACQUES, R. J. S.; *et al.* Seasonal dynamics alter taxonomical and functional microbial profiles in Pampa biome soils under natural grasslands. **Peer**, v. 13, n. 6, p. 29915701, 2018. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29915701/>. Acesso em: 29 jan. 2022.
- BATTUDE, M.; AL BITAR, A.; MORIN, D.; *et al.* Estimating maize biomass and yield over large areas using high spatial and temporal resolution Sentinel-2 like remote sensing data. **Remote Sensing of Environment**, v. 184, p. 668–681, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425716302875>. Acesso em: 12 jul. 2021.
- BECKNELL, J. M.; KELLER, M.; PIOTTO, D.; *et al.* Landscape-scale lidar analysis of aboveground biomass distribution in secondary Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 50, n. 3, p. 520–530, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12538>. Acesso em: 28 jul. 2021.
- BEHERA, S. K.; SAHU, N.; MISHRA, A. K.; *et al.* Aboveground biomass and carbon stock assessment in Indian tropical deciduous forest and relationship with stand structural attributes. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 513–524, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857416306693>. Acesso em: 12 jul. 2021.
- BHERING, S. B.; SANTOS, H. G. dos; MANZATO, C. V.; *et al.* **Mapa de solos do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2007. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/339505>. Acesso em: 21 jul. 2021.

BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. **G. Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest.** 1. ed. New Haven: Yale University Press, 2001.

BIGARELLA, J. J.; LEPREVOST, A.; BOLSANELLO, A. **Rochas do Brasil.** 1. ed. Rio de Janeiro: Livros Técnicos e Científicos, 1985.

BORSATO, B. J. G. **Estudo do efeito de borda sobre a estrutura florestal na Reserva Biológica das Perobas.** 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2017. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/6929>. Acesso em: 22 jul. 2021.

BRAGION, E. D. F. A.; COELHO, G. A. O.; DE SIQUEIRA, F. F.; URIARTE, M.; VAN DEN BERG, E. Sharp differentiation on the performance of plant functional groups across natural edges. **Journal of Plant Ecology**, v. 12, n. 1, p. 186–198, 2018. Disponível em: <https://academic.oup.com/jpe/article/12/1/186/4857374>. Acesso em: 27 jan. 2022.

BRASIL. **Decreto-lei nº 1.035, de 10 de janeiro de 1939.** Cria o Parque Nacional do Iguassú e dá outras providências. Brasília, DF: 1939. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/>. Acesso em: 29 jan. 2022.

BRASIL. **Decreto nº 10.793, de 20 de março de 2006.** Cria a Reserva Biológica das Perobas, no Estado do Paraná, e dá outras providências. Brasília, DF: 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/dnn/Dnn10793.htm. Acesso em: 16 fev. 2022.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Brasília, DF: Casa Civil, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 09 jul. de 2021.

BRASIL. **Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.** Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF: Casa Civil, 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm. Acesso em: 06 dez. 2021.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Brasília, DF: Casa Civil, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acesso em: 06 dez. 2021.

BRINCK, K.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; *et al.* High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, v. 8, p. 14855, 2017. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms14855>. Acesso em: 29 jan. 2022.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Urbana: FAO, 1997. *E-book*. Disponível em: <https://www.fao.org/3/w4095e/w4095e00.htm>. Acesso em: 01 dez. 2021.

BURKEY, T. V. Edge effects in seed and egg predation at two neotropical rainforest sites. **Biological Conservation**, v. 66, n. 2, p. 139–143, 1993. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/000632079390145Q>. Acesso em: 21 jul. 2021.

CALBI, M.; FAJARDO-GUTIÉRREZ, F.; POSADA, J. M.; *et al.* Seeing the wood despite the trees: exploring human disturbance impact on plant diversity, community structure, and standing biomass in fragmented high Andean forests. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 5, p. 2110–2172, 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/ece3.7182>. Acesso em: 30 jan. 2022.

CANAVESI, V. **Aplicação de dados Hyperion EO-1 no estudo de plantações de *Eucalyptus spp.*** 2008. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Departamento de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008. Disponível em: <http://mtc-m16c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m18@80/2008/07.01.14.06/doc/publicacao.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2021.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R. DE; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 2, p. 277–290, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/QKJZTHq3WhV SXHgVMyskHCL/?lang=pt>. Acesso em: 05 dez. 2021.

CASTELLA, P. R.; BRITZ, R. M. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. 236p.

CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL – CRIA. **speciesLink Network**. Campinas: Centro de Referência em Informação Ambiental, 2022. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acesso em: 11 fev. 2022.

CHAPLIN-KRAMER, R.; RAMLER, I.; SHARP, R.; *et al.* Degradation in carbon stocks near tropical forest edges. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, 2015. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms10158#ref-CR30>. Acesso em: 29 jan. 2022.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.12629>. Acesso em: 12 jul. 2021.

CHEN, Y. J.; CAO, K. F.; SCHNITZER, S. A.; *et al.* Water-use advantage for lianas over trees in tropical seasonal forests. **New Phytologist**, v. 205, n. 1, p. 128–136, 2015. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/nph.13036>. Acesso em: 26 jan. 2022.

CLARK, D. B.; CLARK, D. A. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 80, n. 1–3, p. 235–244, 1996. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0378112795036075>. Acesso em: 14 nov. 2021.

COCHRANE, M. A.; ALENCAR, A.; SCHULZE, M. D.; *et al.* Positive Feedbacks in the Fire Dynamic of Closed Canopy Tropical Forests. **Science**, v. 284, n. 5421, p. 1832–1835, 1999. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.284.5421.1832#:~:text=A%20positive%20feedback%20exists%20between,having%20burned%20more%20than%20once>. Acesso em: 14 nov. 2021.

COLLINGE, S. K. **Ecology of fragmented landscapes**. Maryland: The Johns Hopkins University Press, 2009.

COLLINS, C. D.; BANKS-LEITE, C.; BRUDVIG, L. A.; *et al.* Fragmentation affects plant community composition over time. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 119–130, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ecog.02607#:~:text=Habitat%20fragmentation%20can%20lead%20to,initial%20state%20of%20habitat%20maturity.&text=Beta%20diversity%20within%20a%20fragmentation,any%20of%20the%20four%20sites>. Acesso em: 12 nov. 2021.

COPERNICUS SENTINEL DATA 2019. Retrieved from Copernicus Data Hub, 24 ago. 2019, **processed by ESA**. Disponível em: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Acesso em: 24 ago. 2019.

CORLETT, R. T. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, v. 19, n. 2, p. 159–172, 1995. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/030913339501900201>. Acesso em: 9 jul. 2021.

CURRAN, P. J.; ATKINSON, P. M. Geostatistics and remote sensing. **Progress in Physical Geography**, v. 22, n. 1, p. 61–78, 1998. Disponível em: <https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/030913339802200103>. Acesso em: 30 nov. 2021.

CYSNEIROS, V. C.; COELHO DE SOUZA, F.; GAUI, T. D.; *et al.* Integrating climate, soil and stand structure into allometric models: An approach of site-effects on tree allometry in Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 127, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X21004593>. Acesso em: 28 jul. 2021.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história da devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.

DEBASTIANI, A. B.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; REX, F. E.; PINTO, N. S. Evaluating SAR-optical sensor fusion for aboveground biomass estimation in a Brazilian tropical forest. **Annals of Forest Research**, v. 62, n. 2, p. 109–122, 2019.

Disponível em: <http://afrjournal.org/index.php/afr/article/view/1267>. Acesso em: 28 jul. 2021.

DETTKE, G. A.; CRESPIÃO, L. M. P.; SIQUEROLO, L. V.; SIQUEIRA, E. L.; CAXAMBÚ, M. G. Floristic composition of the seasonal semideciduous forest in southern Brazil: Reserva Biológica das Perobas, state of Paraná. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 40, n. 1, 2018. Disponível em: <https://www.redalyc.org/jatsRepo/1871/187158163002/187158163002.pdf>. Acesso em: 21 out. 2021.

DRUSCH, M.; DEL BELLO, U.; CARLIER, S.; *et al.* Sentinel-2: ESA's Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. **Remote Sensing of Environment**, v. 120, p. 25–36, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425712000636>. Acesso em: 17 set. 2020.

DURÁN, S. M.; GIANOLI, E. Carbon stocks in tropical forests decrease with liana density. **Biology Letters**, v. 9, n. 4, p. 20130301, 2013. Disponível em: <https://royalsocietypublishing.org/doi/full/10.1098/rsbl.2013.0301>. Acesso em: 26 jan. 2022.

ELACHI, C.; ZYL, J. V. **Introduction To The Physics and Techniques of Remote Sensing**. 3. ed. New Jersey: John Wiley & Sons Inc, 2021. *E-book*. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.1002/0471783390>. Acesso em: 28 jul. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Monitoramento por Satélite. **Sistema de Gestão Territorial da ABAG/RP**. 2005. Disponível em: <http://www.abagrp.cnpm.embrapa.br/areas/vegetacao.htm>. Acesso em: 23 de jan. 2022.

ERDŐS, L.; KRÖEL-DULAY, G.; BÁTORI, Z.; *et al.* Habitat heterogeneity as a key to high conservation value in forest-grassland mosaics. **Biological Conservation**, v. 226, p. 72–80, 2018. Disponível em: <http://www.grassland-restoration.eu/wp-content/pub/24-Erd%c5%91s.et.al.-2018-habitat.heterogeneity-BiolConserv.pdf>. Acesso em: 27 jan. 2022.

FAHRIG, L. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications**, v. 346, n. 2, p. 346–353, 2002. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1890/1051-0761%282002%29012%5B0346%3AEOHFOT%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 12 nov. 2021.

FARIA, H. H. de; PIRES, S. A. Rodovia em Unidade de Conservação: o caso do Parque Estadual Morro do Diabo, São Paulo, Brasil. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 8, n. 3, p. 1–22, 2012. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/274/273. Acesso em: 19 jan. 2022.

FEKETY, P. A.; FALKOWSKI, M. J.; HUDAK, A. T.; JAIN, T. B.; EVANS, J. S. Transferability of Lidar-derived basal area and stem density models within a northern Idaho ecoregion. **Canadian Journal of Remote Sensing**, v. 44, n. 2, p. 131–143, 2018. Disponível em:

https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/07038992.2018.1461557?casa_token=QcJCf30AZRMAAAA%3AOdDApftwPzrmkLCZPeCDZMF6ryv6c7Q91vIZNOHr7VDvqZNH158OT-bm2m6C2W5oMmYqjUYXnLLkg. Acesso em: 10 ago. 2021.

FERREIRA, I. J. M.; FERREIRA, J. H. D.; BUENO, P. A. A.; *et al.* Spatial dimension landscape metrics of atlantic forest remnants in paraná state, Brazil. **Acta Scientiarum - Technology**, v. 40, n. 1, p. 36503, 2018. Disponível em:

<https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/36503/pdf>. Acesso em: 28 dez. 2021.

FERREIRA, I. J. M. **Impacto das mudanças climáticas sobre a biomassa acima do solo em fragmentos de Mata Atlântica**. 2020. Dissertao (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Departamento de Sensoriamento Remoto, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2020. Disponível em:

<http://mtc-m21c.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m21c/2020/03.25.14.25/doc/publicacao.pdf>. Acesso em: 06 dez. 2021.

FERRETTI, A. R.; BORGES, R. S.; BRITTEZ, R. M. Os estados da Mata Atlântica: Paraná. *In*: CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. 1. ed. p. 58-76. Brasília: RMA, 2006. *E-book*. Disponível em:

<https://biowit.files.wordpress.com/2010/11/mata-atlantica-uma-rede-pela-floresta.pdf>. Acesso em: 27 out. 2021.

FITTON, N.; ALEXANDER, P.; ARNELL, N.; *et al.* The vulnerabilities of agricultural land and food production to future water scarcity. **Global Environmental Change**, v. 58, 2019. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378018307489>. Acesso em: 13 nov. 2021.

FLORENZANO, T. G. **Iniciao em sensoriamento remoto**. 3. ed. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

FLORES, B. M.; DE S DECHOUM, M.; SCHMIDT, I. B.; *et al.* Tropical riparian forests in danger from large savanna wildfires. **Journal of Applied Ecology**, v. 58, n. 2, p. 419–430, 2021. Disponível em:

<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.13794>. Acesso em: 16 fev. 2022.

FONSÊCA, N. C.; MARIA, I.; MEUNIER, J.; CAROLINA, A.; SILVA, B. L. E. Can fallen trees enhance aboveground biomass estimation? A proposal for the Brazilian Atlantic Forest. **Revista Biologia Tropical**, v. 68, n. 4, p. 1284–1297, 2020. Disponível em:

https://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442020000401284&script=sci_arttext&tlng=en. Acesso em: 28 jul. 2021.

FONTOURA, S. B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community

diversity and composition across an edge between Araucaria forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 1, p.79-91, 2006. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbb/a/kXkvCBgmhxwxWfLFkHRr76q/?lang=en&format=pdf>. Acesso em: 22 jul. 2021.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **World food and agriculture - statistical yearbook 2020**. Roma: FAO, 2020. Disponível em: <https://www.fao.org/3/cb1329en/cb1329en.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.

FOODY, G. M.; CUTLER, M. E.; MCMORROW, J.; *et al.* Mapping the biomass of Bornean tropical rain forest from remotely sensed data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, n. 4, p. 379–387, 2001. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1466-822X.2001.00248.x>. Acesso em: 12 jul. 2021.

FOODY, G. M. Remote sensing of tropical forest environments: towards the monitoring of environmental resources for sustainable development. **International Journal of Remote Sensing**, v. 24, n. 20, p. 4035–4046, 2003. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/0143116031000103853>. Acesso em: 27 jul. 2021.

FREITAS, S. R.; MELLO, M. C. S.; CRUZ, C. B. M. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic Rainforest. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 353–362, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112705005013>. Acesso em: 9 jul. 2021.

FRITZSONS, E.; WREGGE, M. S.; MANTOVANI, L. E. A distribuição natural do Pinheiro-do-Paraná no estado do Rio Grande do Sul, Brasil: a influência de fatores climáticos. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, p. 117–132, 2018. Disponível em: <https://www.readcube.com/articles/10.5380%2Fabclima.v22i0.51315>. Acesso em: 5 dez. 2021.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020, relatório técnico**. 73 p. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2021. Disponível em: https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2021/05/SOSMA_Atlas-da-Mata-Atlantica_2019-2020.pdf. Acesso em: 26 out. 2021.

GALANES, I. T.; THOMLINSON, J. R. Relationships between spatial configuration of tropical forest patches and woody plant diversity in northeastern Puerto Rico. **Plant Ecology**, v. 201, n. 1, p. 101–113, 2009. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/40305625>. Acesso em: 28 jan. 2022.

GASCON, C.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia central. *In*: GARAY, I.; DIAS, B. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. 1. ed. p. 112-127. Petrópolis: Vozes, 2002.

GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. Minimum viable population: processes of species extinction. *In*: SOULÉ, M. E. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. 1. ed. p. 19-34. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 1986.

GODOY-VEIGA, M.; CECCANTINI, G.; PITSCH, P.; *et al.* Shadows of the edge effects for tropical emergent trees: the impact of lianas on the growth of *Aspidosperma polyneuron*. **Trees**, v. 32, n. 4, p. 1073–1082, 2018. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00468-018-1696-x>. Acesso em: 31 jan. 2022.

GUBERT FILHO, F. A. O desflorestamento do Paraná em um século. *In*: SONDA, C.; TRAUCCZYNSKI, S. C. (org.). **Reforma agrária e meio ambiente: teoria e prática no estado do Paraná**. 1. ed. p. 15-25. Curitiba, PR: ITCG, 2010. *E-book*. Disponível em: <http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Reforma-Agraria-e-Meio-Ambiente>. Acesso em: 27 out. 2021.

HARDWICK, S. R.; TOUMI, R.; PFEIFER, M.; *et al.* The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 201, p. 187–195, 2015. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28148995/>. Acesso em: 21 jul. 2021.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; *et al.* Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005. Disponível em: [https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x#:~:text=The%20influence%20of%20the%20adjacent,fragmented%20landscapes%20\(Saunders%20et%20al](https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1523-1739.2005.00045.x#:~:text=The%20influence%20of%20the%20adjacent,fragmented%20landscapes%20(Saunders%20et%20al). Acesso em: 28 jan. 2022.

HENTZ, Â. M. K.; RUZA, M. S.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Técnicas de sensoriamento remoto para estimativa de biomassa em ambientes florestais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 2810, 2014. Disponível em: <https://www.conhecer.org.br/enciclop/2014a/AGRARIAS/tecnicas.pdf>. Acesso em: 9 jul. 2021.

HEWITT, N.; LAROCQUE, G. R.; GREENE, D.; KELLMAN, M. A Model of Hardwood Tree Colonization among Forest Fragments: Predicting Migration Across Human-Dominated Landscapes. **Ecoscience**, v. 26, n. 1, p. 35–51, 2019. Université Laval. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/11956860.2018.1515596?journalCode=teco20>. Acesso em: 17 nov. 2021.

HOFFMANN, G. A. B. **Flora arbórea e arborescente do Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2019. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/handle/1/7063>. Acesso em: 17 fev. 2022.

HOLLAND, G. J.; BENNETT, A. F. Recolonization of forest fragments by a native rodent following experimental “extinctions”. **Austral Ecology**, v. 36, n. 5, p. 521–529,

2011. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1442-9993.2010.02182.x>. Acesso em: 17 nov. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa da área de aplicação da Lei nº 11.428 de 2006**. 2012a. Disponível em: http://geofp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/estudos_ambientais/biomas/mapas/lei11428_mata_atlantica.pdf. Acesso em: 18 jul. 2021.

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**. 2. ed. 271 p. Rio de Janeiro: IBGE, 2012b.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO. **Plano de manejo do Parque Nacional do Iguaçu**. Brasília: ICMBio, 2018. 57 p. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/plano-de-manejo/plano_de_manejo_do_parna_do_iguacu_fevereiro_2018.pdf. Acesso em: 21 jul. 2021.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBIO. **Plano de manejo da Reserva Biológica das Perobas**. Brasília: ICMBio, 2012. 199 p. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/REBI%20DAS%20PEROBAS%20-%20FINAL2.pdf>. Acesso em: 21 jul. 2021.

INSTITUTO DE TERRAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Plano de recuperação ambiental nos assentamentos do Pontal do Paranapanema**. São Paulo: ITESP, 1998. 2. ed. 80 p. Disponível em: http://www.itesp.sp.gov.br/br/info/publicacoes/arquivos/pontal_verde_2e.pdf. Acesso em: 03 nov. 2021.

INSTITUTO FLORESTAL. **Plano de manejo: Parque Estadual do Morro do Diabo**. Santa Cruz do Rio Pardo: Viena, 2006. 311 p. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/2012/01/morrododiabo.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2021.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES - IUCN. **The IUCN red list of threatened species**. Version 2021-3. 2022. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 15 abr. 2022.

JANSSEN, L. L. F.; HUURNEMAN, G. C. **Principles of remote sensing: an introductory textbook**. 4. ed. Enschede: ITC Educational Textbook, 2001. *E-book*. Disponível em: https://webapps.itc.utwente.nl/librarywww/papers_2009/general/principlesremotesensing.pdf. Acesso em: 28 nov. 2021.

JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: Ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, 2014. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/nph.12989>. Acesso em: 12 jul. 2021.

KACHOLI, D. S. Analysis of Structure and Diversity of the Kilengwe Forest in the Morogoro Region, Tanzania. **International Journal of Biodiversity**, v. 2014, p. 8, 2014. Disponível em: <http://www.taccire.suanet.ac.tz/xmlui/handle/123456789/294>. Acesso em: 21 jul. 2021.

KANGAS, J.; STORE, R.; LESKINEN, P.; MEHTA ÉTALO, L. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. **Forest Ecology and Management**, v. 132, n. 2–3, p. 157–171, 2000. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112799002212>. Acesso em: 9 jul. 2021.

KHAN, M.; MOHAMMAD, F. Eutrophication: Challenges and Solutions. In: ANSARI, A.; GILL, S. (ed.). **Eutrophication: causes, consequences and control**. 1 ed. Dordresht: Springer, 2014. *E-book*. Disponível em: https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6_1. Acesso em: 12 fev. 2022.

KLINGE, H.; RODRIGUES, W. A.; BRUNIG, E.; FITTKAU, E. J. Biomass and structure in a central amazonian rain forest. In: GOLLEY, F. B.; MEDINA, E. **Tropical ecological systems: trends in terrestrial and aquatic research**. p.115–122, 1975. Berlin: Springer-Verlag. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-88533-4_9. Acesso em: 12 jul. 2021.

KOHAGURA, T. DA C.; SOUZA, E. B. DE; BAO, F.; FERREIRA, F. A.; POTT, A. Flood and fire affect the soil seed bank of riparian forest in the Pantanal wetland. **Rodriguesia**, v. 71, p. 00052018, 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/DzvQPXPtBg9BkCKmQZDykMC/?lang=en>. Acesso em: 16 fev. 2022.

LAMPARELLI, R. A. C.; NERY, L.; ROCHA, J. V. Utilização da técnica por componentes principais (ACP) e fator de iluminação, no mapeamento da cultura do café em relevo montanhoso. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 3, p. 584–597, 2011. Disponível em: <http://www.sbicafe.ufv.br/handle/123456789/10763>. Acesso em: 18 set. 2020.

LAURANCE, W. F.; ANDRADE, A. S.; MAGRACH, A.; *et al.* Long-term changes in liana abundance and forest dynamics in undisturbed Amazonian forests. **Ecology**, v. 95, n. 6, p. 1604–1611, 2014. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/25039224/>. Acesso em: 26 jan. 2022.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNSTIDE, P. M.; *et al.* An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, 2017. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/brv.12343>. Acesso em: 21 jul. 2021.

LAURANCE, W. F.; CURRAN, T. J. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: a review and synthesis. **Austral Ecology**, v. 33, n. 4, p. 399–408, 2008. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1442-9993.2008.01895.x>. Acesso em: 28 jan. 2022.

LAURANCE, W. F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S. G.; VASCONCELOS, H. L.; LOVEJOY, T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836–836, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35009032>. Acesso em: 14 nov. 2021.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 15, p. 134–135, 2000. Oxford University Press 3 Gomulkiewicz. Disponível em: [https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347\(00\)01838-3](https://www.cell.com/trends/ecology-evolution/fulltext/S0169-5347(00)01838-3). Acesso em: 17 jul. 2021.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. Rain forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2032–2040, 1998. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/0012-9658%281998%29079%5B2032%3ARFFATD%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 21 jul. 2021.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434–451, 2009. Disponível em: <https://repository.si.edu/handle/10088/12013>. Acesso em: 27 jul. 2021.

LEGENDRE, P.; FORTIN, M.-J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, v. 80, p. 107–138, 1989. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00048036>. Acesso em: 29 nov. 2021.

LEITE, J. F. **A ocupação do Pontal do Paranapanema**. 1. ed. São Paulo: Hucitec, 1998.

LEVIS, C.; FLORES, B. M.; MAZZOCHINI, G. G.; *et al.* Help restore Brazil's governance of globally important ecosystem services. **Nature Ecology and Evolution**, v. 4, n. 2, p. 172–173, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41559-019-1093-x>. Acesso em: 12 nov. 2021.

LIMA, M. M. P. **Uso de imagens Sentinel para estimativa do estoque de carbono e biomassa acima do solo no bioma Caatinga**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/58011>. Acesso em: 27 jul. 2021.

LIMA, R. A. F. DE; OLIVEIRA, A. A.; PITTA, G. R.; *et al.* The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 6347, 2020. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-20217-w>. Acesso em: 15 nov. 2021.

LINDNER, A.; SATTLER, D. Biomass estimations in forests of different disturbance history in the Atlantic Forest of Rio de Janeiro, Brazil. **New Forests**, v. 43, n. 3, p. 287–301, 2012. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11056-011-9281-9>. Acesso em: 28 jul. 2021.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol. 1. 1. ed. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 1992.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol. 2. 2. ed. Nova Odessa, SP: Editora Plantarum, 1998.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Vol. 3. 1. ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2009.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4. ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2008.

LU, D. Aboveground biomass estimation using Landsat TM data in the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 12, p. 2509–2525, 2005. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160500142145>. Acesso em: 12 jul. 2021.

LU, D. The potential and challenge of remote sensing-based biomass estimation. **International Journal of Remote Sensing**, v. 10, 2006. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01431160500486732>. Acesso em: 9 jul. 2021.

LU, D.; CHEN, Q.; WANG, G.; *et al.* Aboveground Forest Biomass Estimation with Landsat and LiDAR Data and Uncertainty Analysis of the Estimates. **International Journal of Forestry Research**, v. 2012, p. 1–16, 2012. Disponível em: <https://www.hindawi.com/journals/ijfr/2012/436537/>. Acesso em: 12 jul. 2021.

LU, D.; CHEN, Q.; WANG, G.; *et al.* A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. **International Journal of Digital Earth**, v. 9, n. 1, p. 63-105, 2014. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/17538947.2014.990526>. Acesso em: 12 jul. 2021.

MAGNAGO, L. F. S.; MAGRACH, A.; BARLOW, J.; *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. Disponível em: <https://eprints.lancs.ac.uk/id/eprint/83462/>. Acesso em: 26 jan. 2022.

MAGNAGO, L. F. S.; ROCHA, M. F.; MEYER, L.; MARTINS, S. V.; MEIRA-NETO, J. A. A. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-015-0961-1>. Acesso em: 27 jan. 2022.

MALHI, Y.; BAKER, T. R.; PHILLIPS, O. L.; *et al.* The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p.

563–591, 2004. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1529-8817.2003.00778.x>. Acesso em: 03 dez. 2021.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. *In*: RIBEIRO, W. C. **Patrimônio ambiental brasileiro**. 1. ed. p. 367-439. São Paulo: EDUSP, 2003.

MARQUES, M. C. M.; SWAINE, M. D.; LIEBSCH, D. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: Implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 1, p. 153–168, 2011. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-010-9952-4>. Acesso em: 01 dez. 2021.

MARTINS, P. I.; BELÉM, L. B. C.; SZABO, J. K.; LIBONATI, R.; GARCIA, L. C. Prioritising areas for wildfire prevention and post-fire restoration in the Brazilian Pantanal. **Ecological Engineering**, v. 176, p. 106517, 2022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857421003724>. Acesso em: 15 fev. 2022.

MARX, K. **Ökonomisch-philosophische Manuskripte aus dem Jahre 1844**. 1 ed. Berlim: Dietz-Verlag, 1968.

MATTAR, E. P. L.; BARROS, T. T. V.; CUNHA, B. B.; SOUZA, J. F. DE; SILVA, A. M. DA C. Federal Conservation Units in Brazil: The Situation of Biomes and Regions. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 2, 2018. Disponível em: <https://www.floram.org/journal/floram/article/doi/10.1590/2179-8087.005115>. Acesso em: 9 jul. 2021.

MCGARIGAL, K. Landscape pattern metrics. *In*: SHAARAWI, A. H.; PIEGORSCH, W. W. **Encyclopedia of environmetrics**. 1. ed. p. 1135-1142. Chichester: Wiley, 2002. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9780470057339.val006.pub2>. Acesso em: 26 jul. 2021.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. **Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service**, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 1995. Disponível em: <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/3064>. Acesso em: 01 dez. 2021.

MEEUSSEN, C.; GOVAERT, S.; VANNESTE, T.; *et al.* Structural variation of forest edges across Europe. **Forest Ecology and Management**, v. 462, p. 117929, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112719321309>. Acesso em: 28 jan. 2022.

MEIR, P.; PENNINGTON, R. T. Climatic Change and Seasonally Dry Tropical Forests. *In*: DIRZO, R.; YOUNG, H. S.; MOONEY, H. A.; CEBALLOS, G. (ed.). **Seasonally Dry Tropical Forests: Ecology and Conservation**. 1. ed. p. 279-299. Washington: Island Press, 2011. *E-book*. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.5822/978-1-61091-021-7_16#citeas. Acesso em: 20 dez. 2021.

MELITO, M.; METZGER, J. P.; OLIVEIRA, A. A. DE. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: a conceptual framework. **Global Change Biology**, v. 24, n. 2, p. 597–607, 2018. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29095549/>. Acesso em: 28 jan. 2022.

MELO, F. P. L. de; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: Evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 50–60, 2006. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320706001224>. Acesso em: 14 nov. 2021.

MENEZES, V. C. de; BUENO, N. C.; SOBJAK, T. M.; BORTOLINI, J. C.; TEMPONI, L. G. *Zygnemaphyceae* associada à *Utricularia foliosa* L. no Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil. **Iheringia**, v. 68, n. 1, p. 5–26, 2013. Disponível em: <https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/35/39>. Acesso em: 12 fev. 2022.

METZGER, J. P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1-2, p. 1-14, 2001. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032001000100003&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 26 jul. 2021.

METZGER, J. P. Effects of slash-and-burn fallow periods on landscape structure. **Environmental Conservation**, v. 30, n. 4, p. 325–33, 2003. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/44521828>. Acesso em: 26 jul. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Portaria nº 507, de 20 de dezembro de 2002**. Brasília, MMA: 2002a. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/PT0507-201202.PDF>. Acesso em: 29 jan. 2022.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA. **Portaria nº 508, de 20 de dezembro de 2002**. Brasília, MMA: 2002b. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/PT0508-201202.PDF>. Acesso em: 29 jan. 2022.

MIRANDA, E. E. de; MATTOS, C. Brazilian rain forest colonization and biodiversity. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 40, n. 1–4, p. 275–296, 1992. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/016788099290098V>. Acesso em: 03 nov. 2021.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicação**. 1. ed. São José dos Campos: INPE, 2001. *E-book*. Disponível em: <http://mtc-m12.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/sergio/2004/10.20.14.47/doc/INPE%208465.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2021.

MOURA, F. de B. P.; GONZALES, M.; LIMA, M. M.; VITAL, M. V. C. Influencia del uso del suelo sobre el efecto de borde en un fragmento de bosque atlántico en el noreste de Brasil. **Bosque (Valdivia)**, v. 33, n. 3, p. 281–285, 2012. Disponível em:

https://scielo.conicyt.cl/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0717-92002012000300009&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 28 jan. 2022.

MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; MONTIEL, S. Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. **PLoS ONE**, v. 9, n. 10, 2014.

Disponível em:

<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0111742>. Acesso em: 01 dez. 2021.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.

Trends in Ecology & Evolution, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534700889776>. Acesso em: 17 jul. 2021.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501>. Acesso em: 8 jul. 2021.

NAIK, P.; DALPONTE, M.; BRUZZONE, L. Prediction of forest aboveground biomass using multitemporal multispectral remote sensing data. **Remote Sensing**, v. 13, n. 7, p. 1282, 2021. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/13/7/1282>. Acesso em: 12 jul. 2021.

NITSCHKE, P. R. *et al.* **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina, PR: IAPAR, 2019. Disponível em: <http://www.idrparana.pr.gov.br/Pagina/Atlas-Climatico>. Acesso em: 21 jul. 2021.

OLIVEIRA, B. V. de. **Análise espacial dos remanescentes florestais da região do Pontal do Paranapanema-SP (UGRHI-22) sob a perspectiva da ecologia da paisagem**. 2021. Monografia (Bacharelado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2021. Disponível em:

https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/210944/oliveira_bv_tcc_prud.pdf?sequence=6&isAllowed=y. Acesso em: 03 nov. 2021.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4, p. 389–394, 2004. Disponível em:

<https://www.cambridge.org/core/journals/oryx/article/forest-edge-in-the-brazilian-atlantic-forest-drastic-changes-in-tree-species-assemblages/E3F0CA508915573A8829157A65991304>. Acesso em: 13 nov. 2021.

OLIVEIRA, M. V. N. DE; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, L. C.; *et al.* Aboveground biomass estimation in Amazonian tropical forests: A comparison of aircraft-and gatereye UAV-borne LIDAR data in the Chico mendes extractive reserve in Acre, Brazil. **Remote Sensing**, v. 12, n. 11, 2020. Disponível em:

<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/11/1754>. Acesso em: 28 jul. 2021.

OYAMA, Y.; MATSUSHITA, B.; FUKUSHIMA, T. Distinguishing surface cyanobacterial blooms and aquatic macrophytes using Landsat/TM and ETM+

shortwave infrared bands. **Remote Sensing of Environment**, v. 157, p. 35–47, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425714002302>. Acesso em: 17 fev. 2022.

PANDIT, S.; TSUYUKI, S.; DUBE, T. Estimating above-ground biomass in sub-tropical buffer zone community forests, Nepal, using Sentinel 2 data. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, p. 601, 2018. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/4/601>. Acesso em: 12 jul. 2021.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; *et al.* A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988–993, 2011. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1201609>. Acesso em: 05 dez. 2021.

PATRÍCIO, M. B.; FERREIRA, J. H. D.; COUTO, E. V. do. The context of the size and distance of Atlantic forest fragments in a small city in Southern Brazil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 41, n. 1, 2019. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/46936/751375149055>. Acesso em: 30 nov. 2021.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying habitat “edge.” **Wildlife Society Bulletin**, v. 3, n. 4, p. 171–173, 1975. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3781151>. Acesso em: 26 jul. 2021.

PAULA, A.; SILVA, A. F.; MARCO JÚNIOR, P.; SANTOS, F. A. M.; SOUZA, A. L. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasileira**, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/CHZv58cNQ3wVDVLLyYZ9rrz/?lang=pt>. Acesso em: 29 jan. 2022.

PINCHEIRA-ULBRICH, J.; RAU, J. R.; PEÑA-CORTÉS, F. T. Tamaño y forma de fragmentos de bosque y su relación con la riqueza de especies de árboles y arbustos. **Phyton (Buenos Aires)**, v. 78, n. 2, p. 121-128, 2009. Disponível em: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-56572009000200007. Acesso em: 31 jan. 2022.

PIRANI, J.R.; GROppo, M. **Rutaceae in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020a. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB774>. Acesso em: 03 fev. 2022.

PIRANI, J.R.; GROppo, M. **Rutaceae in Flora do Brasil 2020**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2020b. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB343>. Acesso em: 03 fev. 2022.

PONZONI, F. J.; SHIMBUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. 2. ed. São José dos Campos: Oficina de Textos, 2012. E-book. Disponível em: https://www.google.com.br/books/edition/Sensoriamento_remoto_da_vegeta%C3%A

7%C3%A3o/pEHGCgAAQBAJ?hl=pt-BR&gbpv=1&printsec=frontcover. Acesso em: 13 jul. 2021.

PROJETO FLORA DO BRASIL 2020. **Brazilian Flora 2020 project**. Checklist dataset. Version 393.274. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.15468/1mtkaw>. Acessada via GBIF.org em: 22 fev. 2022.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L. F.; METZGER, J. P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986–1997, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.03.038>. Acesso em: 25 jan. 2022.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; HENLE, K.; *et al.* Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, p. 5037, 2014. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms6037>. Acesso em: 25 jan. 2022.

QGIS.ORG, 2021. **QGIS Geographic Information System**. QGIS Association. Disponível em: <http://www.qgis.org>. Acesso em: 10 ago. 2021.

QURESHI, A.; PARIVA; BADOLA, R.; HUSSAIN, S. A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental Science and Policy**, v. 16, p. 81–89, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1462901111001717>. Acesso em: 27 jul. 2021.

RAZAFINDRATSIMA, O. H.; BROWN, K. A.; CARVALHO, F.; *et al.* Edge effects on components of diversity and above-ground biomass in a tropical rainforest. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 2, p. 977–985, 2018. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2664.12985>. Acesso em: 26 jan. 2022.

RAMOELO, A.; CHO, M.; MATHIEU, R.; SKIDMORE, A. K. The potential of Sentinel-2 spectral configuration to assess rangeland quality. **Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XVI**, v. 9239, p. 094096, 2014. Disponível em: <https://www.spiedigitallibrary.org/conference-proceedings-of-spie/9239/92390C/The-potential-of-Sentinel-2-spectral-configuration-to-assess-rangeland/10.1117/12.2067315.short?SSO=1>. Acesso em: 03 dez. 2021.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; *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. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064418301317>. Acesso em: 8 jul. 2021.

REZENDE, G.; KNOGGE, C.; PASSOS, F.; LUDWIG, G., OLIVEIRA, L. C. RA 2020. *Leontopithecus chrysopygus*. **A Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN 2020: e.T11505A17935400**. Disponível em:

<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T11505A17935400.en>. Acesso em: 21 out. 2021.

RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. 2. ed. São Paulo: Cambridge University Press, 1996.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009a. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 8 jul. 2021.

RIBEIRO, M. C.; MARTENSEN, A. C.; METZGER, J. P.; TABARELLI, M.; SCARANO, F.; FORTIN, M. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. *In*: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (ed.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. 1. ed. p. 405-434. Heidelberg: Springer, 2011. *E-book*. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-642-20992-5_21. Acesso em: 03 nov. 2021.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; *et al.* Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 33, n. 5, p. 917–926, 2009b. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/handle/123456789/15809>. Acesso em: 27 nov. 2021.

RIES, L.; FLETCHER, R. J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, n. 1, p. 491–522, 2004. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130148?journalCode=ecolsys>. Acesso em: 28 jan. 2022.

ROCHA, R. *et al.* Consequences of a large-scale fragmentation experiment for Neotropical bats: disentangling the relative importance of local and landscape-scale effects. **Landscape Ecology**, v. 32, n. 1, p.31-45, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-016-0425-3>. Acesso em: 27 jul. 2021.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 13, ed. 24, p. 75-92, 2002. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285892213_As_unidades_fitogeograficas_do_Estado_do_Parana. Acesso em: 21 jul. 2021.

SANTANA, L. D.; PRADO-JUNIOR, J. A.; JOSÉ, J. H.; *et al.* Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 118842, 2021. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811272031611X?casa_token=cbS8DLK3IXUAAAAA:Xmq4HBKVq0DEzp5Bv1hsd1Manp7I5ISAYb0ES3pakUOf4_UpQEht3Qw0XturQfUHyLiW95WBxdue. Acesso em: 27 jan. 2022.

SANTOS, B. A.; PERES, C. A.; OLIVEIRA, M. A.; *et al.* Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320707003771?via%3Dihub>. Acesso em: 14 nov. 2021.

SÃO PAULO (estado). **Decreto nº 25.342 de 4 de junho de 1986**. Transforma a Reserva Estadual do Morro do Diabo, criada pelo Decreto n. 12.279, de 29 de outubro de 1941, no Parque Estadual do Morro do Diabo e dá providências correlatas. Diário Oficial, São Paulo, 1986. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/1986/decreto-25342-04.06.1986.html>. Acesso em: 19 jul. 2021.

SAATCHI, S. S.; HARRIS, N. L.; BROWN, S.; *et al.* Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. **National Academy of Sciences**, v. 108, n. 24, p. 9899–9904, 2011. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/108/24/9899>. Acesso em: 30 nov. 2021.

SATURNI, F. T.; JAFFÉ, R.; METZGER, J. P. Landscape structure influences bee community and coffee pollination at different spatial scales. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 235, p. 1–12, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S016788091630500X>. Acesso em: 12 nov. 2021.

SCURLOCK, J. M. O.; PRINCE, S. D. Remote sensing of biomass and productivity. *In*: HALL, D.O.; SCURLOCK, J.M.O.; BOLHAR-NORDENKAMPF, H.R.; LEEGOOD, R.C.; LONG, S.P. **Photosynthesis and production in a changing environment**. 1. ed. p. 22-35. Dordrecht: Springer, 1993.

SERRA, E. Os primeiros processos de ocupação da terra e a organização pioneira do espaço agrário no Paraná. **Boletim de Geografia**, v. 10, n. 1, p. 61–93, 1992. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/12893>. Acesso em: 03 nov. 2021.

SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. **Nature**, v. 404, n. 6773, p. 72–74, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35003563>. Acesso em: 14 nov. 2021.

SILVA, M. C.; TEODORO, G. S.; BRAGION, E. F. A.; VAN DEN BERG, E. How do soil and fire control aboveground biomass in natural forest patches? **Forest Ecology and Management**, v. 451, p. 117518, 2019. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112719301732?via%3Dihub>. Acesso em: 27 jan. 2022.

SILVEIRA, E. M. O.; SILVA, S. H. G.; ACERBI-JUNIOR, F. W.; *et al.* Object-based random forest modelling of aboveground forest biomass outperforms a pixel-based approach in a heterogeneous and mountain tropical environment. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 78, p. 175–188,

2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.02.004>. Acesso em: 28 jul. 2021.

SKOWRONSKI, N. S.; CLARK, K. L.; GALLAGHER, M.; BIRDSEY, R. A.; HOM, J. L. Airborne laser scanner-assisted estimation of aboveground biomass change in a temperate oak-pine forest. **Remote Sensing of Environment**, v. 151, p. 166–174, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425713004550>. Acesso em: 13 jul. 2021.

SLATER, P. N. **Remote sensing: optics and optical systems**. Boston: Addison-Wesley Educational Publishers Inc, 1980.

SOUZA, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>. Acesso em: 26 jan. 2021.

STEHMANN, J. R.; FORZZA, R.C.; SALINO, A.; SOBRAL, M.; COSTA, D.P. da; KAMINO, L.H.Y. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2009. *E-book*. Disponível em: https://www.institutopristino.org.br/wp-content/uploads/2016/03/Livro_Plantas_Floresta_Atlantica.pdf. Acesso em: 01 dez. 2021.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 119–127, 1999. Disponível em: <https://ueaeprints.uea.ac.uk/id/eprint/75189/>. Acesso em: 14 nov. 2021.

TABARELLI, M.; PAULO PINTO, L.; C SILVA, J. M.; HIROTA, A. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695–700, 2005. Disponível em: http://arquivos.proderj.rj.gov.br/inea_imagens/downloads/pesquisas/Tabarelli_etal_2005.pdf. Acesso em: 23 nov. 2021.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 7, p. 1419–1425, 2004. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/B:BIOC.0000019398.36045.1b>. Acesso em: 13 nov. 2021.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 181–188, 2005. Disponível em: <http://www.avesmarinhas.com.br/Li%C3%A7%C3%B5es%20da%20pesquisa%20sobre%20fragmenta%C3%A7%C3%A3o%20e%20pol%C3%ADticas.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2021.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; SOARES, C. P. B.; *et al.* Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma Floresta Estacional Semidecidual, no parque tecnológico de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 4, p. 647–655, 2013. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48828747008>. Acesso em: 27 nov. 2021.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 20, p. 171–197, 1989. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.es.20.110189.001131>. Acesso em: 26 jul. 2021.

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science? **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 36, n. 1, p. 319–344, 2005. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>. Acesso em: 26 jul. 2021.

VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; POWERS, J. S.; SCHNITZER, S. A. Lianas reduce carbon accumulation and storage in tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 43, p. 13267–13271, 2015. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/112/43/13267>. Acesso em: 26 jan. 2022.

VAN DER PUTTEN, W. H.; BARDGETT, R. D.; BEVER, J. D.; *et al.* Plant-soil feedbacks: the past, the present and future challenges. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 2, p. 265–276, 2013. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1365-2745.12054>. Acesso em: 26 jan. 2022.

VAN DER SANDEN, J. J. **Radar remote sensing to support tropical forest management**. 1. ed. Wageningen: Ponsen & Looijen, 1997. *E-book*. Disponível em: <https://edepot.wur.nl/121223>. Acesso em: 21 nov. 2021.

VARGAS, R.; ALLEN, M. F. Environmental controls and the influence of vegetation type, fine roots and rhizomorphs on diel and seasonal variation in soil respiration. **New Phytologist**, v. 179, n. 2, p. 460–471, 2008. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/19086292/>. Acesso em: 29 out. 2021.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de geografia e Estatística – IBGE, 1991. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20-%20RJ/classificacaovegetal.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2021.

VENTICINQUE, E. M.; FOWLER, H. G. Local extinction risks and asynchronies: the evidence for a metapopulation dynamics of a social spider, *Anelosimus eximius* (Araneae, Theridiidae). *In*: BIERREGAARD JÚNIOR, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. C. G. **Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest**. 1. ed. p. 187-198. New Haven: Yale University Press, 2001.

VERÍSSIMO, A.; BARRETO, P.; TARIFA, R.; UHL, C. Extraction of a high-value natural resource in Amazonia: the case of mahogany. **Forest Ecology and Management**, v. 72, n. 1, p. 39–60, 1995. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/037811279403432V>. Acesso em: 14 nov. 2021.

VOGEL, H. L. M.; SCHUMACHER, MA. V.; TRÜBY, P. Quantificação da biomassa em uma Floresta Estacional Semidecidual em Itaara, RS, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 419–425, 2006. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/1923/0>. Acesso em: 27 nov. 2021.

WALZ, U. Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. **Living Reviews in Landscape Research**, v. 5, n. 3, p. 3, 2011. Disponível em: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-3>. Acesso em: 26 jul. 2021.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. *In*: SOULÉ, M. E. **Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity**. 1. ed. p. 237–256. Sunderland: Sinauer Associates Inc., 1986. Disponível em: https://www.fws.gov/southwest/es/documents/r2es/litcited/lpc_2012/wilcove_et_al_1986.pdf. Acesso em: 13 nov. 2021.

WILKIE, D.S.; FINN, J.T. **Remote sensing imagery for natural resources monitoring: a guide for first-time users**. 1. ed. New York: Columbia University Press. 295 p.

WITH, K. A. Is landscape connectivity necessary and sufficient for wildlife management? *In*: ROCHELLE, J. A.; LEHMANN, L. A.; WISNIEWSKI, J. **Forest Fragmentation: wildlife and management implications**. 1 ed. p. 97-115. Leiden: Brill Academic Publishers, 1999. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/312538493_Is_landscape_connectivity_necessary_and_sufficient_for_wildlife_management. Acesso em: 26 jul. 2021.

WREGG, M. S.; APARECIDA DE SOUSA, V.; FRITZSONS, E.; SIMÃO SOARES, M. T.; VIRGÍNIA DE AGUIAR, A. Predicting current and future geographical distribution of Araucaria in Brazil for fundamental niche modeling. **Environment and Ecology Research**, v. 4, n. 5, p. 269–279, 2016. Disponível em: <http://www.hrpub.org/download/20160930/EER6-14007205.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2021.

WU, ZHUO; DAI, E.; WU, ZHIFENG; LIN, M. Assessing differences in the response of forest aboveground biomass and composition under climate change in subtropical forest transition zone. **Science of the Total Environment**, v. 706, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719357419>. Acesso em: 21 jul. 2021.

XIAO, D.; HE, X.; WANG, G.; *et al.* Network analysis reveals bacterial and fungal keystone taxa involved in straw and soil organic matter mineralization. **Applied Soil**

Ecology, v. 173, p. 104395, 2022. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104395>. Acesso em: 29 jan. 2022.

YU, C. L.; DU, H. Q.; ZHOU, G. M.; XU, X. J.; GUI, Z. Y. Transferability of remote sensing-based models for estimating moso bamboo forest aboveground biomass. **Chinese Journal of Applied Ecology**, v. 23, n. 9, p. 2422–2428, 2012. Disponível em: <https://europepmc.org/article/med/23285997>. Acesso em: 10 ago. 2021.

YUE, J.; YANG, G.; LI, C.; *et al.* Estimation of winter wheat above-ground biomass using unmanned aerial vehicle-based snapshot hyperspectral sensor and crop height improved models. **Remote Sensing**, v. 9, n. 7, 2017. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2072-4292/9/7/708>. Acesso em: 12 jul. 2021.

APÊNDICE A - Altura, diâmetro à altura do peito (DAP), forma de vida e substrato de espécies presentes nas áreas de estudo

Apêndice A - Altura, diâmetro à altura do peito (DAP), forma de vida e substrato de espécies presentes nas áreas de estudo

(continua)

Espécie	Nome Popular	Altura (m)	DAP (cm)
<i>Allophylus guaraniticus</i> (A. St.-Hil.) Radlk. ^{1,2,a}	Baga-de-morcego	6-10	20-30
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze ^{1,a}	Araucária	20-50	90-180
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg. ^{1,a}	Peroba	20-30	60-90
<i>Astronium graveolens</i> Jacq. ^{1,a}	Guaritá	15-25	40-60
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl. ^{1,a}	Pau-marfim	20-30	40-90
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg ^{1,a}	Guabiroba	10-20	30-50
<i>Castela tweedii</i> Planch. ^{2,a}	Romãzeirinha	1-3	-
<i>Cedrela fissilis</i> Vell. ^{1,a}	Cedro	20-35	60-90
<i>Cereus hildmanianus</i> K. Schum ^{1,2,7,a,b}	Mandacaru	8-15	50-90
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. ^{1,a}	Copaíba	10-15	50-80
<i>Croton floribundus</i> Spreng. ^{1,a}	Capixingui	6-10	20-30
<i>Croton urucurana</i> Baill. ^{1,a}	Urucurana	7-14	25-35
<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook. ^{1,a}	Samambaiçu	0,5-5	-
<i>Didymopanax morototonii</i> (Aubl.) Decne & Planch ^{1,a}	Caixeta	20-30	60-90
<i>Dolichandra cynanchoides</i> Cham. ^{4,a}	-	-	-
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr. ^{1,2,a}	Canela-jacuí	5-10	30-50
<i>Eugenia myrciariifolia</i> Soares-Silva & Sobral ^{1,a}	-	até 4	-
<i>Eugenia speciosa</i> Cambess. ^{1,2,a}	Laranjinha-do-mato	-	-
<i>Euterpe edulis</i> Mart. ^{5,a}	Palmito-juçara	10-20	10-20
<i>Ficus guaranítica</i> Chodat ^{1,a,c}	Figueira	10-20	90-180
<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq. ^{1,c}	Figueira	12-26	60-90
<i>Galianthe brasiliensis</i> (Spreng.) E.L.Cabral & Bacigalupo ^{2,3,a,d}	Poaia-do-campo	-	-
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg. ^{1,2,a}	Branquilha	5-12	30-50
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos ^{1,a}	Ipê-roxo	20-35	60-80
<i>Handroanthus umbellatus</i> (Sond.) Mattos ^{1,a}	Ipê-amarelo-do-brejo	10-15	40-50
<i>Hedychium coronarium</i> J.Koenig ^{6,a}	Lírio-de-brejo	até 2	-
<i>Helietta apiculata</i> Benth. ^{1,a}	Amarelinho	10-18	30-50
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil. ^{1,2,a}	Erva-mate	4-8	30-40
<i>Inga marginata</i> Willd. ^{1,a}	Ingá	5-15	30-50

Nota: forma de vida – árvore (1), arbusto (2), subarbusto (3), liana/trepadeira (4), palmeira (5), erva (6) e suculenta (7); substrato – terrícola (a), rupícola (b), hemiepífita (c) e aquática (d).

Fonte: Autoria própria (2022)

Apêndice A - Altura, diâmetro à altura do peito (DAP), forma de vida e substrato de espécies presentes nas áreas de estudo

(conclusão)

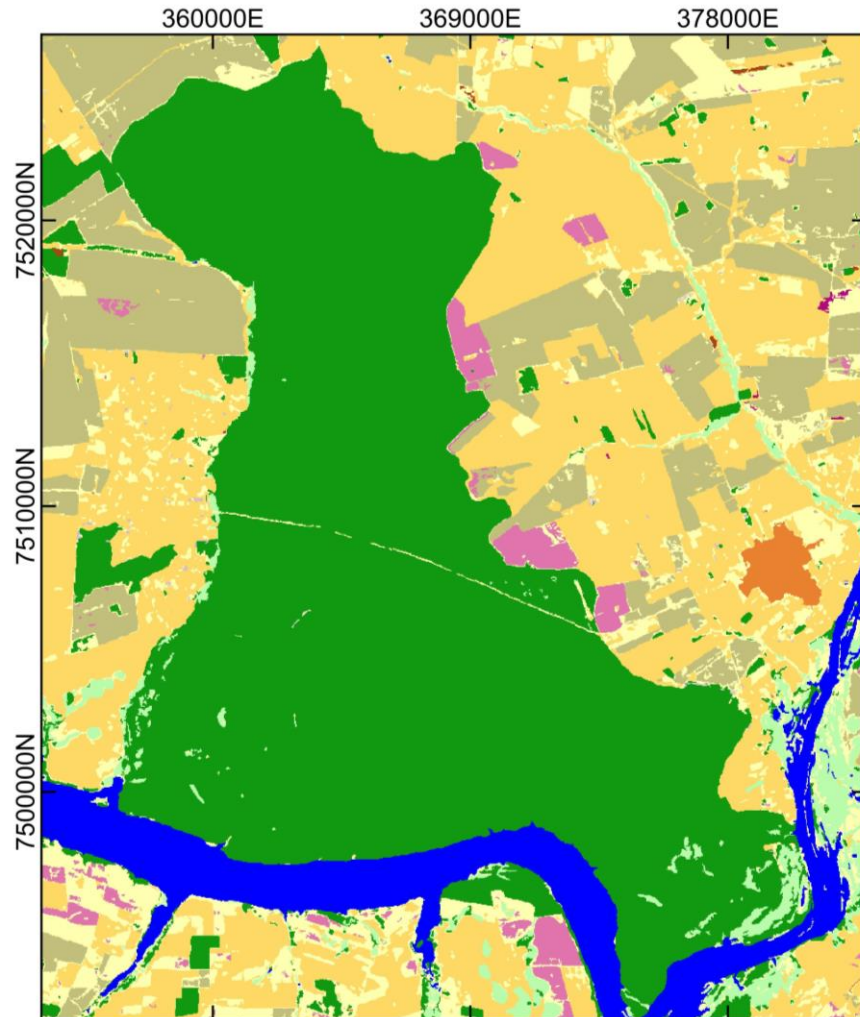
Espécie	Nome Popular	Altura (m)	DAP (cm)
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC. ^{1,a}	Jaracatiá	10-20	70-90
<i>Mangifera indica</i> L. ^{1,a}	Mangueira	-	-
<i>Mansoa difficilis</i> (Cham.) Bureau & K.Schum. ^{4,a}	Cipó de sino	-	-
<i>Megathysus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs ^{6,a}	Capim-colonião	1,5-2,5	-
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze ^{1,2,a}	Espinheiro	4-8	20-30
<i>Nectandra nitidula</i> Nees & Mart. ^{1,2,a}	Canela-amarela	4-8	20-30
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez. ^{1,a}	Canela-côrvo	10-20	40-60
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees ^{1,a}	Canela-parda	15-25	40-60
<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl. ^{6,a}	Cantaria	-	-
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason ^{6,a}	Fumo-bravo	0,4-1	-
<i>Orthosia congesta</i> Decne. ^{4,a}	Erva-de-rato	-	-
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan ^{1,a}	Angico	20-30	60-110
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub. ^{1,a}	Guarucuia	5-15	-
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman ^{1,a}	Guamirim	6-11	25-40
<i>Pouteria salicifolia</i> (Spreng.) Radlk. ^{1,a}	Mata-olho	4-8	15-25
<i>Praecereus euchlorus</i> (F.A.C.Weber) N.P.Taylor ^{2,7,b}	Xique-xique	até 4	10-15*
<i>Psidium guajava</i> L. ^{1,a}	Goiabeira	3-6	20-30
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq. ^{1,2,a}	Juruvarana	3-12	20-30
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi ^{1,2,a}	Aroeira	5-10	30-60
<i>Solanum americanum</i> Mill. ^{6,a}	Erva-de-bicho	0,4-0,9	-
<i>Solanum sanctae-catharinae</i> Dunal ^{1,a}	Joá-manso	3-6	15-25
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart. ^{1,2,4,a}	Anzol-de-lontra	2-20	-
<i>Styrax pohlii</i> A. DC. ^{1,2,a}	Benjoeiro	8-12	30-40
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman ^{5,a}	Jerivá	16-20	30-40
<i>Tynanthus micranthus</i> Corr.Mello ex K.Schum. ^{4,a}	Cipó-cravo	-	-
<i>Urvillea ulmacea</i> Kunth ^{4,a}	Chumbinho	-	-
<i>Xylosma venosa</i> N.E.Br. ^{1,2,a}	Espinho-de-agulha	3-7	15-20

Nota: forma de vida – árvore (1), arbusto (2), subarbusto (3), liana/trepadeira (4), palmeira (5), erva (6) e suculenta (7); substrato – terrícola (a), rupícola (b), hemiepífita (c) e aquática (d); ramos (*).

Fonte: Autoria própria (2022)

**APÊNDICE B - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno do Parque Estadual
Morro do Diabo (PEMD)**

Apêndice B - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



0 5 10 km

Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM
 Datum horizontal: Sirgas 2000, Fuso 22S
 Elaboração: Caroline Alves Batista (2022)
 Base de dados: MapBiomias - Coleção 6 (2020)

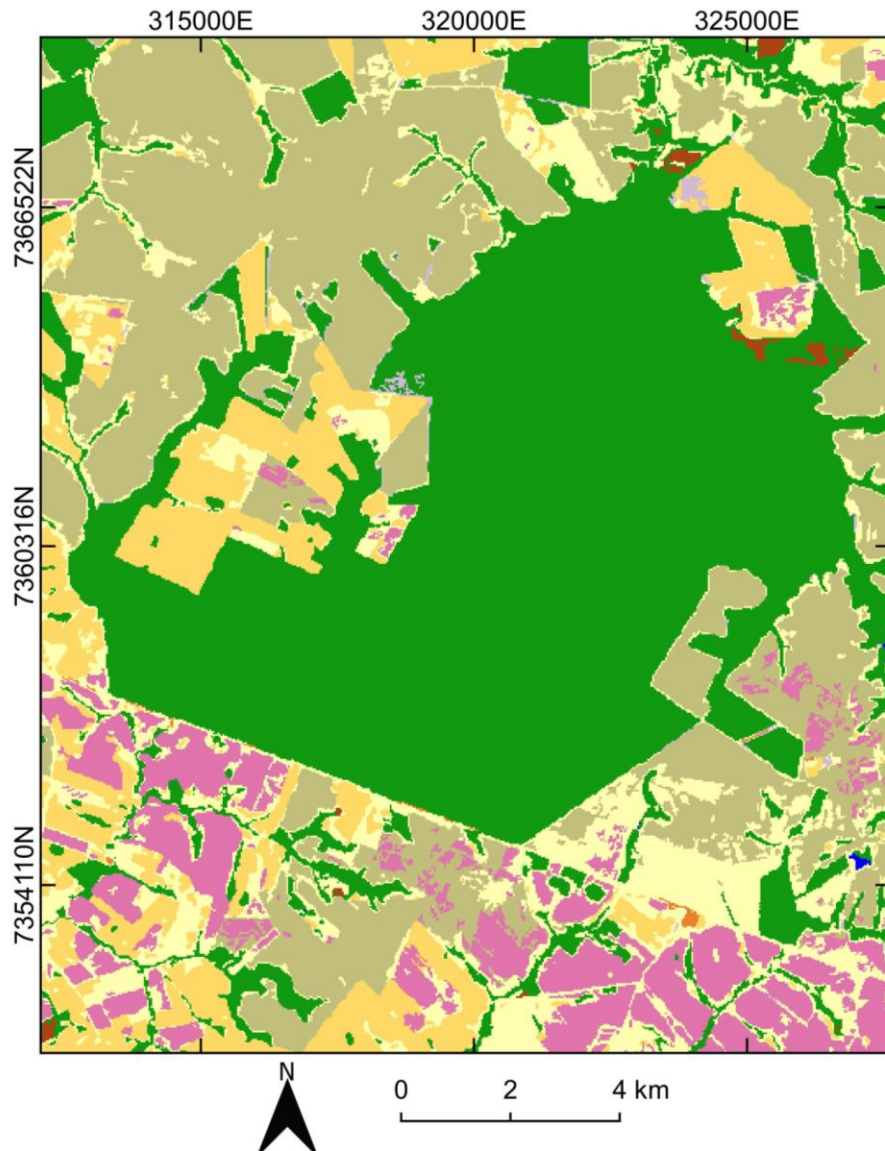
Classes de Uso:

Silvicultura	Cana-de-açúcar
Vegetação natural não florestal	Café
Outros usos agrícolas	Citrus
Pastagem	Área não vegetada
Soja	Corpo d'água
Floresta	

Fonte: Autoria própria (2022)

**APÊNDICE C - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno da Reserva
Biológica das Perobas (RBP)**

Apêndice C - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno da Reserva Biológica das Perobas (RBP)



Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM
 Datum horizontal: Sirgas 2000, Fuso 22S
 Elaboração: Caroline Alves Batista (2022)
 Base de dados: MapBiomias - Coleção 6 (2020)

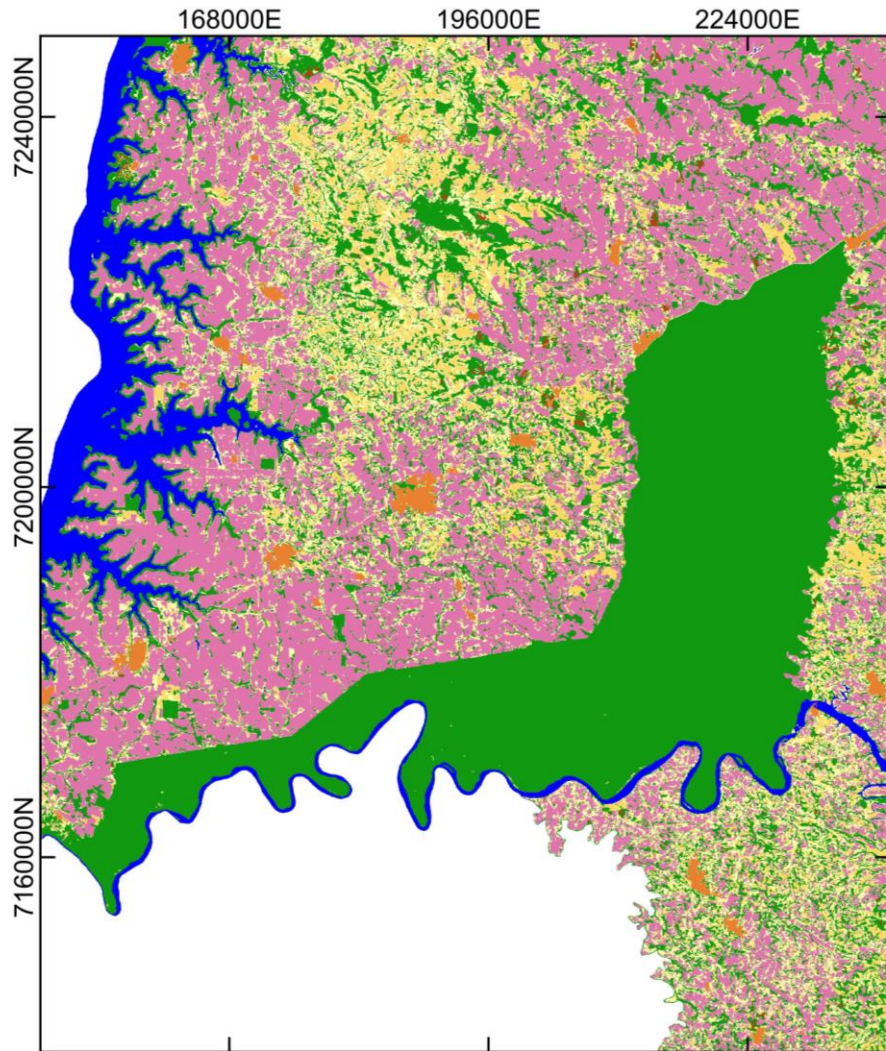
Classes de Uso:

 Silvicultura	 Floresta
 Vegetação natural não florestal	 Cana-de-açúcar
 Outros usos agrícolas	 Café
 Pastagem	 Área não vegetada
 Soja	 Corpo d'água

Fonte: Autoria própria (2022)











APÊNDICE D - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)

Apêndice D - Mapa de uso e cobertura do solo do entorno do Parque Nacional do Iguaçu (PNI)



0 8 16 km

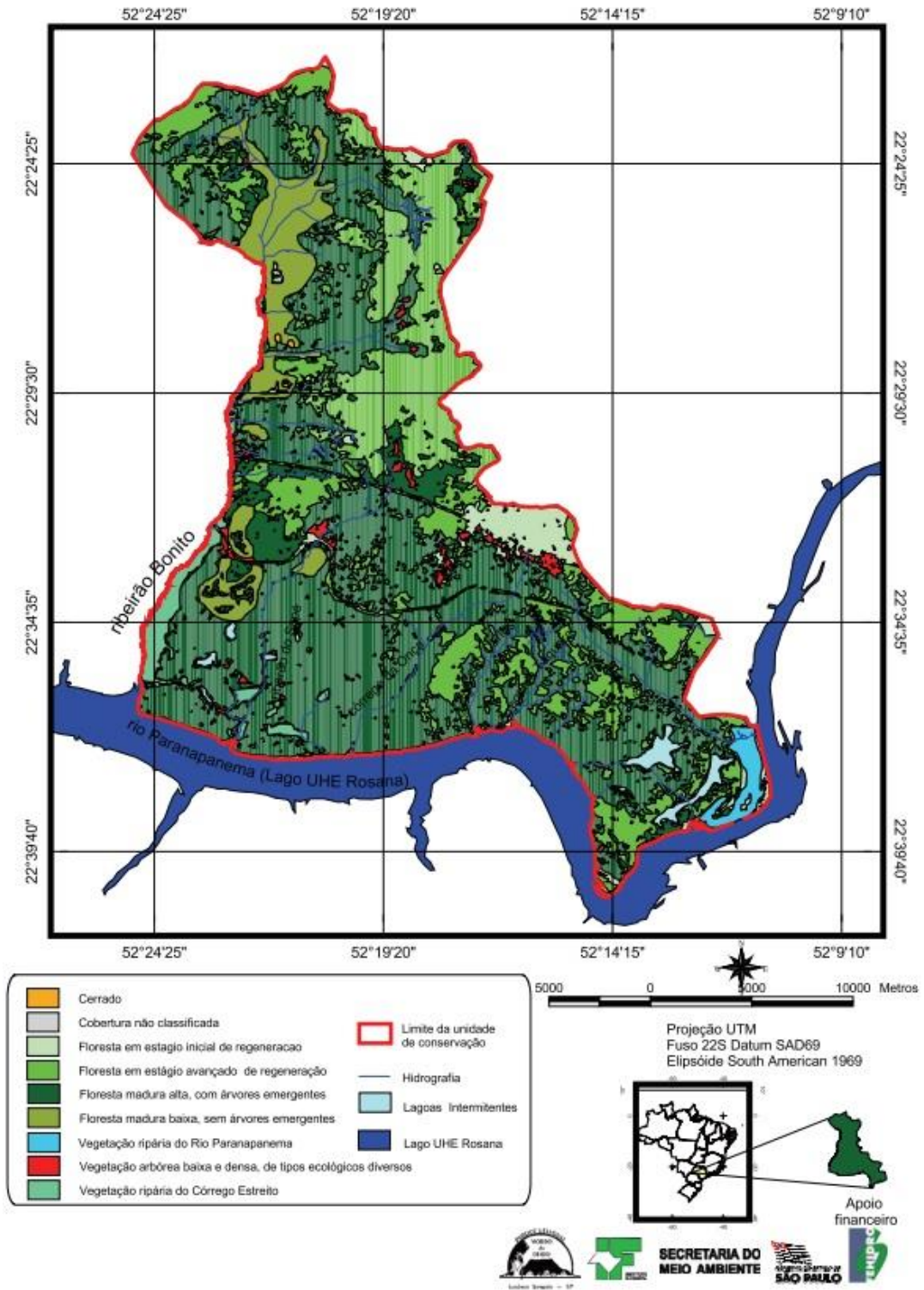
Projeção Universal Transversa de Mercator - UTM
 Datum horizontal: Sirgas 2000, Fuso 22S
 Elaboração: Caroline Alves Batista (2022)
 Base de dados: MapBiomias - Coleção 6 (2020)

Classes de Uso:	
	Silvicultura
	Floresta
	Vegetação natural não florestal
	Cana-de-açúcar
	Outros usos agrícolas
	Café
	Pastagem
	Área não vegetada
	Soja
	Corpo d'água

Fonte: Autoria própria (2022)

ANEXO A - Mapa de vegetação do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)

Anexo A - Mapa de vegetação do Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD)



Fonte: Instituto Florestal (2006, p. 275)