

UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE
ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS

THAÍS MALAQUIAS PASTOR

Influência de borda na comunidade arbórea de
fragmentos florestais do Parque Estadual da Restinga de
Bertioga, SP

SANTOS

2024

THAÍS MALAQUIAS PASTOR

Influência de borda na comunidade arbórea de fragmentos florestais do Parque Estadual da Restinga de Bertiooga, SP

Dissertação apresentada à Universidade Santa Cecília como parte dos requisitos para obtenção de título de Mestre em Ecologia, sob a orientação do Prof. Dr. Davi Butturi-Gomes e coorientação do Profa. Dra. Mara Angelina Galvão Magenta.

**SANTOS
2024**

581.5
P327i

Pastor, Thaís Malaquias.
Influência de borda na comunidade arbórea de fragmentos
florestais do Parque Estadual da Restinga de Bertiooga, SP / Thaís
Malaquias Pastor.
2024.
82 f.

Orientador: Dr. Davi Butturi-Gomes .
Coorientador: Dra. Mara Angelina Galvão Magenta.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Santa Cecília, Programa
de pós-graduação em Ecologia, Santos, SP, 2024.

1. Biodiversidade. 2. Conservação. 3. Ecossistema costeiro. 4.
Levantamento florístico. 5. Vegetação de restinga. I. , Davi Butturi-
Gomes. II. Influência de borda na comunidade arbórea de
fragmentos florestais do Parque Estadual da Restinga de Bertiooga,
SP.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha mãe e ao meu irmão, cujo amor, apoio e sacrifícios me inspiraram a perseguir meus sonhos e a completar esta jornada. Aos meus avôs, *in memoriam*: ao vô Pastor, que me despertou o amor pela natureza e a curiosidade pelo desconhecido; e ao vô Seth, que foi a minha motivação para iniciar a graduação que hoje me permite alcançar mais um degrau na minha formação acadêmica.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de expressar minha sincera gratidão a todos aqueles que contribuíram significativamente para a realização deste trabalho.

Em especial, meu profundo agradecimento ao meu orientador, Professor Dr. Davi Butturi-Gomes, e à minha coorientadora, Profa. Dra. Mara Angelina Galvão Magenta, cujas expertises, orientações e paciência foram fundamentais para o meu desenvolvimento acadêmico e a conclusão deste projeto.

Agradeço também aos responsáveis pelo acervo do Herbário da Universidade Santa Cecília (HUSC), Prof. Dr. Paulo de Salles Penteado Sampaio e Professora Dra. Zélia Rodrigues de Mello, além de disponibilizarem todos os recursos essenciais para a realização do meu trabalho no laboratório, ambos ofereceram contribuições e apoio valiosos durante a identificação das espécies.

Expresso minha gratidão à Fundação Florestal do Governo do Estado de São Paulo por permitir a coleta de dados no Parque Estadual Restinga de Bertiooga e a toda equipe de gestão da Unidade de Conservação, especialmente ao gestor responsável, Eduardo Ferreira dos Santos Souza, pela hospitalidade e apoio logístico.

Não poderia deixar de mencionar o suporte constante da minha família e dos amigos. Um agradecimento muito especial à minha mãe, Erci Malaquias de Paula, que esteve ao meu lado nos trabalhos de campo, e a Leandro França Vilaça, um parceiro incansável nesta longa jornada que é o mestrado.

Por fim, agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela oportunidade de desenvolver minha pesquisa em condições excelentes.

A todos, minha sincera gratidão.

EPÍGRAFE

“A natureza é o único livro que oferece um conteúdo valioso em todas as suas páginas.”

Johann Wolfgang von Goethe

RESUMO

Este estudo investigou a influência de borda na composição e estrutura da comunidade arbórea em fragmentos de vegetação de restinga no Parque Estadual da Restinga de Bertioga, SP. O objetivo principal foi comparar características vegetativas entre áreas periféricas e centrais de dois fragmentos florestais, focando na composição de espécies arbóreas. A metodologia envolveu o levantamento florístico usando o método de parcelas em áreas de borda e interior florestal, com dados coletados de setembro a dezembro de 2023. As parcelas foram percorridas para identificar a presença de espécies arbóreas, sua abundância, altura e diâmetro à altura do peito (DAP). Os resultados revelaram um total de 44 espécies nos fragmentos distribuídas em 22 famílias, com predominância da família Myrtaceae. Observou-se uma tendência de aumento na abundância e no DAP das árvores à medida que a distância da borda aumentava, indicando uma influência significativa da borda na estrutura vegetativa. Os resultados mostraram padrões de distribuição de espécies que afetam a dinâmica da vegetação. Destacamos a necessidade de estudos adicionais para melhor compreender as influências de borda e sugerimos estratégias para mitigar impactos negativos por meio de uma gestão mais eficaz do ecossistema. Em conclusão, o estudo evidencia a relevância da influência de borda nas características vegetativas dos fragmentos florestais de restinga, conforme a distância em relação a borda; já com relação ao habitat (borda e interior florestal) não houve relação significativa e ressalta a importância da conservação dessas áreas, que são críticas para a biodiversidade e o equilíbrio ecológico. Recomenda-se intensificação de esforços de fiscalização e gestão para proteger esses ecossistemas sensíveis da pressão antrópica e dos efeitos da urbanização. E também sugerimos mais estudos com relação a influência de borda e seus limites na vegetação de restinga.

Palavras-chave: Biodiversidade. Conservação. Ecossistema costeiro. Levantamento florístico. Vegetação de restinga.

ABSTRACT

This study investigated the influence of edge on the composition and structure of the tree community in fragments of restinga vegetation in the Restinga de Bertiooga State Park, SP. The main objective was to compare vegetative characteristics between peripheral and central areas of two forest fragments, focusing on the composition of tree species. The methodology involved a floristic survey using the plot method in forest edge and interior areas, with data collected from September to December 2023. The plots were surveyed to identify the presence of tree species, their abundance, height and diameter at breast height (DBH). The results revealed a total of 44 species in the fragments distributed in 22 families, with a predominance of the Myrtaceae family. An increasing trend in tree abundance and DBH was observed as the distance from the edge increased, indicating a significant influence of the edge on the vegetative structure. The results showed species distribution patterns that affect vegetation dynamics. We highlight the need for additional studies to better understand the influences of edges and suggest strategies to mitigate negative impacts through more effective ecosystem management. In conclusion, the study highlights the relevance of the influence of edges on the vegetative characteristics of restinga forest fragments, according to the distance from the edge; in relation to the habitat (edge and forest interior), there was no significant relationship and highlights the importance of conserving these areas, which are critical for biodiversity and ecological balance. We recommend intensifying monitoring and management efforts to protect these sensitive ecosystems from human pressure and the effects of urbanization. We also suggest further studies regarding the influence of edges and their limits on restinga vegetation.

Keywords: Biodiversity. Conservation. Coastal ecosystem. Floristic survey. Restinga vegetation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Fitofisionomias do Parque Estadual Restinga de Bertiooga	27
Figura 2 — Mapa de localização da cidade de Bertiooga no estado de São Paulo	31
Figura 3 — Processo de fragmentação e influência antrópica (equipamentos urbanos) presentes no PERB, bairro Guaratuba, em Bertiooga – SP.....	33
Figura 4 — Acesso às trilhas das quatro subáreas de estudo. A. Linha de Transmissão. B. Acesso à Trilha do Guaratuba e início da Subárea A1 e B1. C. Trilha de acesso à Subárea 2A e 2B e tubulação da Sabesp. D. Trilha de acesso à Subárea 3A e 3B e tubulação da Sabesp	36
Figura 5 — Área de estudo A1 a A4 e B1 a B4 e Bacias Hidrográficas Guaratuba e Itaguapé.	39
Figura 6 — Esquema ilustrando os 4 transectos, representados por linhas com 1 km de distância entre si, contendo um total de 16 parcelas (indicadas por retângulos). As parcelas numeradas de 1 a 10 possuem espaçamento de 10 metros entre elas, enquanto as parcelas numeradas de 11 a 16 estão separadas por 30 metros. Destaque para a área da parcela 15, que possui $2 \times 5 \text{ m} = 10 \text{ m}^2$. A faixa amarela indica a trilha que dá acesso à Cachoeira Guaratuba, evidenciando a fragmentação entre as áreas estudadas.	41
Figura 7 — Gráfico das espécies mais abundantes no entorno da Trilha do Guaratuba no PERB.....	45
Figura 8 — Gráfico das Famílias identificadas.	47
Figura 9 — Gráfico do Habitat das dez espécies mais comuns (mais abundantes) na área de estudo.	48
Figura 10 — Gráfico da abundância de espécies arbóreas em relação à distância da trilha (m).	49
Figura 11 — Curva de Coletor.....	50
Figura 12 — Gráfico da altura dos representantes arbóreas entre 2 e 20 m.	51
Figura 13 — Gráfico da altura dos representantes arbóreas da borda florestal, variando de 2 a 20 m.....	51
Figura 14 — Gráfico da altura dos representantes arbóreas do interior florestal, variando entre 2 e 17 m.	52
Figura 15 — Gráfico dos representantes arbóreas, variando entre 10 e 104 cm de DAP.....	52

Figura 16 — Gráfico DAP dos representantes arbóreos na borda florestal, variando de 10 a 104 cm.....	53
Figura 17 — Gráfico DAP dos representantes arbóreos na borda florestal, variando entre 10 e 99 cm.	53
Figura 18 — Gráfico de observações do logaritmo natural do DAP (cm) de acordo com a distância da trilha (m).	54
Figura 19 — Gráfico das observações do logaritmo natural da abundância de acordo com a distância da trilha (m).	56
Figura 20 — Gráfico das observações do logaritmo natural da distância da trilha (m)	56
Figura 21 — Gráfico de ocorrência de espécies de acordo com a distância da trilha.	57
Figura 22 — Gráfico de riqueza de espécies em função da distância da trilha (m)...	58
Figura 23 — Gráfico da precipitação mensal no ano de 2023 na cidade de Bertioga.	58
Figura 24 — Gráfico da temperatura média (°C) mensal de 2023 para Bertioga	59
Figura 25 — Gráfico da umidade (%) mensal de 2023 para Bertioga.	59
Figura 26 — Gráfico da velocidade média do vento mensal em Bertioga no ano de 2023	60

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** — Listagem dos táxons amostrados na área de estudo, com correlação à classe sucessional e síndrome de dispersão. Siglas: NP = não pioneira, P = pioneira, AUTO = autocoria ANE = anemocoria, ZOO = zoocoria.45
- Tabela 2** — Abundância e riqueza divididas por borda e interior florestal49
- Tabela 3** —Tabela da ANODEV (termos adicionados sequencialmente a partir do preditor nulo) para o modelo binomial negativo ajustado aos dados da abundância.55
- Tabela 4** — Tabela da ANOVA para o modelo normal ajustado aos dados de DAP (transformação Box-Cox $\lambda=-1$) nas parcelas com um indivíduo ou mais.....55
- Tabela 5** — Estimativas dos parâmetros do modelo final de dois estágios. Os parâmetros nuisance foram estimados em $\kappa=8,01$ (superdispersão binomial negativo) e $\sigma=0,02182$ (desvio-padrão residual normal).....55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANE	Anemocórica
APP	Área de Proteção Permanente
AUT	Autocórica
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CDS	Companhia Docas de Santos
CR	Criticamente em Perigo
Da – Fal	Floresta aluvial
DAP	Diâmetros à Altura do Peito
Db – FaR	Floresta Alta de Restinga
Db – FbR	Floresta Baixa de Restinga
Db – FTR	Floresta de Transição Restinga/Encosta
Ds	Floresta de Encosta
EN	Em Perigo
FaRu	Floresta Alta de Restinga Úmida
Fpa	Floresta Paludosa
HIDR	Hidrocórica
HUSC	Herbário da Universidade Santa Cecília
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ISL	Índice de Sensibilidade do Litoral
NP	Não Pioneira
P	Pioneira
P*	Preenchimento
PERB	Parque Estadual da Restinga de Bertioga
PESM	Parque Estadual da Serra do Mar
PEX	Criticamente em Perigo Provavelmente Extinta
Pfm	Manguezal
PM	Plano de Manejo
Pma	Costão Rochoso
Pmb	Escrube
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SESC	Serviço Social do Comércio
SiBBR	Sistema de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza
SP	São Paulo
SPSF	Herbário Dom Bento José Pickel
TEBAR	Terminal Marítimo Almirante Barroso
UC	Unidades de Conservação
VU	Vulnerável
ZOO	Zoocórica

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	MATA ATLÂNTICA E FLORESTA DE RESTINGA	14
1.2	INFLUÊNCIA DE BORDA	16
1.3	FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E INFLUÊNCIA DE BORDA NA RESTINGA	22
1.4	PARQUE ESTADUAL DA RESTINGA DE BERTIOGA	24
2	OBJETIVOS	29
3	MATERIAL E MÉTODOS	30
3.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	30
3.1.1	BREVE HISTÓRICO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE BERTIOGA	30
3.1.2	LOCALIZAÇÃO E CARACTERÍSTICAS GERAIS DO PERB	37
3.2	COLETA DE DADOS E IDENTIFICAÇÃO E CATEGORIZAÇÃO DE ESPÉCIES	40
3.3	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	43
4	RESULTADOS	45
5	DISCUSSÃO	61
6	CONSIDERAÇÕES	73
	REFERÊNCIAS	74

1 INTRODUÇÃO

1.1 MATA ATLÂNTICA E FLORESTA DE RESTINGA

A Mata Atlântica é o terceiro maior bioma em extensão no Brasil, ocupa 13% do território nacional e estende-se por 15 estados da federação. Esse bioma abrange quase todos os estados litorâneos do país, desde o Rio Grande do Sul até o Rio Grande do Norte, além dos estados de Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Goiás. Na maior parte da Região Sudeste, a Mata Atlântica engloba integralmente os estados do Espírito Santo e do Rio de Janeiro, e quase a totalidade do estado de São Paulo. Na Região Sul, abrange totalmente o estado do Paraná e, em parte, o estado de Santa Catarina (IBGE, 2019).

No entanto, a Mata Atlântica é o bioma brasileiro mais ameaçado e com menor área proporcional remanescente, com apenas 12% de sua cobertura original remanescente, sendo que o estado de São Paulo abriga aproximadamente 18% desse total (Branco, 2021). Esse cenário é um alerta crítico para uma floresta que está entre os 36 *hotspots* globais de biodiversidade, concentrando diversas espécies endêmicas. A Mata Atlântica abriga uma imensa diversidade de espécies, com aproximadamente 300 a 500 espécies da flora por hectare em florestas primárias e apresenta uma alta taxa de endemismo, com 50% das espécies vegetais sendo exclusivas desse bioma (Almeida, 2016). Para a preservação dos *hotspots* é necessária a redução da perda de biodiversidade (Souza *et. al*, 2020).

Dentro dos diversos ecossistemas presentes no domínio da Mata Atlântica há a restinga, que é um ecossistema de planície costeira com distintas populações vegetais. O estágio sucessional de sua vegetação é lento devido à escassez de nutrientes no solo arenoso e salino, influenciado pela proximidade do ambiente marinho. A restinga possui uma vegetação crucial para estabilizar o ambiente de praias e de dunas, capaz de mitigar a ação constante das ondas, de chuvas e de ventos, e, assim, manter as características do estágio pioneiro (Conama, 1996; Melo-Junior, 2018). Presentes nas planícies arenosas costeiras quaternárias de origem marinha, as restingas têm expressiva ocorrência nas Regiões Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil. Dado seu caráter relativamente recente, cada região geográfica apresenta uma colonização única, as restingas incorporam espécies de diferentes biomas adjacentes à zona costeira, como Cerrado e Caatinga em partes do Nordeste, e a extensa presença da Floresta Atlântica que abrange grande parte do Nordeste, toda

a Região Sudeste e parte do Sul do Brasil (Sá *et al.*, 2004).

Diversos autores apresentam divergências quanto ao uso do termo "restinga", pois este engloba diferentes definições geológicas, botânicas e ecológicas. Assim, neste estudo, a expressão "restinga" seguirá a definição de "Vegetação de Restinga" (Conama, 1996), que significa "Vegetação de Planície Costeira (exceto manguezal) e Baixa a Média Encosta, Floresta Alta de Restinga, Floresta Paludosa, Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas e Floresta Aluvial" (Souza, 2006; Fundação Florestal, 2018). As regiões em que ocorre vegetação de restinga e dunas, cerca de 70% do litoral brasileiro, são todas consideradas Áreas de Proteção Permanente (APP), conforme disposto na Lei n. 12.651/2012, cujos principais objetivos são preservar o equilíbrio do ciclo da água e proteger a vegetação nativa (Brasil, 2012).

A vegetação presente nas planícies costeiras, desde áreas de baixa até média encosta da Serra do Mar, engloba diversas fitofisionomias, incluindo os manguezais e toda a vegetação conhecida como restinga. Essas comunidades são caracterizadas como geo-pedológicas, uma vez que sua existência depende essencialmente das características do substrato geológico sedimentar, que compreendem o tipo de sedimento, relevo, drenagem e evolução, bem como as características evolutivas de seus solos (Souza *et al.*, 2008).

A complexidade da restinga aumenta a partir da praia rumo ao interior da planície costeira. Os níveis de material orgânico e nutrientes do solo, a salinidade, a movimentação do substrato, o relevo e a profundidade do lençol freático constituem os elementos distintivos entre as diversas fisionomias vegetativas presentes nesse ecossistema. Nas regiões mais internas da planície costeira (distantes da linha de costa), a vegetação pode se manifestar com dimensões mais expressivas, onde algumas árvores podem atingir uma altura de até 12 metros, enquanto em outros pontos, observam-se florestas de restinga com uma notável diversidade de espécies, incluindo árvores que chegam a alcançar 30 metros de altura. Em áreas onde o lençol freático é menos profundo, o solo pode sofrer com alagamentos temporários ou permanentes, resultando na formação de campos brejosos ou florestas paludosas (Sampaio *et al.*, 2005). Lopes (2007), em seu estudo na restinga da planície costeira do litoral paulista, observou que as características fisionômicas estão condicionadas às condições ambientais, basicamente ao maior ou menor acúmulo de matéria orgânica no solo, refletindo-se na vegetação e resultando em características como escleromorfismo, nanismo, pequena diversidade específica e sistema radicular

superficial.

Lamentavelmente, esse ecossistema, que representa um mosaico de formações diversas, enfrenta uma ameaça considerável devido à expansão urbana ao longo de todo o litoral brasileiro. Vale ressaltar que a restinga tem passado por processos de degradação desde os tempos da colonização portuguesa. Atualmente, a pressão intensa resultante da especulação imobiliária, com o intuito de estabelecer condomínios e residências de veraneio, acentua ainda mais essa condição preocupante (Sampaio, 2004), como é o caso do litoral de São Paulo. O litoral paulista abrange aproximadamente 880 km de extensão ao longo da linha costeira, 16 municípios e possui uma área total de 7.759 km² (IGC-SP, 2015). A significativa ocupação desse litoral, a partir da década de 1950, resultou em diversas intervenções no ambiente costeiro, como aterros em manguezais, retificações em rios, rebaixamento do lençol freático e extração de areias de praias e dunas. Essas ações causaram alterações substanciais no equilíbrio sedimentar da costa paulista. A configuração da costa é notável pelo alinhamento oblíquo da Serra do Mar e pelas planícies sedimentares quaternárias individualizadas, sendo mais extensas na porção sul do litoral (Muehe, 2006).

Na Região Metropolitana da Baixada Santista, que reúne nove municípios desde Peruíbe (sul) até Bertioga (norte), a vegetação de restinga constitui uma faixa que vai da parte posterior das dunas até o sopé da Serra do Mar (Fundação Florestal, 2018), uma área que se estendia por um trecho de 413 km². Atualmente, restam preservados cerca de 22% (90 km²) desse ecossistema e dessa área preservada, 88 km² situam-se em manchas contínuas na planície costeira de Bertioga, o restante das florestas de restinga encontra-se impactado devido ao desmatamento, extração de areia e influência da poluição industrial, colocando em risco os serviços ecossistêmicos e a conservação dos ecossistemas costeiros (Guedes *et al.*, 2006).

1.2 INFLUÊNCIA DE BORDA

As "bordas", também conhecidas como área de transição ambiental ou limites ecológicos, desempenham um papel fundamental na dinâmica de espécies e comunidades em paisagens alteradas pela atividade humana. Essas bordas são descritas como áreas de transição entre diferentes ambientes, podendo surgir naturalmente, devido a mudanças edáficas, geomorfológicas e climáticas, ou serem

formadas por intervenção humana. As bordas influenciam as interações entre espécies, a estrutura trófica das comunidades, os padrões de movimento dos indivíduos no espaço e os fluxos de recursos entre habitats, resultando em modificações nas relações ecológicas em várias escalas espaciais e temporais (Ewers, 2006; Reys, 2013). Essas alterações nas relações ecológicas podem, por exemplo, intensificar o predatismo, o parasitismo, a polinização, a competição, o herbivorismo e dispersão das sementes (Honnay, 2005; Murcia, 1995; Vogado, 2016).

O termo “borda florestal” é utilizado quando duas áreas vegetadas são separadas por uma transição abrupta, resultando nas influências de borda entre dois ambientes adjacentes. A maioria dos estudos não fornece uma descrição adequada das bordas florestais, por exemplo, onde ela se inicia e onde ela termina, o que dificulta a interpretação dos resultados. A intensidade da influência de borda pode ser medida como a distância que essas mudanças penetram no local e é importante observar que a influência de borda pode variar de um ecossistema para outro.

A maioria dos estudos indica que a influência de borda desaparece nos primeiros 50 metros em direção ao interior florestal (Murcia, 1995), por outro lado, Dodonov *et al.* (2013) ressaltam que a influência de borda se torna evidente ao comparar as disparidades entre a borda e o interior da floresta, destacando principalmente as diferenças na estrutura e na composição da floresta. A avaliação dessa influência de borda tem apresentado desafios em áreas fragmentadas, ressaltando a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a temática para a preservação dos ecossistemas.

A degradação de áreas vegetadas para o desenvolvimento urbano e rural é uma das principais causas para formação de bordas, resultando em fragmentação florestal e perda de biodiversidade. As áreas urbanas, atualmente, compreendem cerca de 2,4% da superfície terrestre do planeta, o que resulta em alta densidade populacional e uma concentração significativa de pessoas em pequenos espaços territoriais (Mexia *et al.*, 2018), ligado a isso, tem-se as intervenções humanas que contribuem para a criação de "bordas artificiais" e resultam na proliferação de espécies pioneiras (Oliveira-Júnior, 2021; Zuñe *et al.*, 2022).

Embora essas intervenções sejam evidentes, é necessário explicitá-las para uma compreensão plena do impacto das ações humanas na estrutura e dinâmica da vegetação de restinga. Oliveira-Júnior (2021) destaca que à medida que aumentam as áreas de contato entre matrizes florestais e antrópicas, as alterações nos

parâmetros físicos, químicos e biológicos do ecossistema tornam-se mais evidentes. A identificação e o estudo das bordas artificiais são cruciais para o desenvolvimento de estratégias de conservação e restauração que considerem os efeitos das atividades humanas, visando minimizar os danos e promover a sustentabilidade ambiental a longo prazo (De-Oliveira, 2023).

O aumento das bordas nos ecossistemas é uma consequência direta da fragmentação vegetal, que se caracteriza pela redução da área total original, envolvendo a conversão de florestas nativas em diferentes ambientes, resultando no isolamento das áreas remanescentes (França, 2009; Murcia, 1995). Em ambientes de florestas fragmentadas, é possível observar uma diminuição tanto na quantidade de árvores reprodutivas quanto no tamanho das árvores vizinhas, acompanhada por alterações na movimentação dos polinizadores, impactando, assim, o sistema reprodutivo das angiospermas. O desfecho da limitação populacional é a extinção regional, resultando no desaparecimento dos indivíduos no fragmento e, conseqüentemente, na redução da diversidade de espécies e na modificação da composição da comunidade (Honnay, 2005), entre outras conseqüências, como a diminuição do estoque de carbono do interior da floresta e aumento de lianas na borda que atuam como curativo, com a função de isolante das condições atmosféricas externas a borda (Magnago *et al.*, 2017). No contexto brasileiro, a fragmentação é uma ocorrência frequente em florestas tropicais e no cerrado (Tarazi, 2013), dessa forma, investigar de maneira aprofundada as influências de borda tem o intuito de gerar conseqüências significativas para a preservação ambiental.

É importante ressaltar que as florestas são naturalmente heterogêneas e de certo modo são fragmentadas, por exemplo, o alagamento de uma área úmida e/ou fluxo do vento pode derrubar uma árvore criando naturalmente um ambiente fragmentado e alguns indivíduos estarão mais ou menos vulneráveis às adaptações da fragmentação de ordem natural (Honnay, 2005).

Essa dinâmica de fragmentação natural do ambiente é bem diferente do rompimento provocado pelas ações antrópicas. Espécies tardias geralmente apresentam redução em suas densidades nas áreas de borda, onde também é comum encontrar árvores de porte menor, bem como a presença de caules trepadores. Além disso, é esperado que haja uma predominância de indivíduos jovens pertencentes a espécies pioneiras (Lima-Ribeiro, 2008).

Em estudos realizados em florestas tropicais, analisou-se a borda florestal e

foram evidenciadas alterações abióticas nos fragmentos, como impactos na regulação climática, incluindo dessecação, perturbação do vento, aumento de luz e temperatura, e diminuição da umidade do ar. Observou-se que essas alterações podem afetar a estrutura do ecossistema, resultando em perdas no estoque de carbono e aumento da presença de lianas nas bordas e árvores, através de ligações diretas com alterações nas condições microclimáticas e de insolação (Magnago *et al.*, 2014; Magnago *et al.*, 2017).

As bordas também acentuam alterações de microclima, incluindo aumento na velocidade do vento, temperaturas mais altas e menor umidade. Além disso, impactos sobre o microclima reduzem a eficácia da recuperação de espécies em áreas degradadas, pois alteram atributos funcionais das árvores e aumentam as taxas de mortalidade (Baker, 2014; Laurence *et al.*, 2002; Magnago *et al.*, 2014; Medellu, 2012;). Os padrões nos mosaicos vegetais são consistentes, com a temperatura do ar e do solo geralmente diminuindo da matriz antropizada em direção ao interior dos fragmentos, enquanto a umidade relativa do ar segue um padrão oposto (Lima-Ribeiro, 2008). A temperatura do ar é um dos indicadores microclimáticos mais amplamente estudados, e a profundidade das influências de borda na temperatura do ar é um parâmetro quantitativo comumente utilizado em pesquisas. Para determinar a influência de borda usando a temperatura do ar, é necessário realizar medições em vários pontos dentro da mata. No entanto, surge um desafio relacionado à rápida modificação da temperatura do ar ao longo do dia, o que dificulta a obtenção de dados precisos (Medellu, 2012).

O intervalo entre os quadrantes de medição e obtenção de dados climáticos em fragmentos florestais pode variar devido ao tempo em movimento, impactando a precisão das informações coletadas (Medellu, 2012). Por fim, os efeitos negativos não precisam ser persistentes ao longo de todo o ano ou ano após ano, alguns estudos consideram o tempo como um processo modulador e sugerem que as bordas mais antigas vivenciam influências de borda abiótica mais suaves do que as bordas mais jovens. Nas regiões tropicais, as bordas recém-formadas são consideradas inferiores a cinco anos de idade, pois ficam mais expostas à luz e aos ventos, devido ao fato de que a vegetação da borda, com o passar do tempo, se adapta às condições ambientais específicas dessa fronteira (Laurance e Curran, 2008; Murcia, 1995).

As mudanças climáticas atuais têm um impacto profundo nos ecossistemas costeiros. A elevação das temperaturas globais não apenas altera os padrões

climáticos, mas também intensifica a força dos ventos, além de aumentar a temperatura e elevar o nível do mar (Aguiar & Ervatti, 2020). Esse aumento na intensidade dos ventos afeta diretamente a estrutura e a composição das florestas, que atuam diretamente na proteção das regiões costeiras contra a erosão e na manutenção da biodiversidade (Muehe, 2022). Ventos mais fortes podem causar danos físicos às árvores em florestas tropicais, arrancando-as ou quebrando-as e, desse modo, gerar alterações na ecologia florestal. As bordas possuem menor resistência aos ventos do que o interior da floresta, possibilitando que a velocidade do vento acelere na paisagem desmatada. As bordas ficam expostas, o que exerce forte cisalhamento lateral sobre as árvores de sua região. Em algumas situações, isso pode causar uma mortalidade acentuadamente elevada nas árvores de 100 a 500 metros das bordas, ocasionando inúmeros impactos, danos que permanecem crônicos com o passar dos anos (D'Angelo *et al.*, 2004; Laurance e Curran, 2008).

Em relação à temperatura, a sua elevação pode ser limitante para as espécies que habitam as bordas florestais (Murcia, 1995; Vogado, 2016), de forma que esse padrão de dispersão nas bordas pode ser explicado pelo fato de que os indivíduos dessa região estão mais adaptados às temperaturas mais elevadas, menor umidade do ar, maior exposição aos ventos e maior luminosidade, resultando em maior evapotranspiração em comparação aos habitantes do interior florestal. Observou-se uma maior riqueza nas bordas em função do aumento da energia luminosa (Lima-Ribeiro, 2008), de forma que a orientação cardinal também exerce influência nas bordas, pois determina o tempo de exposição solar dependendo da época do ano. Por exemplo, durante o inverno, ocorre a incidência menor de raios solares, fazendo com que os dias comecem mais tarde e terminem mais cedo e, em períodos de menor exposição solar, há alguns dos efeitos físicos de borda para a germinação, como o crescimento e floração das plantas mais fracos. Assim, a investigação das influências de borda nas características das plantas contribui para a compreensão do comportamento das espécies diante das mudanças climáticas (Murcia, 1995; Vogado, 2016).

Fatores abióticos e bióticos alteram as populações vegetais, desde a borda até o interior da floresta, afetando na riqueza e na abundância das espécies arbóreas. A fragmentação dos ecossistemas está associada a impactos na reprodução, uma vez que 33% das espécies florais apresentam fecundação autoincompatível, e a maioria depende de autofecundação (clones) prolongada, estes podem influenciar as características genéticas da população (Honnay, 2005). Com a redução da

disponibilidade de energia luminosa devido ao aumento do dossel arbóreo, pode ocorrer uma modificação no crescimento das plantas, levando a um prolongamento da autofecundação. Isso resulta em uma população com baixa variabilidade genética, tornando as espécies mais vulneráveis em relação a indivíduos com genótipos mais adaptados, além do acúmulo de genes deletérios e deriva genética, o que, por sua vez, pode resultar na extinção da espécie diante de novas pressões ambientais, como a queda de uma árvore, aumento na disponibilidade de luz e elevação da temperatura.

No que diz respeito ao trabalho dos polinizadores nas florestas tropicais, a maioria dos indivíduos é polinizada por animais. A formação de manchas nos territórios florestais modifica a relação entre árvores secundárias e pioneiras, resultando em mudanças na disponibilidade de recursos vegetais para os herbívoros. Isso interfere nas teias alimentares e pode levar a uma cascata de efeitos, resultando em quedas populacionais e até mesmo extinções (Lopes, 2009). Além disso, nota-se um aumento na presença de predadores provenientes do habitat matriz circundante, concentrando suas atividades de caça ao longo dos limites da borda (Ewers, 2006).

Existem diversos motivos que podem contribuir para a redução das espécies secundárias dentro de uma floresta. Murcia (1995) aponta a questão da tolerância fisiológica de cada espécie, sendo que algumas são consideradas pioneiras nos ambientes, enquanto outras se comportam como espécies tardias ou secundárias, demandando mais recursos florestais para sobreviver, como o sombreamento das árvores pioneiras. Segundo Lopes (2009), isso pode envolver a diminuição na dispersão de sementes, o aumento da demanda por recursos alimentares pelos consumidores primários e os danos causados pela queda de árvores próximas à borda. Além disso, Lopes (2009) destaca a competição com cipós, trepadeiras e espécies daninhas, assim como a mortalidade de árvores, resultante do estresse fisiológico causado pelo excesso de vento e dessecação, que, por sua vez, contribui para o aumento do desenraizamento e, assim, da mortalidade das árvores.

A perda de habitat culmina na extinção de espécies, visto que áreas reduzidas abrigam populações igualmente diminutas. Fragmentos isolados, desprovidos de corredores ecológicos, tornam-se ambientes propensos à extinção, logo, a expectativa é que as populações enfrentem extinção quando determinados limites de tamanho e isolamento de fragmentos são alcançados (Honnay, 2005).

Sob uma perspectiva de preservação, as bordas podem se tornar pontos vulneráveis à invasão de espécies exóticas, resultando na redução das densidades

populacionais de espécies secundárias no interior do habitat. Isso ocorre porque as mudanças microclimáticas nas bordas proporcionam vantagens competitivas para as espécies exóticas em relação às nativas. A compreensão é que a limitação de luz no interior da floresta atua como controle biológico e tende a impedir a penetração das espécies exóticas invasoras além da borda inicial, preservando os ecossistemas contra o impacto dessas plantas invasivas (Ewers, 2006; Honnay, 2005). Nos últimos anos, o número de extinções tem aumentado consideravelmente, levando à proposta da existência de uma sexta grande extinção no planeta. Essa ideia surge devido a vários fatores, incluindo o excesso de caça e pesca, redução no tamanho das áreas vegetais, degradação da qualidade do ambiente, introdução de espécies exóticas e fragmentação florestal. Embora seja desafiador quantificar a contribuição de cada fator para a redução da biodiversidade, há indícios de que a fragmentação florestal seja a principal ameaça para a perda de biodiversidade (Honnay, 2005).

1.3 FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL E INFLUÊNCIA DE BORDA NA RESTINGA

As florestas fornecem serviços ecossistêmicos fundamentais para o funcionamento da sociedade humana como a conhecemos, no entanto elas enfrentam uma exposição intensa devido à pressão antropológica, manifestada por mudanças no uso do solo e desmatamento, alterações climáticas globais, entre outras interferências humanas. Essa pressão resulta na fragmentação de muitas áreas florestais em todo o mundo, sendo uma causa direta da perda de biodiversidade, ocasionando alterações na composição, estrutura e função da paisagem (Netze, 2024).

A paisagem natural da Mata Atlântica está altamente fragmentada, o que favorece a influência de borda e maximiza os fatores ambientais em áreas degradadas, afetando o bioma como um todo (Costa, 2019). A presença de bordas em fragmentos florestais pode ter impactos negativos sobre a biodiversidade e a funcionalidade desses ecossistemas. A análise das influências de borda em fragmentos florestais na região de restinga pode fornecer informações valiosas para a gestão e conservação de áreas naturais semelhantes em outras partes do mundo (Cunha, 2022). A contínua devastação de ecossistemas naturais resulta na fragmentação e na formação de zonas de borda, o que desencadeia as influências de borda responsáveis por alterações abióticas das condições microclimáticas, como

incidência de luz e vento, além de fatores bióticos, como a modificação ao longo do tempo da abundância e composição das espécies vegetais, das interações entre os organismos e da dinâmica dos ecossistemas naturais, bem como a modificação ou confusão de padrões espaciais na distribuição das espécies (Butturi-Gomes e Petreire Jr, 2020; Pereira, 2021).

Para Murcia (1995), há pouco consenso sobre como medir as influências de borda ou quão deletérias elas são, de acordo com a pesquisadora, a maioria dos estudos buscou padrões estáticos e deixou de explorar os fatores que modulam ou afetam suas influências. Definir a extensão da influência de borda em uma região ou tipo específico de ecossistema é um desafio complexo, de acordo com Dodonov (2011), são necessárias pesquisas em diferentes fragmentos do mesmo tipo de vegetação e na mesma região para obter uma compreensão mais precisa da variação que a influência de borda pode ter. Embora a literatura específica sobre a influência de borda na restinga seja limitada, alguns esforços recentes têm sido realizados para compreender essa dinâmica, por exemplo, Zuñe *et al.* (2022) a avaliou na restinga de Grumari, RJ, com base nas diferenças nos atributos funcionais das árvores, como densidade da madeira, diâmetro e altura. Já Araújo (2017) investigou, por meio de visitas de campo para observação passiva, o estado de conservação de duas áreas de restinga no litoral de São Paulo. Silveira *et al.* (2022) avaliaram o nível de ruídos na borda e no interior da Floresta Nacional da Restinga de Cabedelo.

Siqueira *et al.* (2004) indicaram que é possível definir a distância de penetração da borda por meio de mudanças na variância microclimática na Mata Atlântica. Os autores observaram que, em fragmentos com mais de 10 hectares, essa distância varia entre 90 e 120 metros da borda. Na área central, a temperatura do ar, a umidade do ar e a velocidade do vento apresentam uma variabilidade relativamente menor em comparação com as regiões mais próximas das bordas (Siqueira et al. 2004).

A presença de bordas resultantes da fragmentação florestal cria condições propícias para a entrada e disseminação de espécies exóticas invasoras. As trilhas abertas pela ação humana facilitam o acesso a áreas remotas da floresta, tornando-as vulneráveis a práticas ilegais, como o corte de árvores e caça, e muitas vezes, fragmentando áreas florestais, por isso, o monitoramento dessas áreas, frequentadas por residentes, visitantes e turistas, é de suma importância para preservar a integridade do ecossistema (Fundação Florestal, 2008). O excesso de bordas na restinga afeta a drenagem natural, pois devido à baixa declividade da planície costeira

e ao nível raso do lençol freático, ocorre o acúmulo e a retenção de água durante os períodos de chuva, um fenômeno que provoca alterações no funcionamento dos ambientes costeiros, conforme observado por Lopes (2013).

Outro aspecto importante para ser observado na influência de borda da vegetação de restinga foi pontuado por Murcia (1995): devemos considerar se a estimativa da influência de borda realmente pertence à borda ou se é influenciada por estruturas da paisagem diferentes da borda; isto é, quando as bordas estão próximas de solos com acidentes topográficos, como riachos, depressões ou elevações de terreno, a influência de borda pode ser distorcida e torna-se difícil separá-la de tais fatores incidentais.

1.4 PARQUE ESTADUAL DA RESTINGA DE BERTIOGA

A cidade de Bertioga concentra a ocupação do solo primordialmente na região de planície costeira, delimitada como zona urbana e de expansão urbana, e apresenta um índice de 83,50% de preservação de vegetação nativa, conforme atestado, em 2010, pelo Inventário Florestal do Instituto Florestal. Tal marca coloca o município entre as localidades do estado de São Paulo com os mais altos percentuais de cobertura vegetal nativa, alinhado com as diretrizes estabelecidas pela Resolução SMA 7/2017 (SMA, 2017).

A área de encosta da Serra do Mar desfruta de proteção legal, estabelecida pela criação do Parque Estadual da Serra do Mar (PESM), regulamentado pelo Decreto n. 10.251, de 30 de agosto de 1977, além disso, a região adjacente é contemplada pelo Parque Estadual da Restinga de Bertioga (PERB), instituído pelo Decreto n. 56.500, de 9 de dezembro de 2010. Bertioga também abriga a Terra Indígena Ribeirão Silveiras, amparada pelo Decreto n. 94.568, de 8 de julho de 1987, e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural, Ecofuturo, regulamentada pela Resolução SMA 20, de 06 de abril de 2009, e as Hercules Florence 1 e 2, reconhecidas pela Resolução SMA n. 06, de 01 de fevereiro de 2011.

O PERB, criado em 2010 com o propósito de salvaguardar e preservar a rica biodiversidade dessa região, é um dos poucos remanescentes contínuos do ecossistema de restinga do estado de São Paulo, possui grandes geo e biodiversidades e é considerado um importante refúgio para a fauna e a flora da região. Trata-se de uma área de domínio público que integra o conjunto de Unidades

de Proteção Integral, o que o atribui um valor ecológico significativo. Seus objetivos envolvem fomentar pesquisas científicas, desenvolver atividades de educação ambiental e promover o ecoturismo (Brasil, 2000; Fundação Florestal, 2018).

De acordo com a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), todas as Unidades de Conservação (UC) devem elaborar um Plano de Manejo (PM) abrangendo não apenas sua área principal, mas também a zona de amortecimento e possíveis corredores ecológicos. Esse plano é um documento técnico que estabelece diretrizes e estratégias para a adequada gestão da UC. Os PMs visam à garantia da eficácia das UCs na tarefa de preservar a biodiversidade, uma vez que fornecem informações valiosas para uma gestão apropriada. Além disso, os PMs devem contemplar medidas que promovam a integração das UCs com a vida econômica e social das comunidades residentes e adjacentes (ICMBio, 2018).

A Resolução SMA n. 203, de 27 de dezembro de 2018, publicou o PM do PERB, estabelecendo as diretrizes para a proteção, fiscalização e monitoramento da unidade. O PM do PERB destaca um total de 1007 espécies de flora vascular nativa, devidamente catalogadas, dentre as quais 37 encontravam-se na lista nacional de ameaçadas de extinção (Fundação Florestal, 2018); mais recentemente, contudo, entre as 1007 espécies constantes no PM, 21 espécies (com base na nomenclatura da flora de 2018) encontram-se na lista nacional de ameaçadas (Brasil, 2022). Adicionalmente, foram identificadas 34 espécies exóticas no PM, especialmente em áreas impactadas pelo ser humano, como zonas próximas a estradas e linhas de transmissão (Fundação Florestal, 2018).

Além do PM, a Fundação Florestal (2018) discute também a diversidade fitofisionômica do PERB. Conforme ilustrado na Figura 1, o PERB é notavelmente complexo do ponto de vista fitofisionômico, incluindo tipos como Floresta de Encosta (Ds), Floresta de transição restinga/encosta (Db – FTr), Floresta alta de restinga (Db – FaR), Floresta baixa de restinga (Db – FbR), Floresta aluvial (Da – FAI), Floresta alta de restinga úmida (Db – FaRu), Floresta Paludosa (caxetal e guanandizal), Manguezal (Pfm), Costão Rochoso (Pma) e Escrube (Pmb) e Vegetação de Praias e Dunas (Vegetação Pioneira com Influência Marinha). Mais de 50% da extensão do PERB é composta por ecossistemas críticos, caracterizados por alagamentos temporários ou permanentes, destacando-se a Floresta Aluvial e a Floresta Alta de Restinga Úmida.

Esta seção concentra-se nas formações fitofisionômicas da Floresta Paludosa

e da Floresta Alta de Restinga Úmida, pois são as mais expressivas na área de estudo.

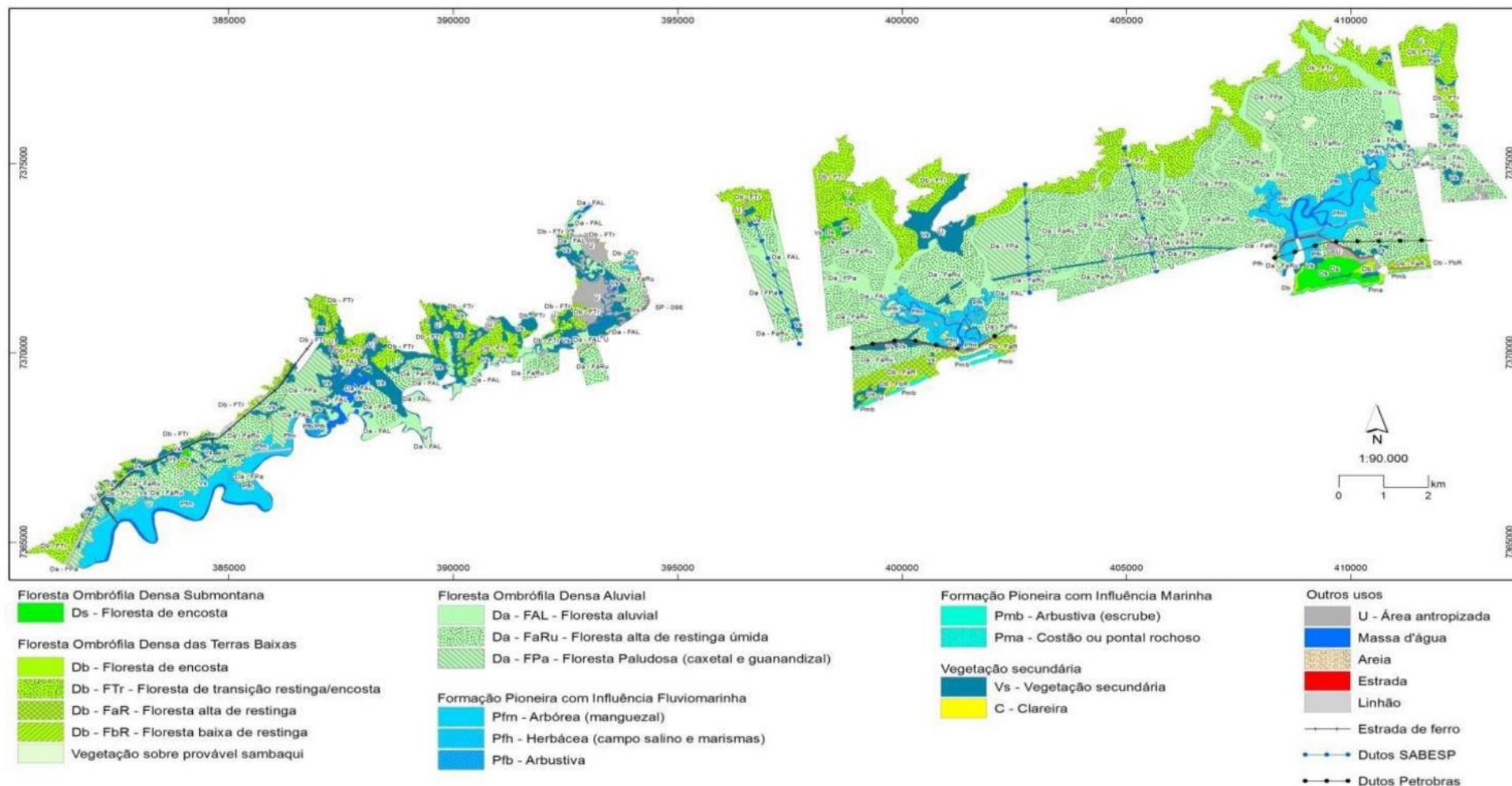


Figura 1 — Fitofisionomias do Parque Estadual Restinga de Bertioiga
 Fonte: Fundação Florestal, 2018.

Assim, mais detalhes acerca dessas duas formações se fazem necessários para compreender com mais profundidade as dinâmicas ecológica e de conservação da biodiversidade na região.

A Floresta Alta de Restinga Úmida possui flora que se desenvolve em depressões em terraços marinhos pleistocênicos, formadas em ambientes paleolagunares, inundáveis e capazes de suportar condições adversas e apresenta espécies de outras fitofisionomias, como *Manilkara subsericia*, *Euterpe edulis*, *Chrysophyllum brasiliense* e *Malouetia arborea*, além de uma extensa área coberta por uma única espécie de gravatá da família da Bromeliaceae, *Bromelia antiacantha*. De acordo com Lopes (2007), que também realizou estudos no PERB, a Floresta Alta de Restinga Úmida é caracterizada por árvores caídas, devido ao sistema radicular superficial, resultando em um dossel heterogêneo com árvores de alturas diversas, incluindo emergentes que ultrapassam 20 metros, quanto aos Diâmetros à Altura do Peito (DAP) nessa área, são variados, atingindo até 5 metros.

A Floresta Paludosa (FPa) é identificada por uma área homogênea, com indivíduos adaptados a viver em lençol freático aflorante, como por exemplo a *Tabebuia cassinoides* (caixeta), uma espécie arbórea ameaçada de extinção; também é encontrada em áreas que foram impactadas por atividades humanas, principalmente ao longo da rodovia BR-101 (rodovia Rio-Santos), em terrenos situados a montante dessa estrada e mais distantes das áreas costeiras. Essa floresta é predominante nas regiões mais profundas dessas depressões, embora também possa ser encontrada em depósitos mistos pelíticos, quando essas áreas são inundadas devido à interferência humana na rede de drenagem. Na Floresta Alta de Restinga Úmida (FaRu), encontra-se a maior riqueza de espécies, pois desenvolve-se em depressões formadas em terraços marinhos pleistocênicos, proporcionando a ocorrência de indivíduos presentes na FPa e na FaR (Badel-Mogollón, 2012; Souza e Luna, 2008).

A presença de muitas bordas em suas formações florestais exige estudos que forneçam subsídios para a compreensão das influências que essas bordas podem causar na estrutura da vegetação e identificar estratégias para mitigar tais impactos. As principais ameaças, conforme apontadas pela Coordenadoria de Fiscalização Ambiental do estado de São Paulo (2014), incluem invasões e ocupações irregulares, caça, extrativismo vegetal e ecoturismo irregular. De acordo com Lopes (2013), as bacias dos Rios Itaguapé e Guaratuba foram classificadas como de risco médio. Novas intervenções antrópicas têm potencial para desequilibrar o ecossistema,

especialmente se afetarem solos e águas, impactando os serviços ambientais essenciais à população local, como matéria-prima, água, produção de energia e cobertura vegetal para controle natural da erosão, entre outros.

Lopes (2013) destaca ainda que os pontos críticos se encontram nas bordas das florestas, onde a ocupação humana é mais intensa, especialmente nas áreas próximas ao mar, atravessadas por rodovias, oleodutos e linhas de transmissão de energia. Outra preocupação é a exploração ilegal de *Euterpe edulis*, bromélias e orquídeas ornamentais, uma prática disseminada em toda a região da Floresta Atlântica. Essa atividade ilícita ocorre mesmo em áreas designadas como UCs, onde há algum nível de monitoramento. As consequências dessa prática são consideráveis principalmente no que diz respeito ao fornecimento de alimento para a fauna. No PERB, essa atividade foi observada em praticamente todos os locais onde a espécie ocorre naturalmente. No entanto, projetos bem-sucedidos no controle dessas atividades são escassos, dada a intrínseca ligação do problema com questões sociais, econômicas e culturais (Lima, 2008; Fundação Florestal, 2018).

Os estudos sobre a vegetação de restinga no PERB constituem a base teórica para a conservação adequada dos ecossistemas, além de servirem como o ponto de partida para a restauração ecológica. De acordo com Rinas *et al.* (2024), compreender a influência de borda em cada tipo de floresta é fundamental para identificar as necessidades específicas de cada fragmento de vegetação. Esse conhecimento permite evitar a degradação dos maiores fragmentos de floresta, garantindo a integridade e a continuidade desses ecossistemas. O presente estudo busca oferecer dados essenciais para a implementação de estratégias de restauração ecológica, de forma que a recuperação de áreas degradadas e a manutenção da biodiversidade local sejam viabilizadas e, quiçá, realizadas.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi comparar as características da vegetação ao longo de áreas periféricas e de áreas centrais de floresta, pertencentes ao polígono do PERB, quanto à composição, abundância e tamanho de espécies arbóreas.

Os objetivos específicos foram: (i) realizar um inventário florístico, identificando as espécies arbóreas presentes no interior das parcelas; (ii) verificar características ecológicas das espécies (classe sucessional, síndrome de dispersão) e inferir sobre o

papel da influência de borda nessas características; (iii) testar a hipótese de que as amostras realizadas na área central terão maiores valores de abundância quando comparadas às amostras realizadas na área periférica dos fragmentos; e (iv) testar a hipótese de que diâmetro à altura do peito (DAP) das espécies mais abundantes deve diminuir à medida em que nos afastamos da área central dos fragmentos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1.1 Breve histórico da fragmentação florestal no município de Bertioga

Bertioga (Figura 2) ocupa uma área de 491,546 Km², sendo que cerca de 85% de seu território é ocupado por áreas de preservação permanente. Faz divisa com os municípios de Salesópolis, Biritiba Mirim e Mogi das Cruzes ao norte, São Sebastião ao leste, Santos ao oeste-noroeste e Guarujá ao oeste-sudoeste. O município possui características específicas em relação à sua área territorial, exibindo elementos distintivos de regiões litorâneas. Engloba áreas com topografias bastante diversas, abrangendo a planície litorânea e a encosta da Serra do Mar, caracterizada por um terreno acidentado com grandes declividades. Dessa maneira, o relevo emerge como um dos principais influenciadores dos padrões de ocupação urbana, concentrando-se nas áreas mais propícias em termos de acessibilidade e implementação (IBGE, 2022; Lopes, 2007).

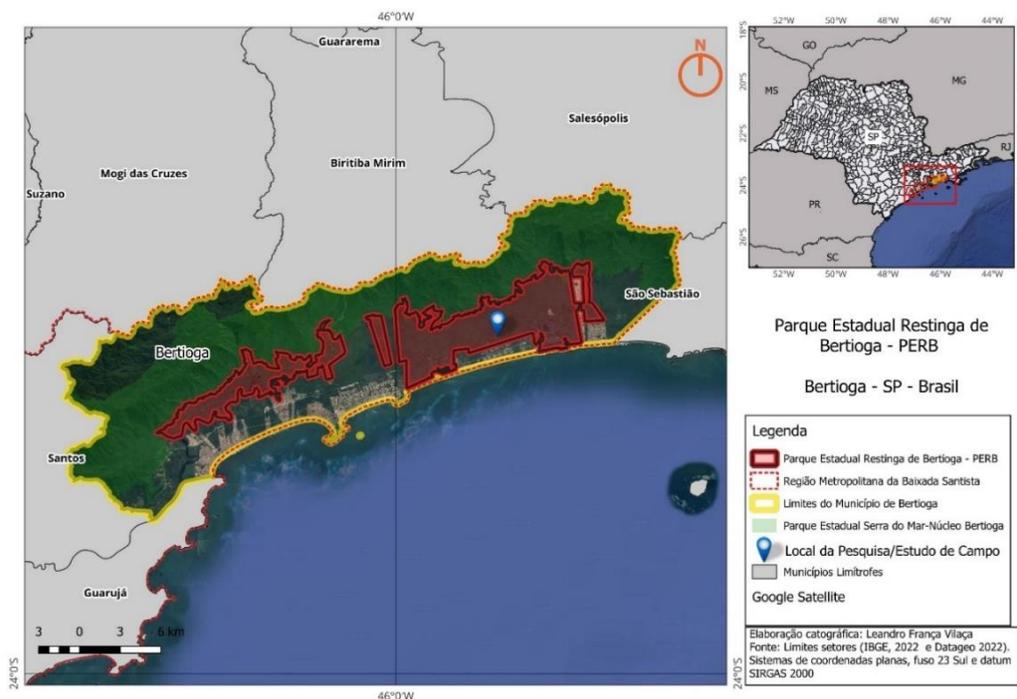


Figura 2 — Mapa de localização da cidade de Bertioga no estado de São Paulo
 Fonte: IBGE, 2022; Datageo, 2022.

Durante um longo período, Bertioga foi um modesto distrito de pescadores subordinado a Santos, alcançando sua autonomia apenas em 1991. Na época da emancipação, o município registrou uma população de 11.473 pessoas (Souza, 2018). Os registros populacionais de Bertioga no Censo, realizado pelo IBGE, datam apenas a partir de 2000, quando a população era de 30.039 pessoas. Dados atuais, indicam a população de 64.188 pessoas (IBGE, 2022). Esse aumento na concentração de habitantes evidencia o notável crescimento populacional em Bertioga. A cidade, por ser uma estância balneária, tem uma população flutuante que pode chegar a 100.000 pessoas nos feriados prolongados e férias escolares (Bertioga, 2023).

Ao longo de muitas décadas, Bertioga desempenhou um papel fundamental como núcleo de pescadores caiçaras e exerceu significativa influência na iluminação pública regional, com a produção de óleo de baleia para iluminar as cidades vizinhas (Bertioga, 2023).

Em 1910, a Companhia Docas de Santos (CDS) obteve concessão para construir e administrar a Usina Hidrelétrica de Itatinga, conforme Decreto n. 4.088, de 22 de julho de 1901, com o objetivo de produzir energia para modernizar o Porto de Santos. A usina está localizada em um local de difícil acesso na escarpa da Serra do Mar, o que exigiu a criação de uma rede de infraestrutura para atender aos trabalhadores com moradias provisórias e, posteriormente, com a construção de casas definitivas, transformando o local em uma vila. Outra necessidade era a

instalação de mobilidade adequada para a chegada dos trabalhadores e suprimentos. Inicialmente, foi feita uma ligação do sistema viário e a construção de um porto no Rio Itapanhaú. As pessoas saíam do Porto de Santos pelo canal de Bertioga, seguindo pelo rio Itapanhaú. Na década de 1970, com a construção da rodovia Doutor Manoel Hyppolito do Rego (BR-101), o transporte passou a ser realizado por via terrestre até a margem direita do Itapanhaú, sendo a travessia do rio realizada por uma pequena embarcação (Castilho, 2015; Geribello, 2018).

As vias de acesso a Bertioga eram precárias, mas passaram por melhorias, a partir da década de 1940, com a abertura de estradas no Guarujá e a implementação da ligação por *ferry-boat*, completando assim a conexão da cidade com a Baixada Santista. Além disso, a partir desse período, houve um aumento na expansão urbana da vila. Nesse mesmo contexto, foram iniciados os primeiros loteamentos, localizados na área central do município, nos quais toda a vegetação foi removida para a construção de residências de alto padrão (Bertioga, 2023).

Nas décadas de 1970 e 1980, os loteamentos começaram a ocupar as praias isoladas, resultando no surgimento de empreendimentos como Guaratuba e Costa do Sol (Figura 3), consolidando o turismo como atividade econômica na região (Sampaio, 2004; Lopes, 2007). A cidade enfrenta escassez de espaços disponíveis para novos desenvolvimentos, ao passo que registra elevadas taxas de expansão populacional. Já é possível identificar e antecipar a densificação e verticalização do ambiente urbano como direções prováveis para os próximos anos. A verticalização das áreas urbanas pode acarretar impactos diretos no ambiente, alterando o fluxo dos ventos, a incidência solar, o fotoperíodo, a paisagem, entre outros. Além disso, o adensamento urbano intensifica a emissão de poluentes e a demanda por infraestrutura de saneamento. No município, a maior pressão de ocupação irregular está concentrada, sobretudo, na área contígua à planície da encosta, inclusive, parte dessa ocupação está inserida no PERB (Fundação Florestal, 2018).

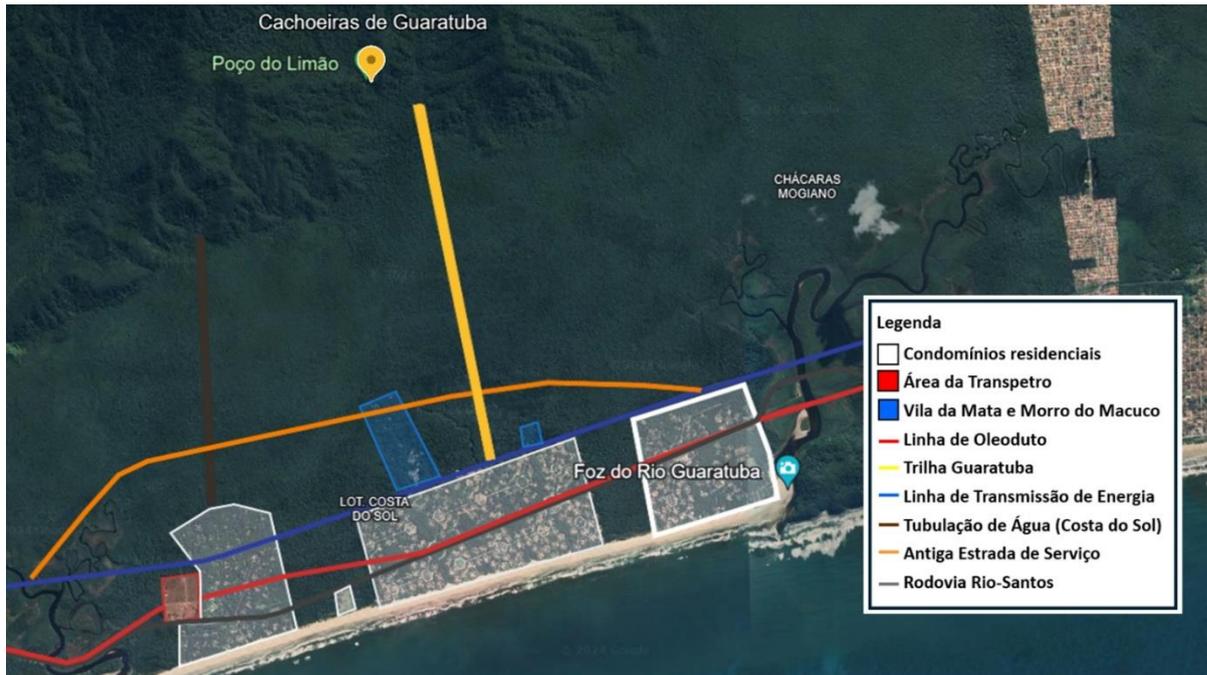


Figura 3 — Processo de fragmentação e influência antrópica (equipamentos urbanos) presentes no PERB, bairro Guaratuba, em Bertioga – SP
 Fonte: Google Earth, 2024.

A ocupação humana dentro do PERB remonta a um período anterior à criação da UC e não é precisamente quantificada. Segundo levantamento da Fundação Florestal, foram identificadas aproximadamente 230 edificações no interior da UC, algumas delas constituindo núcleos consolidados, com acesso à água, energia e adequadas condições sanitárias. Esses núcleos de ocupação humana no PERB englobam a Vila da Mata em Guaratuba, o Morro do Macuco em Guaratuba (Figura 3), o Morro do Itaguá em Boracéia, a Rua Carvalho Pinto em Boracéia e uma porção da localidade denominada Chácaras do Balneário Mogiano em Boracéia. São ocupações predominantemente ao longo da Rodovia SP-055 e próximas a loteamentos e condomínios horizontais de alto padrão, o que é compreensível, pois seus moradores necessitam de condições de mobilidade e proximidade com o mercado de trabalho (Concremat, 2010; Fundação Florestal, 2018). Dessa forma, a habitação destaca-se como um dos desafios prioritários para o desenvolvimento sustentável do município.

A substancial fragmentação da Mata Atlântica na cidade de Bertioga teve sua origem na década de 1960, com o contínuo aterramento que formou barreiras interferindo no fluxo de maré. Esse processo resultou em mudanças nos padrões de sedimentação e salinidade dos cursos d'água (Souza, 2018). O aterramento ocorreu

para a construção da Rodovia Doutor Manoel Hyppolito do Rego, também conhecida como BR-101 ou Rodovia Rio-Santos (Figura 3), sob a gestão do presidente Juscelino Kubitschek, visando aprimorar a infraestrutura rodoviária nacional e facilitar o transporte entre duas importantes regiões metropolitanas. A rodovia foi concebida paralelamente à praia, conectando o município a São Sebastião por um trecho de quase 45 km nos limites da cidade. Desde a ponte do Rio Itapanhaú até Itaguapé, a estrada permanece a uma distância de quase dois quilômetros da linha da praia. De Itaguapé a Guaratuba, o traçado dista cerca de 500 m da orla, em Boracéia a via está praticamente junto à praia. Na área de estudo deste trabalho, a distância entre a rodovia e a praia do Guaratuba varia entre 600 m e 1 km.

Conforme os estudos de Fontanelli (2019), a chegada desta rodovia, inaugurada em 1985, acelerou o processo de ocupação, urbanização da região e facilitou a exploração turística da região. Nessa mesma década, surgiram as primeiras linhas regulares de transporte coletivo. Em 1982, foi inaugurada a Rodovia Estadual SP-98, conhecida como Rodovia Dom Paulo Rolim Loureiro ou Rodovia Mogi-Bertioga, rodovia que realiza a ligação entre os municípios de Mogi das Cruzes, na Grande São Paulo, e Bertioga, na Baixada Santista, com uma extensão de 47 km. A construção da rodovia teve início em 1970 e enfrentou o desafio de vencer um desnível de aproximadamente mil metros de altura, pois atravessa as escarpas da Serra do Mar e, em seu trecho de planície, passa por uma área de manguezal (Bertioga, 2023).

Com a implantação das rodovias em Bertioga, áreas de manguezal e restinga foram aterradas e impermeabilizadas, causando vários impactos ao ambiente. As rodovias atravessam áreas naturais e provocam mudanças nos fluxos hídricos que podem afetar regiões distantes do local da intervenção. Em ambientes fluviomarinhos, os transtornos são mais intensos, uma vez que o equilíbrio entre a água doce dos rios e os ciclos de marés é responsável por inundar ou drenar áreas alagadiças; alterações nessas dinâmicas modificam a salinidade da água e os processos de sedimentação. Outro problema decorrente do desequilíbrio é a facilidade de ocupação por espécies exóticas, como gramíneas, ao longo dessas áreas aterradas (Souza, 2008).

Em 1969, Bertioga viu o início das operações de um oleoduto da Petrobras (Figura 3) para conectar a Refinaria Presidente Bernardes, localizada na cidade de Cubatão, ao Terminal Marítimo Almirante Barroso (TEBAR), no município de São Sebastião. A dutovia, denominada Oleoduto São Sebastião-Cubatão, possui 123 km

de extensão e 24 polegadas de diâmetro. O duto sofre uma bifurcação na estação de recalque na Praia de Guaratuba (Bertioga), seguindo em direção a Paulínia. O trecho que liga Cubatão segue um percurso paralelo à praia (Couto, 2003). A presença desse oleoduto coloca a região em Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) elevado para derramamento de óleo, com valores entre 9 e 10, sendo que o valor mínimo de 1 e máximo de 10 (Dias-Brito *et al.* 2014).

Bertioga iniciou seu sistema de abastecimento de água potável na década de 1950, com ampliações significativas na década de 1980. Atualmente, possui oito sistemas de captação e tratamento de água em operação, gerenciados pela Sabesp, Associação dos Amigos da Riviera de São Lourenço, Associação dos Amigos de Guaratuba (Figura 4A-C), Serviço Social do Comércio (Sesc) e Associação dos Condôminos do Loteamento Morada da Praia. Esses sistemas são abastecidos por diferentes mananciais, como Ribeirão das Furnas, Córrego Pelaes, Rio Itapanhaú, Rio Itaguaré (São Lourenço), Afluente do Ribeirão (Boracéia), Bacia do Rio Guaratuba (captando água no Rio Perequê Mirim - Costa do Sol), Ribeirão dos Monos (Guaratuba II), Morada da Praia e Córrego Guaxanduva. O processo de instalação das tubulações de água exigiu a abertura de diversas trilhas pela cidade, as quais são mantidas para a manutenção contínua do sistema de abastecimento (Concremat, 2010; Plano de Saneamento, 2017).

Também na década de 1980, foi aberta, dentro da área deste estudo, uma estrada de serviço que era utilizada pelos antigos moradores para transporte de mercadorias, mas que está atualmente abandonada. A vegetação local está em recuperação e, no mapa fitofisionômico, a área ocupada pela antiga estrada consta como vegetação secundária. É possível observar essa recuperação florestal por meio da comparação com de imagens de satélite do ano de 1985 do local (Badel-Mogollón, 2012; Fundação Florestal, 2018; Google Earth, 2024).



Figura 4 — Acesso às trilhas das quatro subáreas de estudo. A. Linha de Transmissão. B. Acesso à Trilha do Guaratuba e início da Subárea A1 e B1. C. Trilha de acesso à Subárea A2 e B2 e tubulação da Sabesp. D. Trilha de acesso à Subárea A3 e B3 e tubulação da Sabesp
 Fonte: De autoria própria.

A figura 4 apresenta fotos do local, nomeadas “A”, “B”, “C” e “D”, elas indicam respectivamente: linha de transmissão; acesso à trilha do Guaratuba e início das subáreas A1 e B1; a trilha de acesso às subáreas A2 e B2 e tubulação da Sabesp; e a trilha de acesso às subáreas A3 e B3 e novamente a tubulação da Sabesp.

Bertioga possui linhas de transmissão de energia elétrica em áreas de vegetação (Figuras 3 e 4 A), paralelas aos 45 km da Rodovia Rio-Santos, o que resulta

em áreas lineares, pois é necessário remover a vegetação de alto porte em uma faixa que varia de 30 a 60 metros de largura na cidade. As linhas são aéreas e requerem torres de sustentação para realizar as manutenções necessárias, por segurança, a vegetação nessa faixa precisa ser rasteira, formando bordas e dificultando a vida das espécies no interior, ao mesmo tempo que facilita a ocupação das espécies de borda e invasoras. Outros aspectos a serem considerados com a existência dessas linhas são os ruídos provocados, que podem afastar alguns animais, e acidentes com aves de grande porte devido a choques (Souza, 2018; Fundação Florestal, 2018; Google Earth, 2024).

Em resumo, na área de estudo, as bordas artificiais foram originadas de atividades como a construção de rodovias, residências, instalação de linhas de transmissão e oleodutos, e tubulação para captação de água, entre outras formas de modificação do ambiente natural, conforme ilustrado na Figura 4.

3.1.2 Localização e características gerais do PERB

O PERB (Figura 2) está localizado no município de Bertioga, na Baixada Santista no estado de São Paulo, Brasil (23°51'15" S e 46°08'18" O), abrange uma área total de 9.312,32 hectares, ocupando cerca de 19% do total da área do município e tem a classificação climática quente e temperado. A média anual de precipitação é de 2523 mm. A média para o período chuvoso (janeiro) é de 413 mm e no período mais seco (agosto) a média é de 83 mm. A temperatura apresenta média anual de 21,2 °C (Climate Data, 2023).

Dois núcleos de ocupação humana encontram-se inseridos no interior do PERB, estabelecidos antes da criação do parque: a Vila da Mata com cerca de 129 casas e o Morro do Macuco com 15 residências, ambos em Guaratuba. A Vila da Mata, originada na década de 1940 como um pequeno núcleo de pescadores, expandiu-se a partir da década de 1980 devido ao crescimento urbano de Bertioga e à atração de mão de obra para os condomínios locais (Zanusso, 2019). Há uma proposta em andamento jurídico para a exclusão da área dessa ocupação habitacional do perímetro do Parque, mediante a incorporação de uma área contígua equivalente.

Existem alguns elementos de infraestrutura na Zona de Amortecimento do PERB, incluindo uma linha de transmissão de energia, um oleoduto operado pela Petrobras, um sistema viário e os condomínios residenciais Guaratuba e Costa do Sol.

Adicionalmente, existem duas trilhas utilizadas para captação de água destinada ao abastecimento dos condomínios (Fundação Florestal, 2018).

A área de estudo está localizada entre duas bacias hidrográficas, Guaratuba e Itaguapé (Figura 5). A bacia do Rio Itaguapé possui uma bacia de 108,2 km² e o Rio Itaguapé se estende por aproximadamente 12,5 Km; a bacia do Rio Guaratuba tem uma área de drenagem de 108,78 km² e o Rio Guaratuba possui uma extensão de 9 Km, com sua nascente no alto da Serra do Mar, sendo classificado como um rio de terceira ordem. Ao longo dos anos, esse rio sofreu interferências tanto antrópicas quanto naturais, resultando na alteração de sua rede de drenagem, o que causou um aumento na vazão do rio e conseqüentemente das áreas alagáveis. Há também um "riacho" que passa pela área do estudo, com sua nascente no alto da Serra do Mar. A bacia do Rio Itaguapé não possui interferências fluviais significativas.

Os rios principais das duas bacias são classificados como rios de médio porte devido ao seu comprimento e apresentam um comportamento "pulsátil", semelhante aos rios de grande porte, com fases de inundação e excesso hídrico. Esses pulsos de inundação provocam uma intensa renovação nos ecossistemas da bacia hidrográfica. Os alagamentos periódicos resultam em estresse biótico no ambiente, causam processos erosivos e levam à formação de Florestas Paludosas de origem antropogênica na bacia do Guaratuba. Ambas as bacias hidrográficas evidenciam uma interconexão entre seus ambientes sedimentares. Em uma análise ambiental, qualquer interferência antrópica em uma bacia hidrográfica afetará a outra, demonstrando a interdependência entre elas (Badel-Mogollón, 2012; Lopes, 2007).



Figura 5 — Área de estudo A1 a A4 e B1 a B4 e Bacias Hidrográficas Guaratuba e Itaguapé.
Fonte: Elaborado por Leandro França Vilaça a partir de dados do IBGE, 2022 e Datageo, 2022.

3.2 COLETA DE DADOS E IDENTIFICAÇÃO E CATEGORIZAÇÃO DE ESPÉCIES

Foram selecionados dois fragmentos florestais (Subáreas A e B na Figura 5), ao longo da trilha que leva à Cachoeira Guaratuba, com diferentes níveis de perturbação e distâncias em relação à borda e à praia (Fundação Florestal, 2018). A coleta de dados ocorreu entre setembro e dezembro de 2023.

A escolha dos fragmentos foi baseada em um levantamento prévio de informações sobre a área de estudo. A área escolhida apresenta um grande maciço florestal bem preservado, o que possibilita a comparação do levantamento florístico com outros estudos existentes na área de estudo e com imagens de satélite. As amostras botânicas foram obtidas nas fitofisionomias de Floresta Alta de Restinga (FaR) e Floresta Paludosa (FPa), conforme definido pela Resolução Conama 07/1996. Lopes (2007), em estudos posteriores, refinou a caracterização da área, estabelecendo uma nova designação "Floresta Alta de Restinga Úmida" (FaRu). As regiões em análise foram divididas em área de borda e interior florestal: a área de borda compreendeu 90 metros de comprimento, enquanto o interior florestal examinado abrangeu 180 metros, totalizando uma distância de 270 metros em cada transecto.

Outra consideração é a presença de depressões paleolagunares holocênicas de pequena profundidade e depósitos mistos, interligando FaR e FPa (Fundação Florestal, 2018). Para a realização do levantamento florístico nas áreas selecionadas, o método de parcelas, proposto por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), foi empregado. Cada subárea de estudo (A e B) foi dividida em dois níveis, aqui para frente chamados "borda" e "interior florestal". Em cada um dos níveis, foram demarcadas parcelas georreferenciadas de 10 m² (5 × 2 m); na borda, construídas parcelas distantes 10 m umas das outras (0, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70, 80 e 90 m de distância da trilha), já no interior da mata, as parcelas foram construídas com uma distância de 30 m umas das outras (120, 150, 180, 210, 240 e 270 m da trilha). Foram demarcadas 16 parcelas em cada transecto, totalizando uma área amostral de 160 m². Esse método foi repetido em três transectos, com uma distância de 1 km entre eles, totalizando quatro de cada lado da trilha representados por linhas com 1 km de distância entre si, contendo um total de 16 parcelas (indicadas por retângulos).

Na figura 6, temos de baixo para cima as subáreas B1, B2, B3 e B4, as parcelas

numeradas de 1 a 10 são as que possuem espaçamento de 10 metros entre elas, e as parcelas numeradas de 11 a 16 são as separadas por 30 metros. Destacamos a área da parcela 15, que possui $2 \times 5 \text{ m} = 10 \text{ m}^2$ e a faixa amarela indica a trilha que dá acesso à Cachoeira Guaratuba. Ries *et al.* (2017) orientaram que, caso não houvesse informações iniciais para guiar os pesquisadores, utilizassem distâncias de dez unidades de amostragem independentes próximas ao trecho inicial. Dodonov (2011) sugeriu metragens mais curtas na borda e mais distantes à medida que se avança no interior florestal, sendo possível ir mais longe.

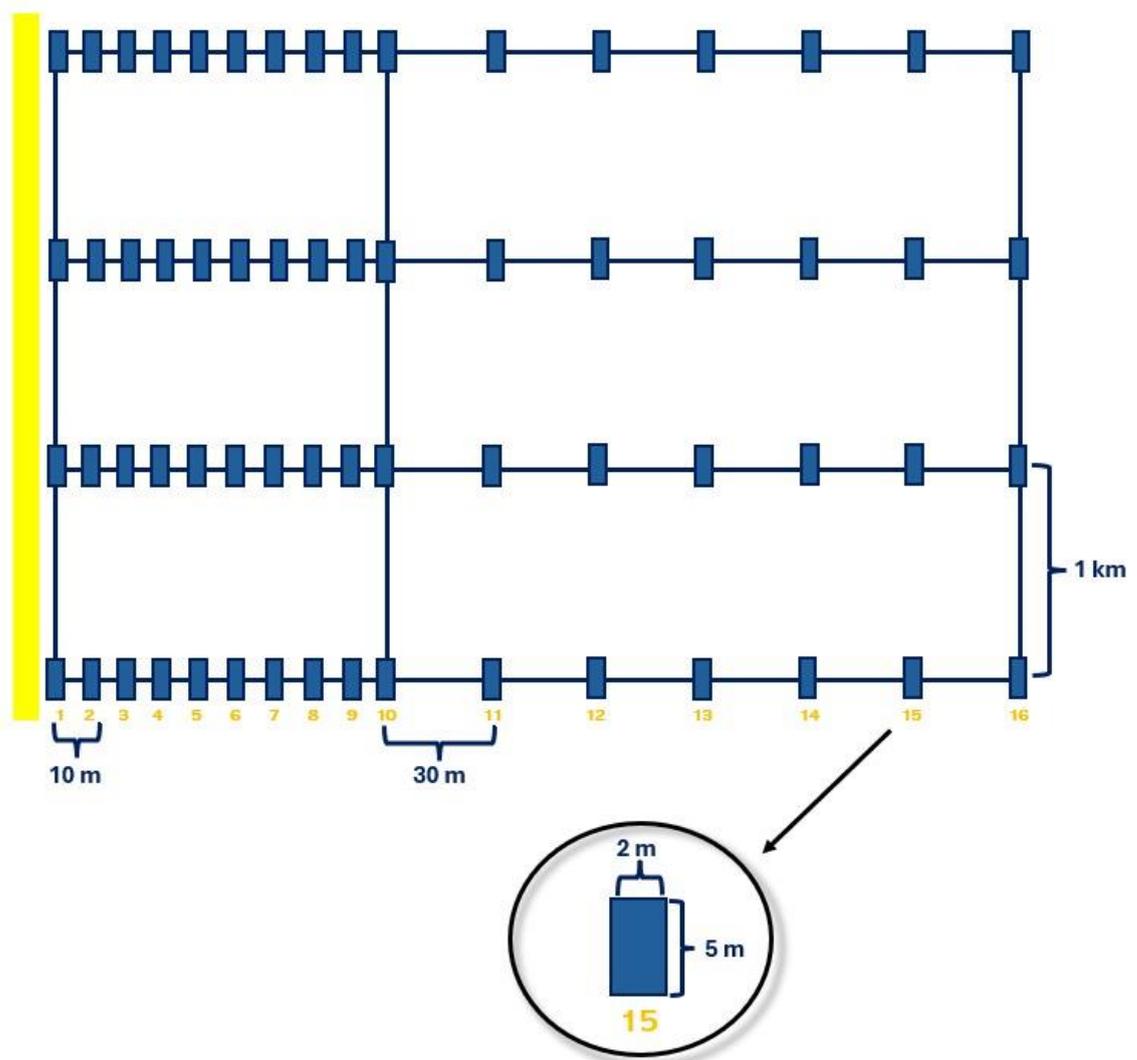


Figura 6 — Esquema ilustrando os 4 transectos, representados por linhas com 1 km de distância entre si, contendo um total de 16 parcelas (indicadas por retângulos). As parcelas numeradas de 1 a 10 possuem espaçamento de 10 metros entre elas, enquanto as parcelas numeradas de 11 a 16 estão separadas por 30 metros. Destaque para a área da parcela 15, que possui $2 \times 5 \text{ m} = 10 \text{ m}^2$. A faixa amarela indica a trilha que dá acesso à Cachoeira Guaratuba, evidenciando a fragmentação entre as áreas estudadas.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Na coleta de dados em cada parcela, todas as espécies arbóreas foram registradas, com anotação de informações de altura, diâmetro do tronco e coordenadas geográficas. Estabelecemos como critério de inclusão árvores com DAP ≥ 10 cm, conforme indicado por Zuñe *et al.* (2022). Cada indivíduo teve sua circunferência à altura do peito (CAP - valor ≥ 32 cm) medida com fita métrica comum, enquanto a altura foi estimada por meio de uma haste de 2 m, com observação direta. Nas fichas de campo, foram anotadas as informações sobre data, local, coordenadas geográficas, número da parcela, espécie, altura e CAP. Sempre que possível, foram coletadas amostras para posterior identificação e preparo de exsicatas, algumas espécies foram identificadas no próprio local, enquanto em outras situações a coleta não foi viável devido à altura das árvores e/ou às condições fitossanitárias dos indivíduos (por exemplo, chance de queda do espécime, devido a processos de decomposição ou a outros fatores que impossibilitaram ou ofereceram risco ao se executar a coleta). As amostras foram prensadas e mantidas em estufa a uma temperatura média de 70 °C por sete dias; após esse processo, as respectivas exsicatas foram montadas e depositadas no Herbário da Universidade Santa Cecília (HUSC) e duplicatas foram cedidas ao Herbário Dom Bento José Pickel (SPSF), que desempenha um papel fundamental como referência para coletas realizadas em UCs no estado de São Paulo.

A identificação das espécies foi conduzida por meio de revisão de literatura especializada, de utilização de chaves de identificação de plantas, de consultas a especialistas e de comparação com o material já depositado no Herbário HUSC, que mantém uma coleção específica de espécies da restinga de Bertioga. Além disso, foram consultados bancos de dados on-line, como o Re flora — Herbário Virtual, GBIF e o Species Link. A listagem das espécies foi organizada conforme o sistema de classificação do APG IV (2016). A validade dos nomes científicos está de acordo com a Plataforma Flora e Funga do Brasil (2024).

As ocorrências de espécies foram confrontadas com levantamentos em restingas do litoral Sul-Sudeste. Adicionalmente, foi consultado o Sistema de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr) para acessar a Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção, conforme a Portaria MMA n. 148, de 7 de junho de 2022 (Brasil, 2022). Essa lista especificou o grau de ameaça das espécies da flora, classificando-as como EN (em perigo), CR (criticamente em perigo), CR (PEX) (Criticamente em Perigo — Provavelmente Extinta) e VU

(vulnerável). Também consultamos a Lista de Espécies Indicadas para Restauração Ecológica para Diversas Regiões do estado de São Paulo (Barbosa, 2017), que classifica a Classe Sucessional das espécies arbóreas em Pioneira (P) ou Não Pioneira (NP) e por último atribuímos o tipo de Síndrome de Dispersão de cada espécie em Anemocórica (ANE), Autocórica (AUT), Hidrocórica (HIDR) e Zoocórica (ZOO).

Para a coleta dos dados climatológicos de Bertioga, foram obtidos dados de precipitação, umidade, velocidade do ar e temperatura média ao longo dos meses de 2023, visto que são dados fundamentais para compreender as variáveis ambientais que influenciam a área de estudo. As informações foram adquiridas a partir de duas fontes confiáveis: o banco de dados do Climate Data (2024) e o Weatherspark (2024). A estação de coleta das informações é a do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) Bertioga A765 (INMET, 2024), localizada a aproximadamente 25 km da área de estudo. Essas fontes forneceram dados mensais detalhados, permitindo uma análise abrangente das condições climáticas da região ao longo do ano de 2023.

3.3 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Para avaliar a possível influência de borda, foram ajustados modelos estatísticos de dois estágios, o primeiro estágio para a abundância e o segundo estágio para o DAP, seguindo a estrutura hierárquica

$$A_i \sim \mathfrak{C}(\lambda_i, \phi_1)$$

$$D_{ji}|A_i = a_i > 0 \sim \mathfrak{D}(\mu_i, \phi_2)$$

em que A_i é a abundância na i -ésima parcela, sob suposição seguindo uma família \mathfrak{C} de distribuições de contagem, com valor esperado λ_i e parâmetro de dispersão ϕ_1 ; D_{ji} é o DAP do j -ésimo indivíduo na i -ésima parcela, dado em que foi efetivamente observada uma abundância positiva a_i , seguindo uma família \mathfrak{D} de distribuições contínuas, indexadas por seus valores esperados μ_i e dispersão ϕ_2 . Neste estudo, foram consideradas as distribuições Poisson ($\phi_1 = 1$) e Binomial Negativa ($\phi_1 = \kappa^{-1}$) para as abundâncias, e, para o DAP, foi considerada a distribuição normal ($\phi_1 = \sigma^2$), que simplificam o problema permitindo a utilização dos algoritmos de estimação por máxima verossimilhança amplamente disponíveis no contexto dos modelos lineares generalizados.

Assim, fica evidente que podem ser atribuídos preditores para os parâmetros

λ . e μ ., que são de particular interesse no fenômeno. Assim, em ambos os estágios do modelo foram consideradas as covariáveis distância da trilha até a parcela, distância da parcela até a praia e habitat (borda ou interior), cujos coeficientes foram estimados por máxima verossimilhança. Para o parâmetro λ . foi utilizada a função de ligação logarítmica e para o parâmetro μ . foi utilizada a função de ligação identidade. Para o caso particular do modelo linear clássico, que emerge condicionalmente no segundo estágio do modelo sob suposição de normalidade, foi também considerada uma transformação potência da família Box-Cox por verossimilhança perfilhada.

Os modelos finais em cada estágio foram obtidos por testes de razão de verossimilhanças (nível de significância de 5%) e foram validados por análise do gráfico quantil-quantil com envelope simulado de 95% de confiança. Foram reportadas as estimativas dos coeficientes de cada estágio do modelo e seu respectivo erro-padrão. Esse procedimento de modelagem estatística foi repetido para o conjunto total de espécies observadas indistintamente e separadamente para três espécies mais abundantes, totalizando quatro modelos finais. Todas as análises estatísticas inferenciais foram conduzidas em R (R Core Team, 2024) e as análises estatísticas descritivas foram conduzidas em R (R Core Team, 2024) e em MS Excel® (Microsoft Corporation, 2024).

4 RESULTADOS

Na área de estudo, foram encontrados 154 indivíduos, distribuídos em 22 famílias, 37 gêneros e 44 espécies (Figura 7) sendo dois taxa identificados em nível de família e três em nível de gênero em uma área amostral de 1280 m². Tivemos o registro de 24 indivíduos mortos em pé e 11 não sendo possível realizar qualquer identificação.



Figura 7 — Espécies mais abundantes na área de estudo.
Fonte: Elaborada pela autora.

Três espécies estão incluídas na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção, conforme a Portaria MMA n. 148, de 7 de junho de 2022 (*Euterpe edulis*, *Tabebuia cassinooides* e *Xylopia brasiliensis*, sendo todos os indivíduos incluídos na categoria de vulnerável - VU). A relação completa de todas as espécies pode ser encontrada na Tabela 1.

Tabela 1 — Listagem dos táxons amostrados na área de estudo, com correlação à classe sucessional e síndrome de dispersão. Siglas: NP = não pioneira, P = pioneira, AUTO = autocoria, ANE = anemocoria, ZOO = zoocoria.

Família	Espécie	Classe Sucessional	Síndrome de Dispersão
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	NP	ZOO
ANNONACEAE	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil	NP	ZOO
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	NP	ZOO

	<i>Xylopia langsdorffiana</i> A.St.-Hil.	NP	ZOO
ARECACEAE	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NP	ZOO
BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	P	ANE
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	NP	ZOO
	<i>Couepia venosa</i> Prance	P	ZOO
CLETHRACEAE	<i>Clethra scabra</i> var. <i>laevigata</i> Pers.	P	ANE
CLUSIACEAE	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	NP	ZOO
CYATHEACEAE	<i>Cyathea atrovirens</i> (Langsd. & Fisch.) Domin	NP	ANE
ELAEOCARPACEAE	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	NP	ZOO
EUPHORBIACEAE	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	NP	AUT
LAURACEAE	<i>Ocotea lobbii</i> (Meisn.) Rohwer	NP	ZOO
	<i>Ocotea sp1</i>		
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	NP	ZOO
	<i>Nectandra grandiflora</i> Nees & Mart	NP	ZOO
MALVACEAE	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	NP	ANE
	<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell.) A.Robyns	NP	ANE
MELASTOMATACEAE	<i>Pleroma trichopodium</i> DC.	P	ANE
	<i>Mouriri chamissoana</i> Cogn.	NP	ZOO
MELIACEAE	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	NP	ZOO
MONIMIACEAE	<i>Mollinedia oligantha</i> Perkins	NP	ZOO
MYRTACEAE	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	NP	ZOO
	<i>Eugenia monosperma</i> Vell.	NP	ZOO
	<i>Eugenia subglomerata</i> (Kuntze) Sobral		
	<i>Eugenia stigmata</i> DC.		
	<i>Eugenia sulcata</i> Spring ex Mart.	NP	ZOO
	<i>Myrcia strigipes</i> Mart.	NP	
	<i>Myrcia palustris</i> DC.	NP	ZOO
	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	NP	ZOO
	<i>Sp1</i>		
	<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	NP	ZOO
	<i>Psidium cattleyanum</i> Sabine	NP	ZOO
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira nitida</i> (Mart. ex J.A.Schmidt) Lundell	NP	ZOO
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	NP	ZOO
OLACACEAE	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	NP	ZOO
PRIMULACEAE	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	P	ZOO
RUBIACEAE	<i>Sp1</i>		

RUTACEAE	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	NP	ZOO
	<i>Chiococca alba</i> (L.) Hitchc.	NP	ZOO
	<i>Esenbeckia</i> sp1		
	<i>Zanthoxylum</i> sp1		
SAPOTACEAE	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	NP	ZOO

Fonte: Elaborada pela autora.

A família Myrtaceae apresentou o maior número de espécies, com 11 espécies, seguidas por Rubiaceae, com 5 espécies, Lauraceae com 4 espécies e Annonaceae com 3 espécies. As 18 famílias restantes foram representadas por uma ou duas espécies (Figura 8).

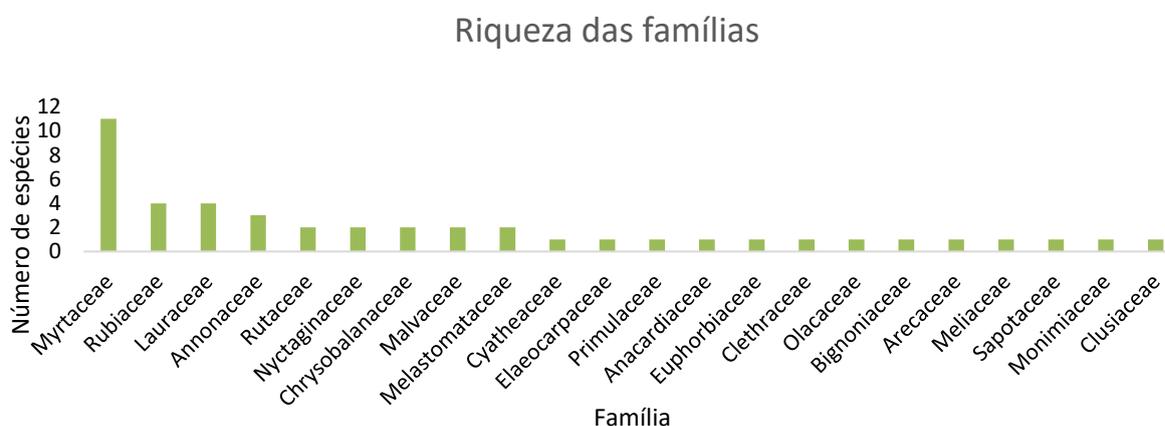


Figura 8 — Famílias identificadas.

Fonte: Elaborado pela autora.

Em relação à abundância específica (Figura 9), observamos três espécies com maior ocorrência: *Tabebuia cassinoides*, com 20 indivíduos; *Pseudobombax grandiflorum*, com 12 indivíduos; e *Euterpe edulis*, com 11 indivíduos. Essas três espécies correspondem a 33% do total de indivíduos amostrados. Para Classe Sucessional temos os seguintes resultados: 89% das espécies foram classificadas como não pioneiras e 11% como pioneiras. As pioneiras são cinco: *Clethra scabra*, *Pleroma trichopodum*, *Couepia venosa*, *Myrsine coriacea* e *Tabebuia cassinoides*. As demais espécies não são pioneiras.

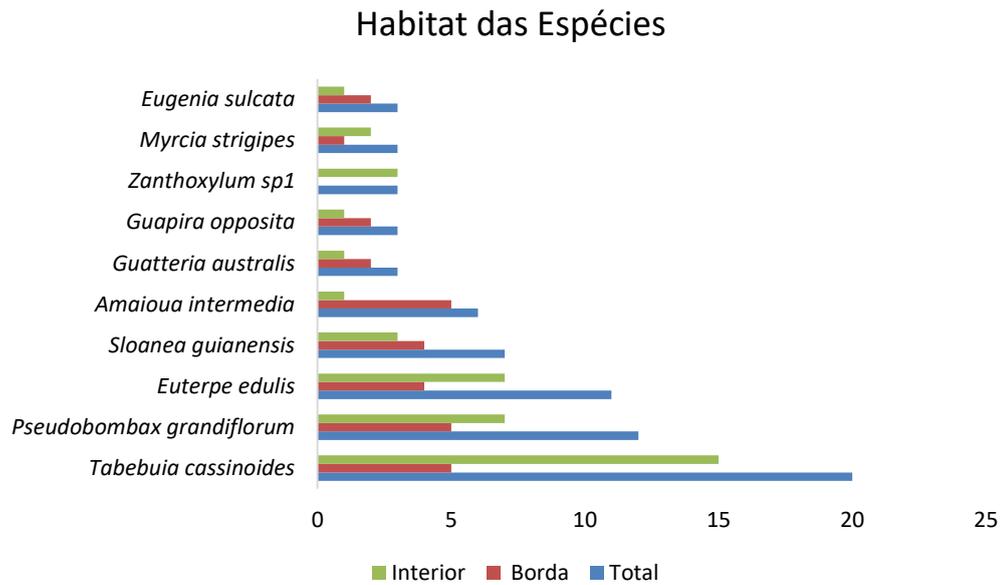


Figura 9 — Habitat das dez espécies mais abundantes na área de estudo.
Fonte: Elaborado pela autora.

Do ponto de vista das unidades amostrais, das 128 parcelas analisadas, 22 da subárea A não apresentaram árvores, o que representa 34,4% da área sem cobertura arbórea; na subárea B, foram registradas 24 parcelas sem árvores, correspondendo a 37,5% da área. Portanto, um total de 35,9% da área avaliada (equivalente a 46 parcelas) não possuiu cobertura arbórea. Além disso, foram identificadas 34 parcelas com apenas um indivíduo arbóreo, 32 com duas árvores, 10 com três árvores, quatro com quatro árvores e duas com cinco árvores. O gráfico de dispersão da abundância das espécies na área de estudo (Figura 10) evidencia essa distribuição e revela padrões interessantes sobre a dinâmica das populações vegetais no ecossistema costeiro. Por exemplo, é possível verificar a distribuição das árvores com maior abundância dos indivíduos à medida que se avança para o interior florestal.

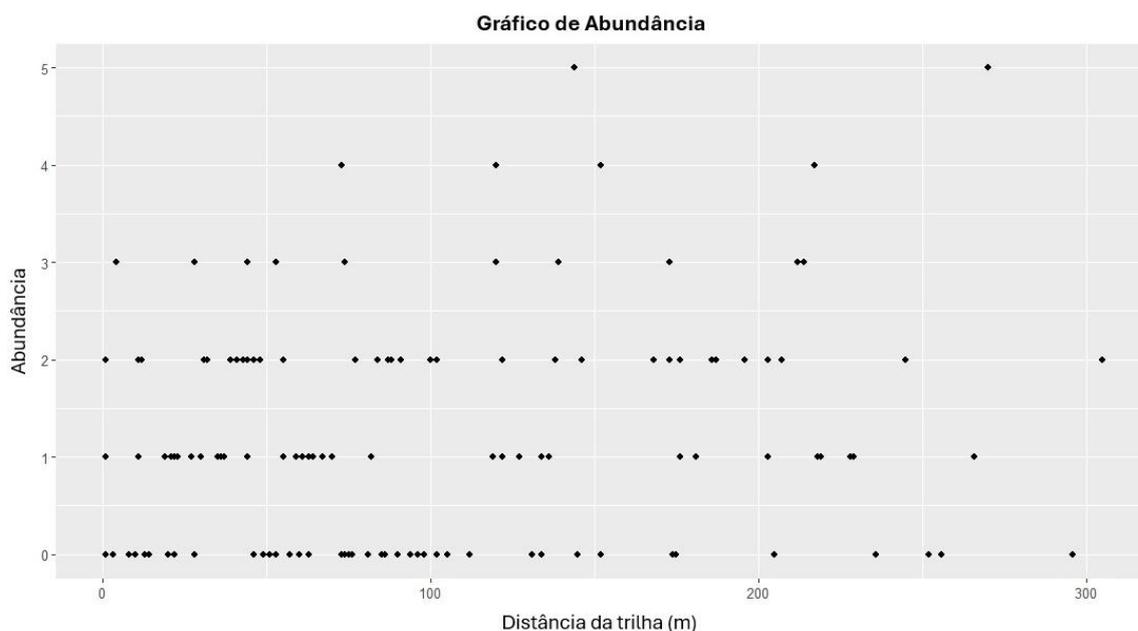


Figura 10 — Gráfico da abundância de indivíduos arbóreas em relação à distância da trilha (m).
Fonte: Elaborado pela autora.

A Tabela 2 apresenta um resumo dos números de abundância e de riqueza nas oito subáreas estudadas, separando-os entre borda e interior florestal, além de fornecer o total para cada subárea. Essa separação favorece uma comparação direta entre as duas áreas, oferecendo compreensões de como a localização dentro da floresta pode influenciar a biodiversidade. Vale destacar que as subáreas A1 e B1 são influenciadas por duas bordas: a da trilha da Cachoeira Guaratuba e a linha de transmissão de energia.

Tabela 2 — Abundância e riqueza divididas por borda e interior florestal

SUBÁREA	ABUNDÂNCIA			RIQUEZA		
	Total	Borda Florestal	Interior Florestal	Total	Borda Florestal	Interior Florestal
A1	14	8	6	9	4	5
B1	14	5	9	7	2	5
A2	19	12	7	13	9	6
B2	21	7	14	8	7	2
A3	21	10	11	9	6	5
B3	10	4	6	5	3	3
A4	17	8	9	7	5	6
B4	14	7	7	7	6	4

Fonte: Elaborada pela autora.

A seguir, apresentamos uma curva de coletor, que mostra a relação entre o esforço amostral (em número de parcelas) e o número de novas espécies registradas. Ao analisar a curva, observa-se que não houve formação de um platô, um número estável de espécies. Assim, a curva do coletor sugere que é necessário um esforço amostral maior para alcançar a estimativa total da riqueza de espécies. Na figura 11, em cinza, temos diferentes ordenações das parcelas (total de mil aleatorizações), a linha preta contínua representa a mediana e as curvas pretas tracejadas, inferior e superior, representam respectivamente os percentis 2,5% e 97,5%.

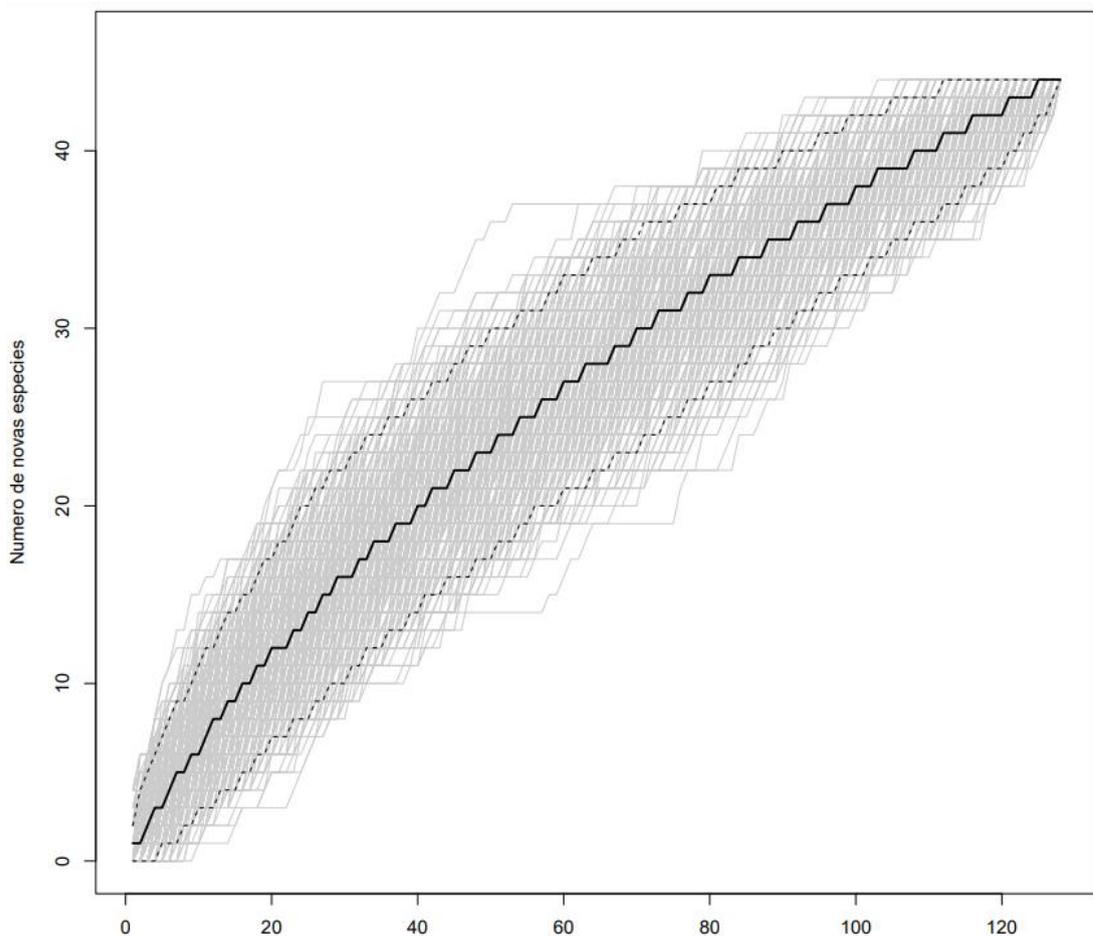


Figura 11 — Curva de Coletor.
Fonte: Elaborada pela autora.

A altura das árvores na amostra variou entre 2 e 20 metros, sendo que 82 árvores possuem altura entre 10 e 14 metros, o que representa cerca de 53,2% das espécies apresentando porte elevado (Figura 12).

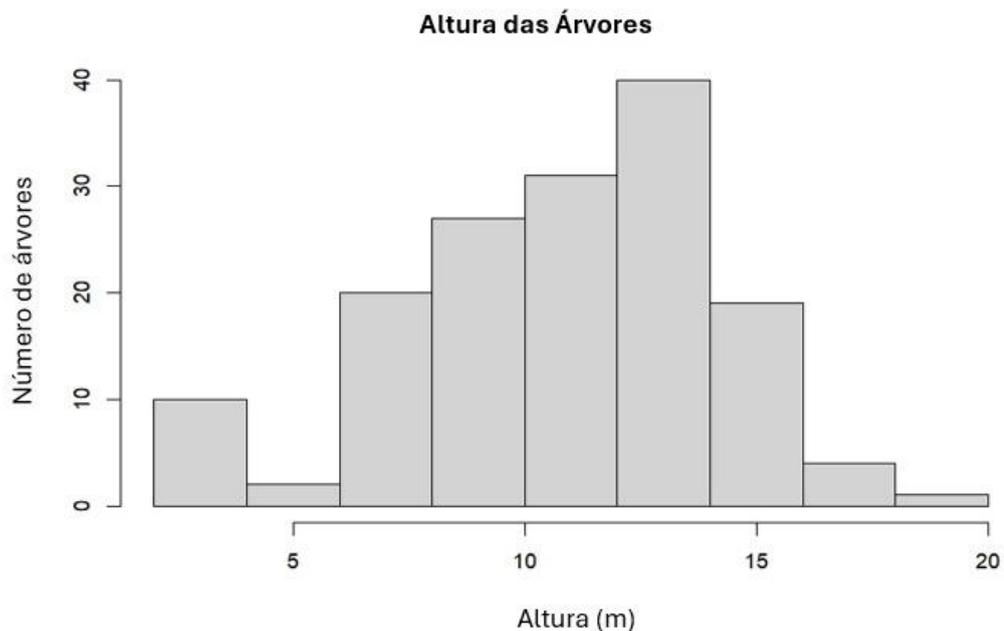


Figura 12 — Altura dos representantes arbóreos entre 2 e 20 m.
Fonte: Elaborado pela autora.

Para entender melhor as diferenças na altura das árvores entre os habitats de borda e interior florestal, foram construídos dois gráficos que permitem uma visualização clara da distribuição das alturas das árvores em cada habitat. Na borda florestal, foram medidas 79 árvores (Figura 13), com alturas variando entre 2 e 20 metros. O pico de altura na borda ocorreu em 9 metros, com 11 indivíduos dessa altura.

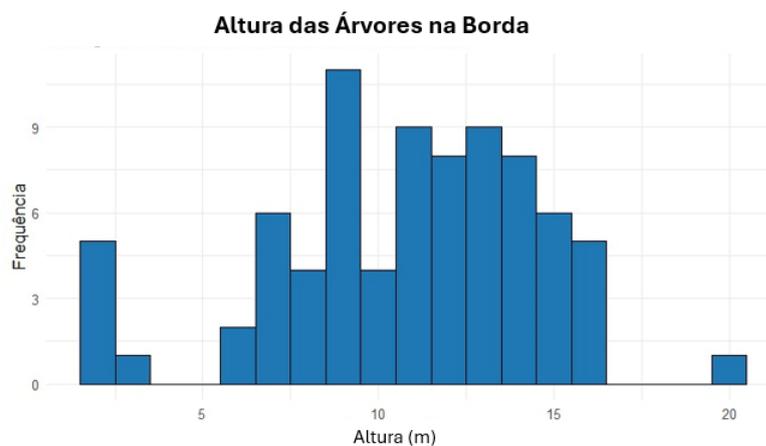


Figura 13 — Altura dos representantes arbóreos da borda florestal, variando de 2 a 20 m.
Fonte: Elaborado pela autora.

No interior florestal (Figura 14), foram analisadas 75 árvores, cujas alturas

variaram entre 2 e 17 metros. A distribuição das alturas mostra uma concentração substancial em torno de 13 metros, com 15 indivíduos apresentando essa altura.

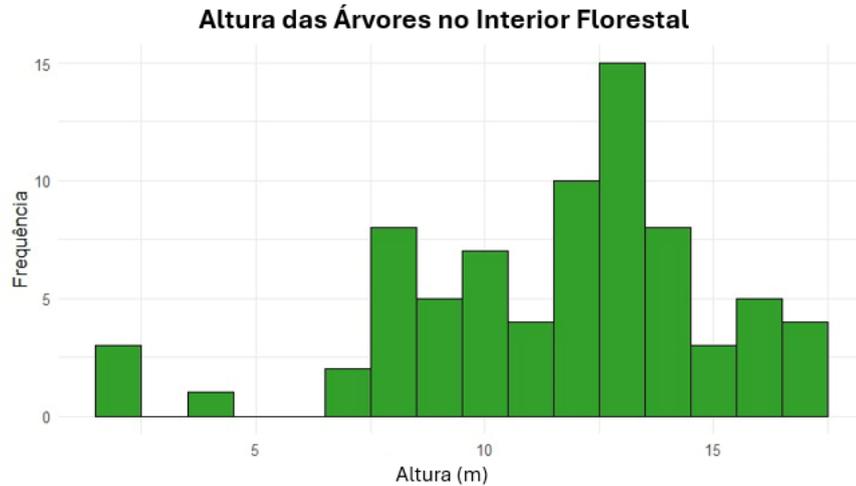


Figura 14 — Altura dos representantes arbóreos do interior florestal, variando entre 2 e 17 m.
Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 15, observamos que o Diâmetro à Altura do Peito (DAP) das árvores na amostra variou de 10 a 104 cm, com forte assimetria à direita. A maioria das árvores apresenta um DAP próximo ao valor definido como critério de inclusão para a amostra, de $DAP \geq 10$ cm. Mais especificamente, encontramos 94 árvores com DAP entre 10 e 19 cm, correspondendo a 72,3% do total de árvores analisadas (veja a primeira classe do histograma na Figura 15).

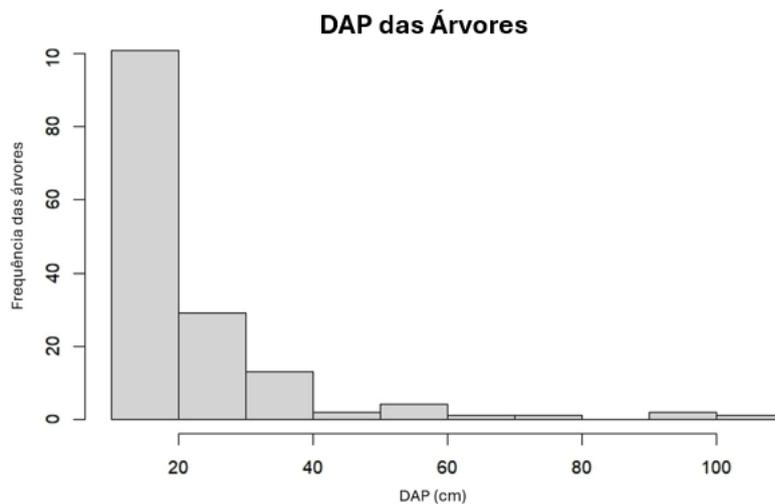


Figura 15 — Representantes arbóreos, variando entre 10 e 104 cm de DAP.
Fonte: Elaborado pela autora.

As Figuras 16 e 17 fornecem uma visão detalhada das distribuições de DAP na

borda e no interior florestal. Na borda florestal (Figura 16), foram analisadas 79 árvores, com o DAP variando de 10 a 104 cm. A maior concentração de indivíduos foi observada no intervalo de DAP entre 11 e 16 cm, totalizando 46 árvores. Isso representou aproximadamente 58% das árvores da borda.

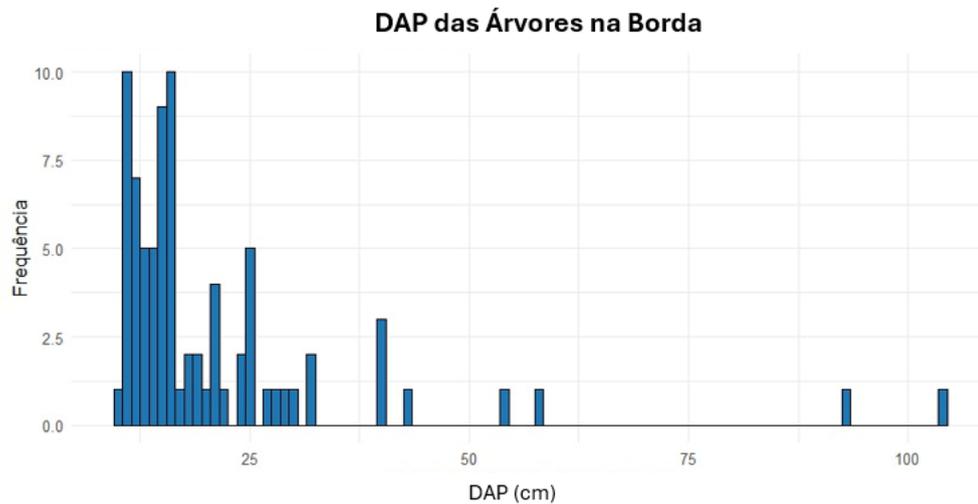


Figura 16 — DAP dos representantes arbóreos na borda florestal, variando de 10 a 104 cm.
Fonte: Elaborado pela autora.

No interior florestal (Figura 17), foram analisadas 75 árvores, com o DAP variando de 10 a 99 cm. A distribuição de DAP mostra que 47 árvores têm DAP variando entre 12 e 21 cm, o que representa aproximadamente 63% das árvores no interior.

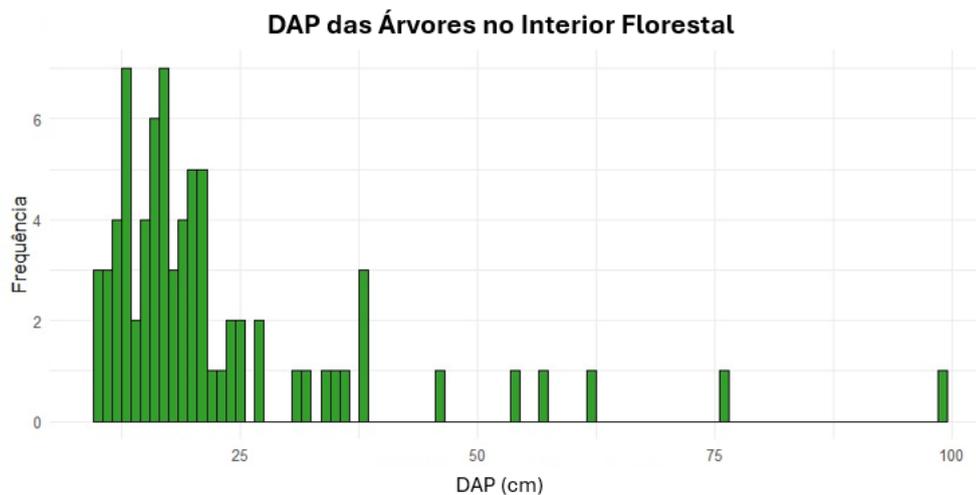


Figura 17 — DAP dos representantes arbóreos na borda florestal, variando entre 10 e 99 cm.
Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise do gráfico de dispersão do DAP das árvores de acordo com a distância da trilha (Figura 18) revelou padrões interessantes: à medida que as observações se afastam da trilha e em direção ao interior florestal, houve um aumento substancial no diâmetro das árvores. Esse padrão sugere uma influência marcante da borda da trilha na estrutura da vegetação.

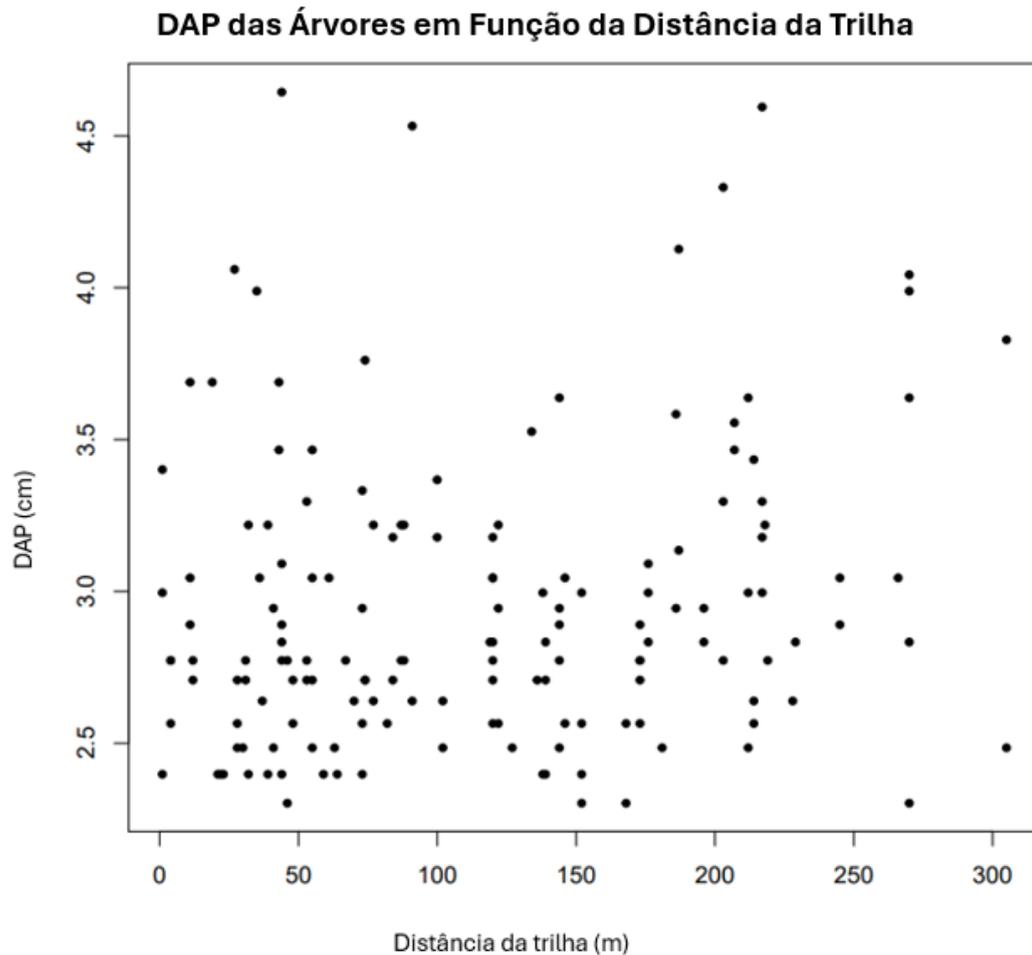


Figura 18 — Observações do logaritmo natural do DAP (cm) de acordo com a distância da trilha (m).
Fonte: Elaborado pela autora.

Os resultados dos testes de bondade de ajuste dos modelos estatísticos indicaram que a abundância é mais bem descrita por um modelo binomial negativo ($\chi^2=150,47$; $gl=125$; valor de $p=0,060$) do que por um modelo Poisson ($\chi^2=168,81$; $gl=126$; valor de $p=0,0065$). Além disso, a análise do desvio (ANODEV) para o estágio binomial negativo indicou que apenas a variável “distância até a trilha” foi estatisticamente significativa (Tabela 3). Esse padrão foi refletido também no estágio

normal (transformação potência Box-Cox $\lambda=-1$) para o DAP, que indicou ausência de evidência de efeitos de habitat (categorias borda e interior florestal) e de distância até a praia (Tabela 4). Os resíduos dos modelos finais dos dois estágios podem ser visualizados nas Figuras 19 e 20 e suas respectivas estimativas (coeficientes) na Tabela 5, que aponta os aumentos da abundância esperada nas parcelas e do DAP médio dos indivíduos à medida em que se aumenta a distância até da trilha em direção ao interior do fragmento, claro, desde que a parcela não esteja vazia.

Tabela 3 — Tabela da ANODEV (termos adicionados sequencialmente a partir do preditor nulo) para o modelo binomial negativo ajustado aos dados da abundância.

Efeito	GL	Desvio	GL Residual	Desvio Residual	Valor de p
(Preditor nulo)	-	-	127	158.29	-
Distância da trilha	1	4.8445	126	153.44	0.02773
Distância da praia	1	0.1046	125	153.34	0.74641
Habitat	1	2.2425	124	151.10	0.13426

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 4 — Tabela da ANOVA para o modelo normal ajustado aos dados de DAP (transformação Box-Cox $\lambda=-1$) nas parcelas com um indivíduo ou mais.

Efeito	SQ	GL	QM	F	Valor de p
Distância da trilha	0.0023429	1	0.0023429	4.911	0.0282
Distância da praia	0.0002419	1	0.0002419	0.507	0.4775
Habitat	0.0005538	1	0.0005538	1.161	0.2830
Resíduos	0.0715678	150	0.0004771		

Fonte: Elaborada pela autora.

Tabela 5 — Estimativas dos parâmetros do modelo final de dois estágios. Os parâmetros nuisance foram estimados em $\kappa=8,01$ (superdispersão binomial negativo) e $\sigma=0,02182$ (desvio-padrão residual normal).

Estágio	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão
Abundância	Intercepto	-0,074333	0,15059
	Distância da trilha	0,002409	0,00109
DAP	Intercepto	0,936	0,003
	Distância da trilha	$5,053 \times 10^{-5}$	$2,277 \times 10^{-5}$

Fonte: Elaborada pela autora.

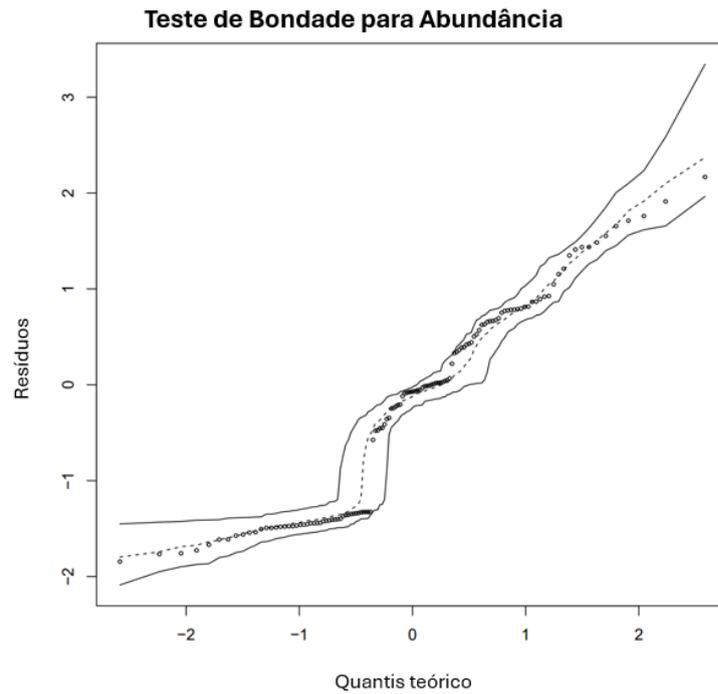


Figura 19 — Envelope simulado para os resíduos do primeiro estágio do modelo (abundância).
Fonte: Elaborado pela autora.

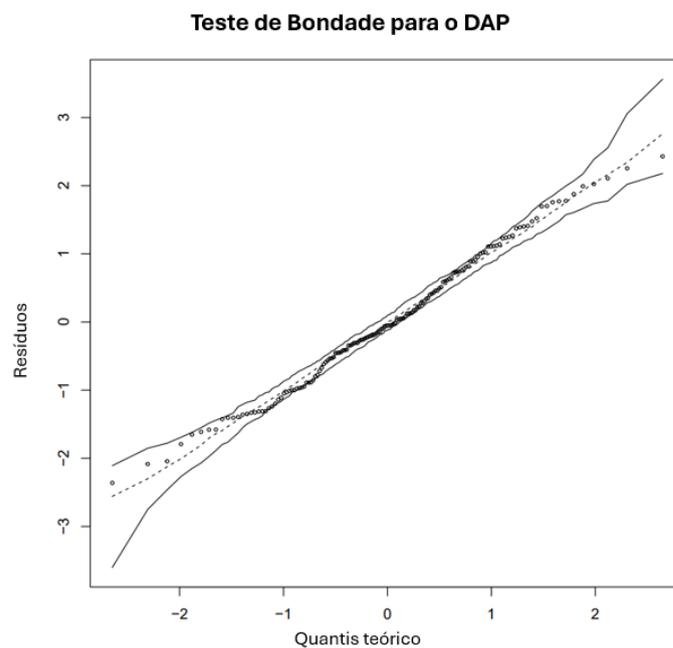


Figura 20 — Envelope simulado para os resíduos do segundo estágio do modelo (DAP).
Fonte: Elaborado pela autora.

É interessante notar no gráfico de ocorrência de espécies de acordo com a distância da trilha (Figura 21) que, entre os 130 indivíduos vivos, houve uma variação considerável na riqueza de espécies entre as diferentes distâncias, essa visualização permitiu identificar áreas com maior e menor diversidade.

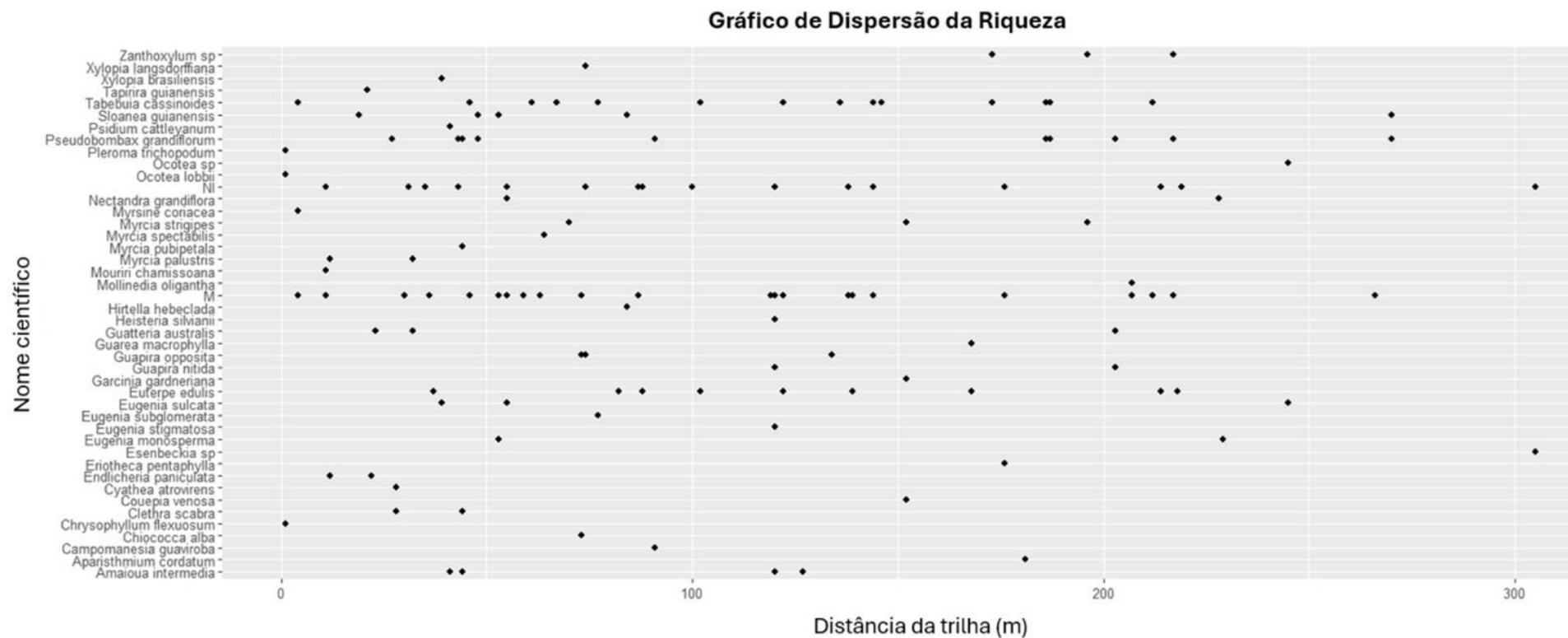


Figura 21 — Gráfico de ocorrência de espécies de acordo com a distância da trilha.
 Fonte: Elaborado pela autora.

O gráfico da Figura 22 representa a variação da riqueza de espécies em função da distância da trilha. A riqueza de espécies observada variou entre uma e seis espécies ao longo das diferentes distâncias da trilha e a distância máxima considerada no estudo foi de 305 metros. Na faixa de 0 a 100 metros de distância da trilha, a riqueza de espécies esteve mais concentrada, predominantemente em uma ou duas espécies. Observamos o maior pico de diversidade em 120 metros de distância da trilha, onde a riqueza atingiu seu valor máximo de seis espécies. A partir dos 120 m até os 305 m, a riqueza de espécies apresentou variações entre uma e três espécies.

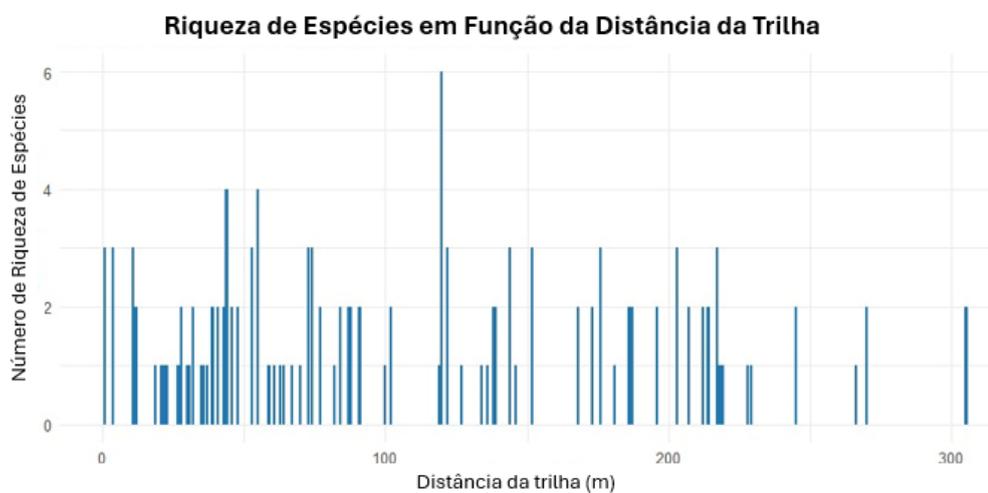


Figura 22 — Gráfico de riqueza de espécies em função da distância da trilha (m).
Fonte: Elaborado pela autora.

Já sobre as variáveis abióticas, conforme indicado na Figura 23, notamos que a precipitação alcançou seu máximo durante o verão, nos meses de janeiro a março, enquanto o mínimo ocorreu no inverno, entre maio e agosto.

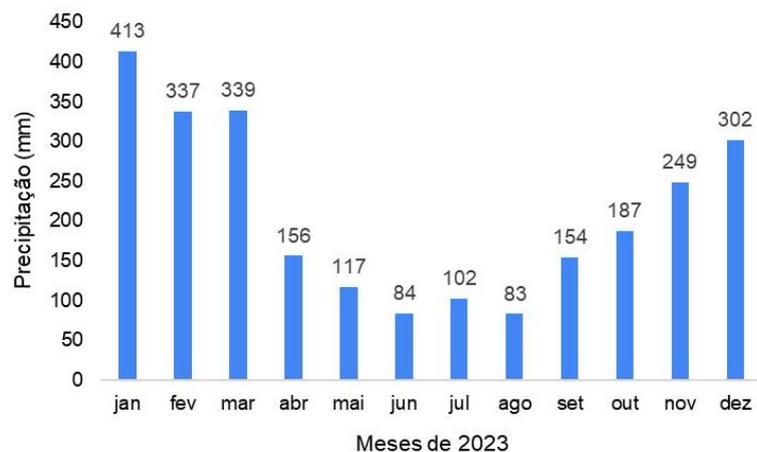


Figura 23 — Gráfico da precipitação mensal no ano de 2023 na cidade de Bertioga.
Fonte: Elaborada pela autora a partir de dados do Climate Data (2024).

A média anual da temperatura na região de Bertioga em 2023 foi de 24,4°C, com variação mínima entre 21°C e máxima de 28°C ao longo do ano (Figura 24).

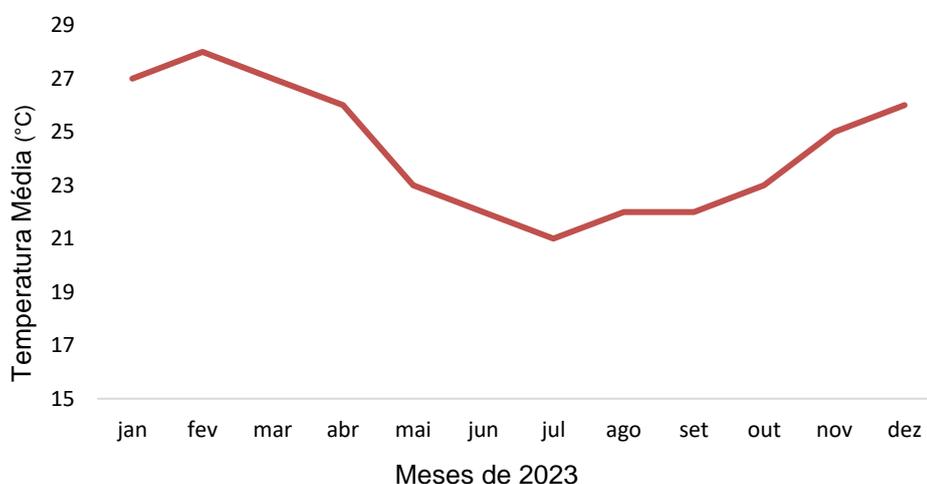


Figura 24 — Gráfico da temperatura média (°C) mensal de 2023 para Bertioga
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Climate Data (2024).

A umidade, por sua vez, variou de 82% como mínimo a 86% como máximo (Figura 25), indicando alta umidade ao longo do ano de 2023, sem uma estação seca, para cidade em estudo.

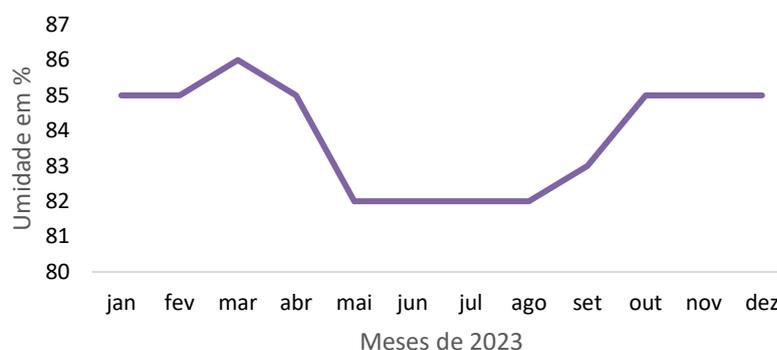


Figura 25 — Gráfico da umidade (%) mensal de 2023 para Bertioga.
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados do Climate Data (2024).

A velocidade do vento em Bertioga teve uma média anual de 13,3 quilômetros por hora referente ao ano de 2023 (Figura 26). O período de ventos mais intensos no ano ocorreu entre agosto e dezembro, com uma média de 14,1 quilômetros por hora. Os meses de setembro e outubro registraram os ventos mais

fortes em Bertioga, com uma velocidade média de 14,6 quilômetros por hora. O período de ventos mais suaves na cidade é de janeiro a julho, com uma média de 12,6 quilômetros por hora, sendo fevereiro o mês com os ventos mais calmos, registrando uma velocidade média de 12,1 quilômetros por hora. De acordo com a Escala de Beaufort, a intensidade do vento em Bertioga é classificada como Força 3, o que corresponde a ventos fracos, com velocidades variando de 13 a 18 km/h, provocando agitação constante de folhas e ramos das árvores.



Figura 26 — Gráfico da velocidade média do vento mensal em Bertioga no ano de 2023
Fonte: Elaboração da autora a partir de dados do Weatherspark (2024).

5 DISCUSSÃO

O processo de urbanização na cidade de Bertioga resultou em diversas bordas, em diferentes fitofisionomias do PERB, originadas de diferentes fontes. Na área deste estudo, a trilha para a cachoeira de Guaratuba foi o ponto onde foi observado a influência de borda na composição da comunidade arbórea na FaRu e Floresta Paludosa. A trilha foi aberta na região de Guaratuba na década de 1980, ou seja, a borda não é recente, considerando o que foi apontado por Murcia (1995), pois bordas recém-formadas são consideradas aquelas com menos de 5 anos. A borda já está bem consolidada e sua influência foi observada constatando-se diferenças estatisticamente significativas, tanto na abundância como no DAP. A partir da borda em direção ao interior florestal houve menor abundância nas parcelas próximas à borda e DAP maiores à medida que avançamos o interior florestal.

Os estudos sobre influência de borda em vegetação de restinga são escassos, o que dificulta a comparação com estudos anteriores, contudo podemos ressaltar três estudos que são proximamente relacionados ao presente trabalho: Lopes (2007), que analisou as formações florestais de planície costeira e baixa encosta, bem como sua relação com o substrato geológico das bacias dos rios Itaguapé e Guaratuba, ambos em Bertioga. Também realizou um diagnóstico florestal e definiu os ecossistemas presentes nas bacias hidrográficas de Itaguapé e Guaratuba. No nosso trabalho, utilizamos a fitofisionomia da vegetação de restinga, denominada Floresta Alta de Restinga Úmida (FaRU), proposta por Lopes (2007), classificação que foi mais encontrada dentro da área de estudo. Martins *et al.* (2008), que caracterizaram floristicamente comunidades vegetais de restinga em Bertioga, fornecendo orientação com dados secundários da região para a elaboração do Inventário Florístico. O impacto das alterações naturais e antrópicas que ocorreram no Rio Guaratuba, principalmente pela implantação do condomínio residencial Morada da Praia, que alterou o curso natural do rio e a área de influência da bacia, resultando em novas áreas alagáveis. Na área de estudo, o lençol freático é raso e ocorrem alagamentos temporários e, em algumas áreas, permanentes, devido à presença de rios e riachos próximos. Ao longo dos 4 km de extensão da Trilha Guaratuba, foi observada a tubulação de água da Associação dos Amigos de Guaratuba, com alguns vazamentos, influenciando trechos de alagamento na área de borda do estudo. Conforme Badel-Mogollón (2012), trilhas e tubulações alteram o fluxo natural da área, facilitando a

ocupação de espécies adaptadas à água.

Os resultados mostram variações substanciais na abundância e riqueza entre as subáreas e entre as zonas de borda e interior florestal. Algumas subáreas apresentaram maior abundância e riqueza na borda, enquanto outras mostraram valores mais altos no interior. Essas diferenças podem ser atribuídas a vários fatores, incluindo as características específicas do habitat, a história de uso do solo e a presença de corredores ecológicos. A Tabela 2, forneceu uma visão abrangente da diversidade biológica nas diferentes subáreas, destacando as características fitofisionômicas da vegetação de restinga referente a cada subárea.

A subárea B2 apresentou características de Floresta Paludosa Antrópica, classificação proposta nos estudos de Badel-Mogollón (2012) e de Lopes (2007), que surgiu na região de Bertiooga devido ao intenso processo de urbanização. Destacamos a abundância de *Tabebuia cassinoides*, uma espécie adaptada a viver em locais alagáveis da restinga e que está na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2022). Observamos nas parcelas do interior florestal nessa subárea uma população de *T. cassinoides* ocupando uma mancha, o que reforça a classificação fitofisionômica do local. As parcelas mais distantes da trilha (parcelas de 14 e 15 – Figura 6) contavam com a presença de briófitas e ausência de indivíduos arbóreos (isto é, neste estudo, satisfazendo $DAP \geq 10\text{cm}$), possivelmente devido ao acúmulo de água no solo, a aproximadamente a 600 metros de distância da margem do Rio Guaratuba, cuja mata ciliar sofreu ocupação a partir da década de 1980.

As espécies que sobrevivem nesse ambiente, possuem, em geral, adaptações para lidar com oscilações nos níveis de água. Outra questão é que as áreas adjacentes passaram por processos de degradação e atualmente estão em processo de regeneração natural, possibilitada pela existência de áreas naturais de referência próximas em bom estado de conservação, conforme indicado no mapa fitofisionômico (Figura 1), onde a antiga estrada de serviço apresenta vegetação secundária (Fundação Florestal, 2018). Essa recuperação vegetal é importante para aumentar a área de mata de restinga do fragmento, reduzindo a influência de borda, que afeta, também, a drenagem natural do ambiente.

As demais subáreas avaliadas foram classificadas como FaRu, devido à composição de espécies encontradas, cujas alturas podem passar de 25 m e com DAP superior a 5 m, e o ambiente úmido observado em campo, possivelmente perene

contando a presença de manchas de bromélias. Essas observações estão de acordo com o PM (Fundação Florestal, 2018) e corroboram alguns aspectos descritos por Lopes (2007), que afirma que é comum a queda de árvores nessa fitofisionomia, por conta do sistema radicular superficial, o que explica a numerosa presença de indivíduos arbóreos de grande porte mortos no chão. As observações de campo também estão em consonância com Sampaio *et al.* (2005), que afirmam que, nas regiões interiores da vegetação de restinga, espera-se encontrar indivíduos arbóreos de porte maior, capazes de alcançar 12 m de altura, na área de estudo como um todo, constatamos uma frequência maior de indivíduos arbóreos com alturas entre 11 e 13 metros.

Na lista de espécies indicadoras de fitofisionomia de FaRu, Lopes (2007) descreve 17 espécies, das quais foram encontradas sete dentro das subáreas de estudo: *Cyathea atrovirens*, *Euterpe edulis*, *Amaioua intermedia*, *Xylopia langsdorffiana*, *Tapirira guianense*, *Pseudobombax grandiflorum* e *Pleroma trichopodium*. Apesar de serem indicadoras de FaRu, algumas espécies não foram encontradas no presente estudo. Ao consultar o Species Link (2024), verificamos que apenas duas espécies foram registradas em outros levantamentos na área de estudo: a *Alchornea triplinervia* e *Calophyllum brasiliense*, as quais também foram encontradas no Rio Itapanhaú, em São Lourenço, no Parque das Neblinas, na Praia do Indaiá, na Praia do Itaguaré e no PESM — Núcleo Padre Dória.

Alchornea triplinervia é uma espécie de dispersão zoocórica, particularmente dispersa por aves (ornitocórica), e é considerada pioneira. Essa espécie é geralmente encontrada nas bordas florestais e requer “pleno sol” para o seu desenvolvimento, também preferindo os solos bem drenados e profundos (Carvalho, 2003), por outro lado, *Calophyllum brasiliense* é uma não pioneira adaptada a locais úmidos. A dispersão das sementes varia entre zoo, hidro e autocórica, destacando-se principalmente pela zoocórica. São árvores que vivem próximas aos corpos d'água; entretanto, suas sementes não germinam quando estão submersas. No entanto, as sementes são preservadas e a germinação ocorre quando o solo é drenado. A dispersão a distância é prejudicada pela permanência da água de inundação e sua regeneração natural ocorre na sombra, em florestas que não sofrem com ações antrópicas (Carvalho, 2003).

Já as espécies *Gordonia fruticosa* (Schrad.) H.Keng (nome aceito: *Laplacea fruticosa* (Schrad.) Kobuski, *Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard, *Nectandra*

oppositifolia Nees & Mart., *Tabebuia obtusifolia* (Cham.) Bureau e *Rudgea coriacea* (Müll.Arg.) Zappi, que também são indicativas de FaRu, não tiveram registros no Species Link (2024) na área de estudo. No entanto, foram encontrados registros dessas espécies em outros locais na cidade de Bertioga (na Praia do Itaguapé, em São Lourenço, no Bairro do Indaiá, na Praia de Guaratuba e no Rio Itapanhaú).

A *Gordonia fruticosa*, cujo nome aceito é *Laplacea fruticosa* (Schrad.) Kobuski (Flora e Funga do Brasil, 2024), é uma espécie NP e autocórica, que ocorre em florestas estacionais semidecíduas, florestas ombrófilas densas, florestas de altomontana, matas ciliares e matas paludosas (Barbosa, 2017). Trata-se de uma espécie semi-heliófila, tolerante ao sombreamento de baixa a média intensidade na fase jovem e com uma aceitação moderada a baixas temperaturas. Além disso, prefere terrenos sem inundação (Carvalho, 2003).

Manilkara subsericea é uma espécie NP com dispersão zoocórica (Barbosa, 2017), que tem preferência por solo mais profundos e úmidos. No estado de São Paulo, sua ocorrência é registrada em algumas manchas florestais do litoral norte do estado. Sua maior abundância, no entanto, ocorre no estado do Rio de Janeiro, sendo que no passado era mais abundante na Serra da Tiririca. Atualmente, existem poucos indivíduos devido ao intenso desmatamento durante um período, pois sua madeira é valorizada para produção de lenha de boa qualidade (Carvalho, 2010). De acordo com o Species Link (2024), existem 89 registros dessa espécie no estado de São Paulo e no estado do Rio de Janeiro são 281 registros.

Nectandra oppositifolia ocorre nos ecossistemas da Caatinga (*stricto sensu*), Cerrado (*lato sensu*), Floresta Ciliar ou Galeria, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila (Floresta Pluvial) e de Restinga (Reflora, 2024) e é considerada uma espécie pioneira com dispersão zoocórica (Barbosa, 2017). *Tabebuia obtusifolia* é uma espécie NP com dispersão autocórica. Conhecida como ipê, essa espécie é encontrada em florestas estacionais semidecíduas, matas ciliares e cerrados (Barbosa, 2017). Segundo o Reflora (2024), é uma espécie endêmica do Brasil, ocorrendo na Bahia, Mato Grosso, Goiás, Distrito Federal e nos quatro estados da Região Sudeste (CNCFlora, 2024). Por fim, a *Rudgea coriacea* é uma espécie NP com dispersão zoocórica, encontrada em florestas estacionais semidecíduas e florestas ombrófilas densas (Barbosa, 2017). Segundo o Reflora (2024), esta espécie também é endêmica do Brasil, com ocorrência confirmada nos estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina.

Entre as espécies da FaRu citadas por Lopes (2007), duas espécies não tiveram qualquer outra ocorrência reportada para a cidade de Bertiooga no Species Link (2024), a saber, *Astrocarium aculeatissimum* (vale salientar na área de estudo que é visto a espécie ao longo da borda da trilha) e *Malouetia cestroides*. *Astrocarium aculeatssinum*, uma NP com dispersão zoocórica (Barbosa, 2017), conta com 71 registros no estado de São Paulo de acordo com o Species Link (2024). Segundo o Re flora (2024), no Brasil, essa espécie é encontrada em matas de baixa altitude, em solos que não são inundáveis, bem como em capoeiras e pastagens ao longo da região costeira, desde a Bahia até Santa Catarina. Já a *Malouetia cestroides*, conhecida como leiteira da restinga, possui 51 registros no estado, conforme o Species Link (2024). De acordo com Flora e Funga do Brasil (2024), trata-se de uma espécie endêmica do Brasil, ocorrendo na Mata Atlântica e na Amazônia, principalmente em florestas pluviais, ela prefere solos profundos e de boa fertilidade (Lorenzi, 1998). A frequência dessa espécie é baixa, com uma dispersão descontínua e irregular ao longo de sua área de distribuição.

Na subárea A1, foram encontradas três espécies indicadoras da fitofisionomia de FaRu: *Cyathea atrovirens*, *E. edulis* e *Amaioua intermedia*. Na subárea A2, foram identificadas três espécies indicadoras da FaRu, *A. intermedia*, *X. langsdorffiana* e *P. trichopodium*. Na subárea A3, a maioria dos indivíduos no sub-bosque pertence à família Marantaceae, representada por *Goepertia longibracteata* (Lindl.) Borchs. & Suárez. As espécies indicadoras dessa subárea foram *P. grandiflorum*, *T. guianense* e *E. edulis*. Nas subáreas A4, as espécies indicadoras são *P. grandiflorum* e *E. edulis*, entre as parcelas 9 e 10, observamos o crescimento de alguns indivíduos de *E. edulis*, com DAP inferior a 10 cm. Nas parcelas 11 e 12, havia diversos indivíduos de *E. edulis* cortados.

Na subárea B1, as espécies indicadoras de FaRu foram *A. intermedia* e *P. grandiflorum*. Na subárea B3, região com a menor riqueza e menor abundância em relação às outras subáreas, sete parcelas estavam vazias. Entre as parcelas 10 e 11, passa o riacho e apenas um indivíduo presente das espécies indicadora da FaRu, que é *P. grandiflorum*. Na subárea B4, observamos o DAP das *P. grandiflorum* maiores do que nas outras seis áreas e algumas árvores jovens dessa espécie. A última parcela estava aproximadamente a 100 m de distância do riacho. Da lista de espécies indicadoras da FaRu, temos duas espécies que são as *E. edulis* e *P. grandiflorum*.

Comparando a diversidade arbórea encontrada neste estudo com os levantamentos realizados por Martins *et al.* (2008) e pelo Plano de Manejo do PERB (Fundação Florestal, 2018), que caracterizaram floristicamente as comunidades vegetais de restinga em Bertioga, das 44 espécies identificadas, a única que não consta em ambas as listas é *Mouriri chamissoana*. Este é o primeiro registro da espécie para o PERB, o que reforça a importância de novos estudos de levantamento florístico que adotem metodologias e esforços amostrais distintos.

Apesar do aumento de estudos conduzidos em áreas de restinga do Brasil, ainda não se tem um corpo substancial de conhecimento sobre a riqueza e estrutura das comunidades de sua vegetação. Infelizmente, a exemplo de outros ecossistemas vulneráveis, as áreas de restinga têm sido substituídas ou degradadas antes mesmo de serem investigadas com mais detalhes (Thomazi *et al.*, 2013), de forma que é uma tarefa difícil encontrar estudos com espécies arbóreas de restinga. Ainda assim, foram encontrados levantamentos similares aos conduzidos no presente estudo em quatro outras regiões do Brasil, o que revelou algumas semelhanças e diferenças notáveis. No Núcleo Picinguaba, localizado no PESH em Ubatuba-SP, foram identificadas 87 espécies (Diniz, 2009), das quais 11 são iguais às encontradas na área de estudo em Guaratuba. Esta similaridade inclui *Tapirira guianensis*, *Euterpe edulis*, *Garcinia gardneriana*, *Aparisthium cordatum*, *Endlicheria paniculata*, *Guarea macrophylla*, *Myrcia strigipes*, *Guapira nitida*, *Guapira opposita* e *Amaioua intermedia*. O Núcleo Picinguaba está localizado a aproximadamente 120 km de distância da área de estudo, o que pode explicar a substancial quantidade de espécies em comum devido à relativa proximidade geográfica e similaridade de ecossistemas. Considerando que as espécies encontradas nas restingas do estado também ocorrem na floresta de encosta, e que, geologicamente, as restingas são formações relativamente recentes, tendo havido transgressões próximas ao núcleo urbano de Bertioga (Souza *et al.*, 2008), é possível inferir que as matrizes de sementes dessas espécies vieram da Serra do Mar. O Núcleo de Picinguaba, inclusive, se estende até as escarpas da encosta.

Na Mata do Totó, localizada na Praia do Totó em Pelotas (RS), foram identificadas 23 espécies arbóreas (Lemos-Venzke *et al.*, 2015) e apenas duas dessas espécies, *Psidium cattleyanum* e *Guapira opposita*, são idênticas às encontradas em Guaratuba. A distância entre as duas áreas é de aproximadamente 1100 km. Na

cidade de Entre Rios, no litoral norte do estado da Bahia, um levantamento identificou 73 espécies arbóreas (Alves, 2015), destas apenas *Guapira opposita* é comum à área de estudo em Guaratuba, que está situada a uma considerável distância de 1500 km de Entre Rios. Por último, no levantamento florístico realizado na Praia da Guia, em São Luís (MA), foram identificadas 129 espécies (Guterres *et al.*, 2020) e nenhuma das espécies identificadas nesse levantamento é igual às encontradas em Guaratuba, que está a uma grande distância de 2330 km de São Luís. As distâncias crescentes entre as áreas comparadas e Guaratuba podem justificar o decrescente número de espécies em comum, refletindo diferenças ecológicas e climáticas mais marcantes entre as regiões.

Essas comparações destacam que, embora a composição arbórea de restinga varie substancialmente entre diferentes regiões do Brasil, algumas espécies são comuns a múltiplos locais, evidenciando tanto a extensão de distribuição dessas espécies como as diferenças ecológicas. A proximidade geográfica, como observado entre Guaratuba e Ubatuba, tende a resultar em um maior número de espécies em comum, enquanto áreas mais distantes, como São Luís, mostram uma diversidade florística completamente distinta. Esse fato é justificado pelos estudos de Sá *et al.* (2004), que indicam que a vegetação de restinga teve sua colonização recente na escala geológica. As espécies arbóreas presentes nesse ecossistema vieram de áreas adjacentes, como o Cerrado, que influenciou a região de São Luís (MA), e a Caatinga, que influenciou a área de Entre Rios (BA). Em Bertioga e Ubatuba (SP), a influência vem de outros ecossistemas da Mata Atlântica, enquanto a região de Pelotas (RS) recebe influência da vegetação dos Pampas (IBGE, 2024). Portanto, a vegetação de restinga não apresenta endemismo, sendo caracterizada por uma diversidade de espécies de diferentes ecossistemas adjacentes ao litoral brasileiro.

Os dados tratados isoladamente das três espécies mais abundantes do presente estudo (*Euterpe edulis*, *Pseudobombax grandiflorum* e *Tabebuia cassinoides*) não foram conclusivos para explicar a dinâmica da influência de borda. Recomenda-se, portanto, novos esforços em estudos futuros para compreender a distribuição dessas espécies e o impacto, se algum, sofrido por elas devido à borda, principalmente pelo fato de que *T. cassinoides* e *E. edulis* estão na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2022).

Podemos analisar alguns aspectos morfológicos que contribuem para o sucesso das três espécies de maior abundância. A espécie *E. edulis* possui raízes

adventícias de coloração vermelho-vivo, uma estrutura importante para garantir maior sustentação e fixação da planta no solo (Sampaio, 2005). Um aspecto morfológico da *P. grandiflorum* são as raízes tabulares (Carvalho, 2006), que em algumas áreas de estudo ultrapassam 2 metros de comprimento, atuando na sustentação da planta. Essa é uma estratégia possivelmente eficiente para uma espécie de grande porte se estabelecer com sucesso em uma área alagada como a de Guaratuba. Em relação a *T. cassinoides*, trata-se de uma espécie muito comum na vegetação de restinga, especialmente em áreas alagáveis (Sampaio, 2005), destaca-se pode ter seu sucesso de estabelecimento explicado pela eficiência na dispersão de suas sementes, contando com a dispersão anemocórica em época de solo alagado e a ausência de dormência nas sementes (Carvalho, 2003).

Ademais, entre as espécies mais abundantes encontradas neste estudo, ressaltamos a importância socioeconômica de *Euterpe edulis*. Desde 2021, por meio do Programa de Conservação da Palmeira Juçara (Pró Juçara), tem sido realizado um trabalho de reflorestamento da espécie em 17 Unidades de Conservação do estado de São Paulo, o PERB é uma das áreas contempladas por esse projeto (Fundação Florestal, 2024). Essa espécie está incluída na alimentação humana, lembrando que 90% do palmito comestível no Brasil é proveniente do *E. edulis* e de *E. oleracea* (Carvalho, 2003).

T. cassinoides, no passado, teve como o seu principal uso a produção de papel e fabricação de lápis. Atualmente, seu principal uso econômico é na fabricação de lápis (Carvalho, 2003). A área de estudo, antes de ser elevada ao patamar de UC, foi uma fazenda de exploração de *T. cassinoides* (Informação pessoal, 2024)¹. De acordo com Carvalho (2003), a regeneração natural de *T. cassinoides* pode ocorrer se conservados três indivíduos da espécie por hectare, cujo repovoamento ocorre pela dispersão de sementes. Quanto à *P. grandiflorum*, a exploração comercial é restrita devido à baixa qualidade da lenha, sendo utilizada para a produção de caixotes e objetos que necessitam de uma madeira leve (Carvalho, 2006).

Já tratando da classe sucessional das espécies arbóreas, quase 90% delas podem ser classificadas como NP, o que pode refletir um estágio avançado de regeneração natural da área de estudo, tendo em vista que essa classificação em particular implica na necessidade de mais recursos florestais (sombreamento, por

¹Diálogo informal com residente na área de estudo, em 14 abr. 2024.

exemplo). Entre todas as espécies observadas, apenas cinco puderam ser classificadas pioneiras, das quais três foram encontradas na borda; a saber, *Clethra scabra*, *Pleroma trichopodum* e *Myrsine coriacea*. É interessante notar que dá *Couepia venosa*, em geral de hábito pioneiro (Barbosa, 2017), foi encontrado um único espécime no interior florestal. A quinta espécie de hábito pioneiro, *Tabebuia cassinoides*, foi encontrada tanto na borda quanto no interior florestal.

Essa predominância de espécies NP indica a importância de preservar a vegetação de restinga, pois o desmatamento dessa vegetação resulta em uma regeneração natural muito lenta, com a presença de espécies de porte menor e redução na diversidade (Conama, 1996). As espécies mais adaptadas às variações e aos estresses ambientais tendem a ter maior abundância, enquanto as bordas, formadas pela supressão da vegetação, sofrem pressão de espécies exóticas. Notamos a presença dessas espécies exóticas nas parcelas mais próximas da trilha das subáreas A1 e B1 (as mais afetadas pela influência de duas bordas: trilha e linha de transmissão de energia), mas não no interior florestal e nas demais subáreas, o problema é que a invasão dessas espécies pode contribuir ainda mais para a perda de biodiversidade. A principal preocupação é que as restingas são ecossistemas sensíveis devido à fragilidade do ambiente, visto que eles sofrem perturbações e possuem baixa aptidão para recuperação natural e isso afeta a manutenção de sua biodiversidade. Thomazi, (2013) atribui a vulnerabilidade ao fato de que a vegetação das restingas se desenvolve sobre solos arenosos, intensamente lixiviados e pobres em nutrientes. Guterres (2021) aponta que a presença de espécies exóticas pode agravar essa situação, competindo com as espécies nativas da vegetação de restinga, o autor também estudou como as ações antrópicas têm prejudicado a vegetação da restinga e influenciado na estruturação da flora das regiões litorâneas.

No inventário florístico obtido nesta pesquisa, três espécies estão presentes na Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção (2002). Duas estão entre as três de maior abundância na área de estudo e a terceira, *Xylopia brasiliensis*, integra um dos 25 *singletons* no conjunto de dados (isto é, espécies representadas por um único indivíduo). *Xylopia brasiliensis* é uma espécie zoocórica que ocorre no litoral, em solos rasos e de rápida drenagem. O uso da madeira dessa espécie é para produção de caixotaria, tamancaria, mastros de pequenas embarcações, instrumentos agrários, marcenaria e construção civil (Carvalho, 2006). No *Species Link* (2024), há um único registro dessa espécie na cidade de Bertioga,

referente ao ano de 2001 no PERB, na Praia do Itaguapé. Para o estado de São Paulo, existem 223 registros.

Outro *singleton* encontrado foi *Mouriri chamissoana*, uma espécie endêmica do Brasil que ocorre apenas no bioma da Mata Atlântica, do litoral de Santa Catarina até a Bahia, incluindo áreas montanhosas do estado de Minas Gerais (Völtz, 2024). No *Species Link* (2024), para cidade de Bertioga, há dois indivíduos cadastrados: um registro no PERB, no Rio Itapanhau, e outro no PERB, no Sítio do Itatinga. Para o estado de São Paulo há 91 registros.

A riqueza de espécies em função da distância da trilha revelou importantes aspectos sobre possíveis padrões de biodiversidade e de possíveis condições ambientais particulares. Na faixa de 0 a 100 m de distância da trilha, foram encontradas na maioria das parcelas uma ou duas espécies arbóreas, uma baixa riqueza em comparação a outros ecossistemas da Mata Atlântica (Campanili e Prochnow, 2006), o que pode estar associado a diversos fatores, como limitação de recursos e regime de perturbações. O pico do número observado de espécies foi no interior florestal, a 120 m da trilha, com seis espécies. A partir dos 120 até os 305 m, a riqueza de espécies variou entre uma, duas ou três espécies.

A baixa riqueza, em comparação a outras formações da Mata Atlântica, na vegetação de restinga, em particular nas fitofisionomias de FaRu e Fpa, pode ser justificada pelas adaptações necessárias para sobreviver sobre a influência marinha, pois a parcela da área de estudo mais próxima da praia de Guaratuba está a uma distância de 1269 m e a parcela mais distante está a 4167 m. A área de estudo possui a complexidade de ecossistema de restinga descrita por Sampaio *et al.* (2005), nas regiões mais internas da planície costeira, a vegetação se manifesta com dimensões mais expressivas em comparação as fitofisionomias mais próximas do mar. Por exemplo, na Floresta de Escrube, os arbustos atingem no máximo 3 m de altura e o diâmetro da base do caule das lenhosas em torno de 3 cm (Conama, 1996). Segundo Melo-Junior *et al.* (2019), a vegetação de restinga cresce em condições ambientais heterogêneas em relação à disponibilidade de energia luminosa, variações de temperatura, saturação hídrica, umidade do ar e condições edáficas. A variação nas condições ambientais pode formar nichos específicos que permitem o desenvolvimento de diferentes espécies, embora também possa restringir o estabelecimento de algumas espécies devido às condições desfavoráveis e/ou extremas.

A análise da altura das árvores revelou variações substanciais entre os indivíduos da borda e do interior florestal. Em geral, as alturas variaram de 2 a 20 m, com uma concentração de 53,2% das árvores apresentando alturas entre 10 e 14 metros, conforme mostrado na Figura 12. Essa distribuição sugere que mais da metade das árvores na área estudada atingem uma altura intermediária, segundo os padrões esperados para FaRu (Lopes, 2007). Ao separar a análise entre os habitats de borda e interior florestal, observamos que as árvores no interior tendem a atingir alturas relativamente maiores, isso pode ser atribuído às condições mais estáveis e protegidas do interior da floresta, que promovem um crescimento vertical contínuo. A menor exposição ao vento, luz solar direta e atividades humanas permite que as árvores do interior cresçam mais altas e com menos estresse ambiental, resultando em uma distribuição de alturas mais concentrada. Em contraste, a distribuição de alturas na borda florestal apresentou uma maior variação. As árvores na borda enfrentam condições ambientais mais diversas e frequentemente mais estressantes, como maior exposição ao vento, variações de luz e temperatura, além de impactos antrópicos. Essas condições podem limitar o crescimento vertical e resultar em uma maior variabilidade nas alturas das árvores. A Figura 13 mostra o histograma das alturas na borda, enquanto a Figura 14 apresenta o histograma das alturas no interior florestal, revelando claramente essas diferenças.

A presença de árvores com diâmetros maiores no interior sugere que este ambiente, com suas condições mais estáveis e menos perturbadas, favorece o crescimento em diâmetro. A menor competição por luz e recursos e a proteção contra elementos ambientais extremos podem explicar os valores mais altos de DAP encontrados no interior da floresta. As variações observadas entre os dados de DAP da borda e do interior florestal são indicativas da influência significativa do habitat no crescimento das árvores. Enquanto a borda florestal parece restringir o crescimento em diâmetro devido às suas condições ambientais mais adversas, o interior proporciona um ambiente mais propício para o desenvolvimento de árvores com maiores diâmetros.

Para as variáveis abióticas, Badel-Mogollón (2012) analisou a relação entre os eventos pluviométricos, os pulsos de inundação e o déficit hídrico, caracterizadoras de áreas como Floresta Alta de Restinga Úmida ou Floresta Paludosa, ambientes onde o solo permanece frequentemente alagado. Quanto à temperatura e umidade, a variação é mínima, mantendo-se constante ao longo do ano. A elevada porcentagem

da umidade do ar se justifica por ser uma região costeira e tropical. Comparando a umidade de outras regiões brasileiras com vegetação de restinga, a variação também é pequena. Conforme os dados referentes ao ano de 2023 do Climate Data (2024), cidades como Ubatuba (SP) variaram de 82% a 88% de umidade relativa. Os meses de menor umidade foram os de maio a setembro, variando de 82% a 84%, enquanto nos outros meses a umidade variou entre 86% e 88%. Em Pelotas (RS), a umidade variou de 74% a 81%; em Entre Rios (BA), de 71% a 83%; e em São Luís (MA), a umidade variou de 71% a 87%. As diferenças nos padrões climáticos reforçam a dissimilaridades encontradas nas formações de restinga dessas áreas.

Os ventos em Bertioga são constantes ao longo do ano, com intensidade classificada com força 3 (a intensidade do vento na escala de Beaufort, possui uma escala que varia de 0 a 12, 0 para vento calmo e 12 para furacão), caracterizados como ventos fracos, em quedas folhas das árvores movimentam-se continuamente. A intensidade dos ventos pode auxiliar no arrancamento ou queda de árvores, especialmente de espécies com sistema radicular superficial e/ou de indivíduos já senescentes ou mortos, resultando em grandes clareiras, como o que foi observado nas parcelas um e dois da subárea A4, que estavam com um indivíduo arbóreo de grande porte caído. O vento também desempenha um papel importante para as espécies que possuem a síndrome de dispersão anemocórica, incluindo seis espécies identificadas: *Clethra scabra*, *Cyathea atrovirens*, *Eriotheca pentaphylla*, *Pleroma trichopodium*, *Pseudobombax grandiflorum* e *Tabebuia cassinoides*. Notavelmente, as duas espécies mais abundantes identificadas no levantamento arbóreo, *P. grandiflorum* e *T. cassinoides*, têm suas sementes dispersas pelo vento.

Para mitigar os impactos das bordas, sugerimos intensificar a fiscalização e promover a regularização das invasões e ocupações irregulares, incluindo atividades como caça, extrativismo vegetal e ecoturismo não autorizado. Essas estratégias são essenciais para garantir a preservação e a sustentabilidade desse ecossistema tão importante.

6 CONSIDERAÇÕES

Em geral, podemos afirmar que os objetivos para o presente estudo foram alcançados. O inventário florístico realizado permitiu identificar e catalogar as espécies arbóreas presentes nas áreas periféricas e centrais do polígono de dois fragmentos do PERB (fitofisionomia de Floresta Paludosa e Floresta Alta de Restinga Úmida). Além disso, as características ecológicas das espécies, como a classe sucessional e a síndrome de dispersão, foram verificadas, permitindo levantar hipóteses sobre o papel da influência de borda nessas características. Os resultados mostraram que as amostras realizadas na área interior apresentaram maior abundância de espécies arbóreas em comparação com as amostras das áreas periféricas, confirmando a primeira hipótese do estudo. Além disso, foi possível observar a influência da borda na abundância e no diâmetro à altura do peito (DAP) dos indivíduos arbóreos, que tende a diminuir à medida que nos afastamos da área central dos fragmentos, corroborando também essa hipótese proposta inicialmente.

É claro que existem diversas abordagens necessárias para estudos futuros, como realizar comparações com outros fragmentos de Floresta Alta de Restinga Úmida, encontrados em locais como Ubatuba ou dentro do próprio PERB. Assim como estudos focados em diversidade de espécies devem praticar esforços amostrais maiores e/ou reduzir DAP como critério de inclusão de indivíduos na amostra. Finalmente, seria interessante investir em avaliações de campo das variáveis climáticas, como temperatura do ar, umidade do ar e velocidade do vento, a fim de comparar esses dados com as mudanças climáticas em curso.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, T. M. C. B; ERVATTI, M. Vulnerabilidade costeira frente a mudanças climáticas e políticas públicas na cidade do Rio de Janeiro: estamos prontos? *Novos Cadernos NAEA*, [S.l.], v. 23, n. 2, out. 2020. ISSN 2179-7536. Disponível em: <<https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/7171>>. Acesso em: 28 maio 2024. doi:<http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v23i2.7171>.

ALMEIDA, D.S. Floresta Atlântica. In: *Recuperação ambiental da Mata Atlântica* [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 2016, pp. 42-46. ISBN 978-85-7455-440-2.

ALVES, M., OLIVEIRA, R. B., TEIXEIRA, S. R., GUEDES, M. L. S., ROQUE, N. Levantamento florístico de um remanescente de Mata Atlântica no litoral norte do Estado da Bahia, Brasil. 2015. *Hoehnea*, 42, 581-595.

ANDRADE, Á.S.; RIBEIRO, S.C.A.; PEREIRA, B. W.F.; BRANDRÃO V.P. Fragmentação da vegetação da bacia hidrográfica do Rio Marapanim, nordeste do Pará, 2020. *Ciência Florestal*, UFSM. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/TVJScMKPjgwyMqT9cHFRfKt/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 19 mai. 2024.

ARAÚJO, R.C.; DOS SANTOS, S. L. O.; MAGENTA, M. A. G.; RAMIRES, M. Avaliação do estado de conservação de duas áreas de restinga no litoral de São Paulo, Brasil. *Anais do Encontro Nacional de Pós-graduação*, 2017. 1(1), 422-426. Disponível em: <https://periodicos.unisanta.br/index.php/ENPG/article/view/1140>. Acesso em: 14 jul. 2023.

BADEL-MOGOLLÓN, J. E. J. Avaliação da sustentabilidade ambiental dos fragmentos de maços florestais da planície costeira e baixa encosta do município de Bertioxa (SP). Tese do Programa de Pós-Graduação em Geografia Física, da Universidade de São Paulo. 2012.

BAKER, T. P; JORDAN, G. J; AÇO, E. A; FOUNTAIN-JONES, N. M.; WARDLAW, T. J.; BAKER, S. C. Microclimate through space and time: Microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales, *Forest Ecology and Management*, Volume 334, 2014. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S037811271400531>. Acesso em: 10 jan. 2024.

BARBOSA, L. M. Lista de espécies indicadas para restauração Ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente. Instituto de Botânica. São Paulo. 2017.

BRANCO, A. F. V. C.; LIMA, P. V. P. S. L.; MEDEIROS FILHO, E. S. de; COSTA, B. M. G., & Pereira, T. P. (2021). Avaliação da perda da biodiversidade na Mata Atlântica. *Ciência Florestal*, 31(4), 1885–1909. Disponível em: <https://periodicos.unisanta.br/index.php/ENPG/article/view/1140>. Acesso em: 03 jan. 2024.

BRASIL. Decreto nº 4.088, de 22 de julho de 1901. Autoriza a construção de obras complementares no caes de Santos e dá outras providências. Diário Oficial da União, Poder Executivo, Brasília, DF, 22 jul. 1901. Seção 1, p. 3579. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1900-1909/decreto-4088-22-julho-1901-527389-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em: 13 dez. 2023.

BRASIL. Lei Nº 9.985, de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências, 2000.

BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 2 jan. 2024.

BUTTURI-GOMES, D.; PETRERE Jr, M. Edge influence and population aggregation: On point and interval statistical performances of Morisita patchiness index estimators in different sampling schemes, *Ecological Indicators*, 2020. Volume 108.

CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. 2006. Mata Atlântica – uma rede pela floresta. RMA. Brasília. 332 p.

CARVALHO, P. R. C. Espécies Arbóreas Brasileiras. Embiruço: *Pseudobombax grandiflorum*, Volume 2, Embrapa. 2006.

CARVALHO, P. R. C. Espécies Arbóreas Brasileiras. Caixeta: *Tabebuia cassinoides*, Volume 1, Embrapa. 2003.

CARVALHO, P. R. C. Espécies Arbóreas Brasileiras. Palmitreiro: *Euterpe edulis*, Volume 1, Embrapa. 2003.

CARVALHO, P. E. R. Espécies Arbóreas Brasileiras. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2006.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Guanandi: *Calophyllum brasiliense*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. p. 485-494.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Tapiá: *Alchornea triplinervia*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v. 1, p. 859-866.

CARVALHO, P. E. R. (2003). Espécies arbóreas brasileiras. Santa-Rita: *Gordonia fruticosa*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas. v. 1, p. 829-834.

CARVALHO, P. E. R. Espécies arbóreas brasileiras. Maçaranduba: Manilkara subsericea. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2010. v. 4, p. 349-355.

CASTILHO, A. L. H.; GONÇALVES, I. B. A construção de uma das pioneiras usinas hidrelétricas paulistas: Itatinga (2015). A construção de uma das pioneiras usinas hidrelétricas paulistas: Itatinga. Labor E Engenharia, 9(1), 73–81. Disponível em: https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/labore/article/view/2095/pdf_140. Acesso em: 12 dez. 2023.

CLIMATE DATA ORG. Disponível em: <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/bertioga-34769/>. Acesso em: 13 mar. 2023.

CNCFlora. *Tabebuia obtusifolia* in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em <[http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Tabebuia obtusifolia](http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Tabebuia%20obtusifolia)>. Acesso em 3 julho 2024

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 007, de 23 de julho de 1996, que dispõe sobre o parâmetro básico para análise dos estágios de sucessão de vegetação de restinga. Resoluções. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=206>. Acesso em: 09 mar. 2023.

CONCREMAT. Plano Municipal de Saneamento Básico de Bertioga: Relatório 4. São Paulo: Concremat, 2010. Disponível em: https://smastr20.blob.core.windows.net/conesan/Bertioga_AE_DU_RS_2010.pdf. Acesso em: 07 jan. 2024.

COSTA, A.; GALVÃO, A.; SILVA, L. G. Mata Atlântica Brasileira: análise do efeito de borda em fragmentos florestais remanescentes de um hotspot para conservação da biodiversidade. *Geomae, Campo Mourão*, v.10, n.1, p.112-123, 2019.

COUTO, J. M. Entre estatais e transnacionais: o polo industrial de Cubatão. 2003. 249 p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Economia, Campinas, SP. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1593430>. Acesso em: 13 dez. 2023.

CUNHA, S. D.; CRIVILIN, B. S.; ARAÚJO, M. S.; BORGES, L. A. C. Fragmentação florestal na paisagem no Bioma Mata Atlântica: uma revisão sistemática da literatura. *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, [S.l.], v. 17, n. 1, p. 15-22, 2021. DOI: 10.17271/1980082717120212704.

D'ANGELO S.; ANDRADE A.; LAURANCE S. G.; LAURANCE W. F; MESQUITA, R. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. *J. Trop. Ecol.* 2004.

DECRETO Nº 10.251, de 30 de agosto de 1977. Cria o Parque Estadual da Serra

do Mar e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Executivo, São Paulo, SP, 31 ago. 1977, p. 19.

DE OLIVEIRA, L. R.; DOS SANTOS, W. S.; RODRIGUES, Y. C.; DO VALE, V. S. Análise cienciométrica do efeito de borda em florestas de 2001 a 2022. OBSERVATÓRIO DE LA ECONOMÍA LATINOAMERICANA, [S. l.], v. 21, n. 9, p. 11423–11447, 2023. DOI: 10.55905/oelv21n9-050. Disponível em: <https://ojs.observatoriolatinoamericano.com/ojs/index.php/olel/article/view/1093>. Acesso em: 25 mai. 2024.

DIAS-BRITO, D.; MILANELLI, J.C.; RIEDEL, P.S.; WIECZOREK, A. 2014. Sensibilidade do litoral paulista a derramamentos de petróleo: um atlas em escala de detalhe. 1. ed. São Paulo: UNESP, 236p. Disponível em: <https://bibdig.biblioteca.unesp.br/items/3a1e7f78-6fa2-40e7-80f1-527beb3d8b3d>. Acesso em: 08 jan. 2024.

DIDHAM, R. K.; ROBERT M. E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats: Laurance and Yensen's core area model revisited, *Biological Conservation*, Volume 155, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320712002881>. Acesso em: 10 jan. 2024.

DINIZ, F. V. Composição e estrutura fitossociológica da regeneração natural na floresta de restinga alta em Picinguaba (Parque Estadual da Serra do Mar) município de Ubatuba, SP, Brasil. 2009. 118 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, 2009. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/items/3ac53025-6f13-40fa-9e19-10d44925d7bc>. Acesso em: 20 jun. 2024.

DODONOV, P. Influência de Borda Sobre Vegetação e Microclima no Cerrado Paulista – Dissertação (Mestrado). São Carlos: UFSCAR, 2011.

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

EWERS, R.M.; DIDHAM, R.K. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. *J. Appl. Ecol.* 2006, 43, 527–536. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2664.2006.01151.x%3e>. Acesso em 10 jan. 2024.

FRANÇA, L. C.; MARINI, M. Â. Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no Cerrado. *Zoologia (Curitiba)* 26 (2) • Jun 2009. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/zool/a/NYfYM5S697S9SvQz4Rs3MLx/V>. Acesso em: 10 jan. 2024.

FONTANELLI, M. M. - A Rodovia e os Caiçaras: A Construção da Rio-santos e Suas Consequências Para as Comunidades Locais em Ubatuba (SP). 2019.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. Plano de Manejo do Parque Estadual Restinga de

Bertioga. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente, Bertioga, 2018. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/2019/01/plano-de-manejo-pe-restinga-debertioga.pdf>. Acesso em: 10 mar. 2023.

GERIBELLO, D. F. Usina de Itatinga: a patrimonialização de uma hidrelétrica em operação. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/anaismp/a/kSFXnSBhYYVSZty8PQVBHcP>. Acesso em: 12 dez. 2023.

GUEDES, D.; BARBOSA, L. M.; MARTINS, S. E. Composição florística e estrutura fitossociológica de dois fragmentos de floresta de restinga no Município de Bertioga, SP, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 20 (2) • Jun 2006. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/sckr5BZVCgb5HKNptx8cgWM/#>. Acesso: 10 mar. 2023.

GUTERRES, A. V. F.; AMORIM, I. F. F.; SILVA, A. F. C.; ALMEIDA-JR, E. B. Levantamento florístico e fisionômico da restinga da praia da Guia, São Luís, Maranhão. *Biodiversidade*, v. 19, n. 4, 2020.

GUTERRES, A. V. F.; AMORIM, I. F. F.; SILVA, A. F. C.; ALMEIDA-JR, E. B. Flora do estrato herbáceo da restinga da Praia do Caúra, São José de Ribamar, Maranhão. *Bol. Lab. Hidrobiol.* 2021, 29.

HONNAY, O.; JACQUEMYN, H.; BOSSUYT, B.; AND HERMY, M. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. *New Phytologist.* 2005. 166: 723-736.

IBGE, 2022 – Disponível em: <https://censo2022.seade.gov.br/>. Acesso em 02 de janeiro de 2024.

IBGE, *Biomass e Sistema Costeiro-Marinheiro do Brasil – Volume 45*. Disponível: [//cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/bertioga/panorama](https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/bertioga/panorama). Acesso em: 02 jan. 2024.

ICMBio. Roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo das unidades de conservação federais. Brasília, Brasília: ICMBio, 2018.

IGC-SP (Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo – Limite Municipal SP – 2015. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-costeiras/wp-content/uploads/sites/2/2023/08/Apendice-A---Caracterizacao-da-Zona-Costeira.pdf>. Acesso em: 09 jan. 2024.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. 2024. Disponível em: <https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A765>. Acesso em 20 jan. 2024.

LAURANCE, W. F., LOVEJOY, T. E., VASCONCELOS, H. L., BRUNA, E. M., DIDHAM, R. K., STOUFFER, P. C. (2002) Decadência do ecossistema de fragmentos florestais amazônicos: uma investigação de 22 anos. *Biologia da Conservação*, 16, 605-618.

LAURANCE, W.F.; CURRAN; T. J. 2008. Impacts of wind disturbance on

fragmented tropical forests: A review e synthesis. *Austral Ecology*.

LEMOS VENZKE, T. S.; KASTER HERTER, G.; LUCIANO MATTEI, V.
Fitossociologia em uma mata de restinga paludosa na Mata do Totó, Pelotas,
RS. *Brazilian Journal of Forest Research/Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 35, n.
82, 2015.

LIMA. R. A. F. Diagnóstico socioambiental para criação de unidades de
conservação: polígono Bertioiga. Módulo 3: vegetação e flora. p. 131-170. In:
SIMÕES, L. L. (Coord.). Relatório Final. São Paulo, Instituto Ekos Brasil. 2008.
312p.

LIMA-RIBEIRO, M. S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação
populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta Bot.
Bras.* 22 (2) • Jun 2008.

LOPES, A. V.; GIRÃO, L.C.; SANTOS, B. A; PERES, C. A.; TABARELLI, M. Long-
term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic Forest
fragments. *Biological Conservation*. Volume 142, Issue 6, 2009, Pages 1154-1165.

LOPES, E.A. Formações Florestais na planície costeira e baixa encosta das
bacias dos Rios Itaguapé e Guaratuba e sua relação com o substrato geológico
(Bertioiga-SP). 2007. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica, Secretaria do
Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

LOPES, N. Sobrevivência de ecossistemas de Bertioiga exige atenção. Agência
FAPESP (Online), 2013. Disponível em: <https://agencia.fapesp.br/sobrevivencia-de-ecossistemas-de-bertioiga-exige-atencao/17666>. Acesso em: 01 jan. 2024.

LORENZI, H. 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de
plantas arbóreas nativas do Brasil. Volume 2. Editora Plantarum Ltda.

MAGNAGO, L. F. S., EDWARDS, D. P., EDWARDS, F. A., MAGRACH, A.,
MARTINS, S. V., LAURANCE, W. F. (2014). Functional attributes change but
functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic
forests. *Journal of Ecology*, 102(2), 475–485. <http://www.jstor.org/stable/24541277>

MAGNAGO, L. F. S., MAGRACH, A., BARLOW, J., SCHAEFER, C. E. G. R.,
LAURANCE, W. F., MARTINS, S. V., EDWARDS, D. P. (2017). Do fragment size
and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical
forests? *Functional Ecology*, 31(2), 542–552.
<https://www.jstor.org/stable/48582286>

MARTINS, S. E.; ROSSI, L.; SAMPAIO, P. S. P.; MAGENTA, M. A. G.
Caracterização florística de comunidades vegetais de restinga em Bertioiga, SP,
Brasil. *Acta Botanica Brasilica* v.22, n.1, p. 249-274. 2008.

MEDELLU, C. S.; KOESMAN, M.; BERHIMPON, S. The Influence of Opening on
the Gradient and Air Temperature Edge Effects in Mangrove Forests. *International
Journal of Basic & Applied Sciences IJBAS-IJENS* Vol: 12 No: 02. 2012.

MELO-JUNIOR, J. C. F.; ISAIAS, R. M. S.; BOEGER, M. R. T.; ARRIOLA, Í. A.; SILVA, M. M. Diversidade de galhadores nas restingas do ecossistema Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha*, 7. 2018.

MELO-JUNIOR, J. C. F.; GONÇALVES, T. M.; JARDIM, R. I. L. Adaptações estruturais e potencial plástico de *Schinus terebinthifolia* Raddi. (Anacardiaceae) em diferentes formações de restinga. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 06, p. 2218-2238, 2019.

MENESES, P. R., ALMEIDA, T. de SANTA ROSA, A. N. de C., SANO, E. E., SOUZA, E. B. de, BAPTISTA, G. m de M., & BRITES, R. S. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto (1st ed., p. 276). Brasília - DF. 2012.

MEXIA, T.; VIEIRA, J.; PRINCIPE, A.; ANJOS, A.; SILVA, P.; LOPESB, N.; FREITAS, C.; SANTOS-REIS, M.; CORREIA, O.; BRANQUINHO, C.; PINHO, P. Ecosystem services: urban parks under a magnifying glass. *Environmental Research*, v.160, p.469-478, 2018.

MICROSOFT CORPORATION. Microsoft® Excel® para-Microsoft 365 MSO (Versão 2404 Build 16.0.17531.20152) 64 bits. Redmond: Microsoft, 2024. Software.

MORO, M. F.; CASTRO, A. S. F.; ARAÚJO, F. S. Composição florística e estrutura de um fragmento de vegetação savânica sobre os tabuleiros pré-litorâneos na zona urbana de Fortaleza, Ceará. *Rodriguésia* 62(2): 407-423. 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/zfgVCjQQSf5RXd8WWthrHbR/abstract/?lang=pt>. Acesso em 11 jan. 2024.

MUEHE, D. Erosão e progradação no litoral brasileiro. Brasília: MMA, 2006.

MUEHE, D. GESTÃO DE PRAIAS PARA AS MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS. GESTÃO DE PRAIAS. Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2022.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and Methods of Vegetation Ecology. New York: John Wiley Sons, 1974.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.

NETZEL, P.; TYMINSKA, L.; FELEHA, D. D.; SOCHA, J.; New approach to assess forest fragmentation based on multiscale similarity index Author links open overlay panel. 2024.

OLIVEIRA JÚNIOR, V. D. Efeito de borda a até 30 - 40 m para o interior de florestas estacionais demonstrado por utilização de índices de vegetação e similaridade florística. 2021. 60 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) -

Unidade Ipameri, Universidade Estadual de Goiás, Ipameri-GO

PEREIRA, F. C.; GUILHERME, F. A. G.; MARIMON, B. S. Edge effects on successional dynamics of forest fragments in the Brazilian Cerrado. *Floresta e Ambiente*, v. 28, 2021.

PLANO DE SANEAMENTO BÁSICO DO MUNICÍPIO DE BERTIOGA – Abastecimento de Água Potável e Esgotamento Sanitário - 2017 – Prefeitura de Bertiooga - Estância Balneária do Estado de São Paulo. Disponível em: <https://www.bertiooga.sp.gov.br/wp/wp-content/uploads/2023/03/PLANO-MUNICIPAL-DE-SANEAMENTO.pdf>. Acesso em 13 dez. 2023.

PREFEITURA DE BERTIOGA. Prefeitura de Bertiooga. 2023. Conheça a História de Bertiooga. Disponível em: <https://www.bertiooga.sp.gov.br/cidadao/historia>. Acesso em: 09/12/2023.

Reflora - Herbário Virtual. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual>. Acesso em: 4 jan. 2024.

REYS, P.; CAMARGO, M. G. G.; GROMBONE-GUARATINI, M. T.; TEIXEIRA, A. P.; ASSIS, M. A.; MORELLATO, L. P. C. Estrutura e composição florística de um Cerrado sensu stricto e sua importância para propostas de restauração ecológica. *Artigos. Hoehnea* 40 (3). Set 2013. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/hoehnea/a/PV9ynLLYgmxLb6x3j3H3CNf/>. Acesso em 10 jan. 2024.

RIES, L.; MURPHY, S. M.; WIMP, G. M.; FLETCHER, R. J. Closing persistent gaps in knowledge about edge ecology. 2017. *Current Landscape Ecology Reports* 2: 30-41.

RINAS, C.L.; HARPER, K. A.; RAD, J. E. Avanços recentes no estudo da vegetação nas bordas da floresta. *Planta Ecol* 225, 301–303 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11258-024-01417-6>

SÁ, C.F.C.; PEREIRA, M. C. A. Planícies arenosas costeiras ("restingas") no Brasil: democratizando uma base bibliográfica. *Gerenciamento Costeiro Integrado*. 2004. 3: 48-49.

SAMPAIO, D.; SOUZA, V. C.; OLIVEIRA, A. A.; PAULA-SOUZA, J.; RODRIGUES, R. R. Árvores de restinga: Guia ilustrado para identificação das espécies da Ilha do Cardoso. São Paulo: Editora Neotrópica, 2005, 280 p.

SAMPAIO, P. S. P. Levantamento florístico das lianas de uma restinga na praia de Itaguaré, município de Bertiooga, São Paulo, Brasil. 2004. Dissertação de Mestrado do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

São Paulo – Coordenadoria de Fiscalização Ambiental – Sistema Integrado de Monitoramento (SIM) - Relatório de implementação do Plano de Fiscalização das Unidades de Conservação de Proteção Integral. Janeiro de 2014. Disponível em: https://arquivo.ambiente.sp.gov.br/cfa/2014/06/RelatorioSIM_FINAL_2013.pdf.

Acesso em: 10 jan 2024.

SiBBR (Sistema de Informação Sobre a Biodiversidade Brasileira) – Disponível em: <https://specieslist.sibbr.gov.br/speciesListItem/list/drt1656510072242>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SILVEIRA, N. D. F. N.; SOUZA, B. D. A.; CORDEIRO, J. F.; PINTO FILHO, W. L.; ABDO, C. F. M. Avaliação do Nível de Ruídos na Borda e no Interior da Floresta Nacional da Restinga de Cabedelo.

SIQUEIRA, L. P.; MATOS, D. M. S.; PORTELA, R.; BRAZ, M. I. G.; SILVA-LIMA, I.; MATOS, M. B. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small Atlantic rain forest fragments, South-Eastern Brazil. 2004. *Ecotropica*10:59-64.

SMA, 2017. Resolução SMA Nº 007, de 18 de janeiro de 2017, dispõe sobre os critérios e parâmetros para compensação ambiental de áreas objeto de pedido de autorização para supressão de vegetação nativa, corte de árvores isoladas e para intervenções em Áreas de Preservação Permanente no estado de São Paulo.

SMA, 2018. Resolução SMA Nº 203, de 27 de dezembro de 2018, publicou o Plano de Manejo do Parque Estadual da Restinga de Bertiooga.

SOUZA, C. R. G. Mapeamento de compartimentos fisiográficos de planície costeira e baixa encosta e da vegetação associada no Litoral Norte de São Paulo. In: UGB, Simpósio Nacional de Geomorfologia, VI, 2006. Goiânia. Anais, CD-ROM.

SOUZA, C. R. G.; HIRUMA, S.T.; SALLUN, A. E. M.; RIBEIRO, R.R.; AZEVEDO SOBRINHO, J.M. Restinga: Conceitos e empregos do termo no Brasil e implicações na legislação ambiental. São Paulo. Instituto Geológico. 2008. Disponível em: [303299668_Restinga_Conceitos_e_Empregos_do_Termo_no_Brasil_e_Implicacoes_na_Legislacao_ambiental](https://doi.org/10.11606/D.16.2008.tde-303299668_Restinga_Conceitos_e_Empregos_do_Termo_no_Brasil_e_Implicacoes_na_Legislacao_ambiental). Acesso em: 06 jan. 2024.

SOUZA, C. R. G.; LUNA, G. C. Unidades quaternárias e vegetação nativa de planície costeira e baixa encosta da Serra do mar no litoral norte de São Paulo. São Paulo, Instituto Geológico, 2008. Disponível em: <https://revistaig.emnuvens.com.br/rig/article/view/381>. Acesso em: 25 mar. 2024.

SOUZA, R. S. R. Bertiooga: paisagem, ambiente e urbanização. 2008. Dissertação (Mestrado em Paisagem e Ambiente) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidad de São Paulo, São Paulo, 2008. doi:10.11606/D.16.2008.tde-04052010-105954. Acesso em: 2024-01-15.

SOUZA, R. S. R. O papel da legislação e das instituições para a conservação das diversidades ambiental e cultural na Baixada Santista. 2018. Tese (Doutorado em Paisagem e Ambiente) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, University of São Paulo, São Paulo, 2018. doi:10.11606/T.16.2019.tde-17012019-154005.

SOUZA, T. B.; FRANÇA, F. M.; BARLOW, J.; DODONOV, P.; SANTOS, J. S.; FARIA, D.; BAUMGARTEN, J. E. The relative influence of different landscape attributes on dung beetle communities in the Brazilian Atlantic Forest, *Ecological Indicators*, Volume 117, 2020.

SPECIESLINK. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acesso em: 4 jan. 2024.

TARAZI, R.; SEBBENN, A.; KAGEYAMA, P.; VENCOSKY, R. Os efeitos de borda aumentam os esforços de autofecundação e colheita de sementes na árvore neotropical polinizada por insetos *Copaifera langsdorffii* (Fabaceae). *Hereditabilidade* 110, 578–585 (2013). Disponível em: <https://www.nature.com/articles/hdy20138>. Acesso em: 11 jan. 2024.

THOMAZI, R.D.; ROCHA, R.T.; OLIVEIRA, M.V.; BRUNO, A.S.; SILVA, A.G. Um panorama da vegetação das restingas do Espírito Santo no contexto do litoral brasileiro. 2013. *Natureza on line* 11: 1-6.

VOGADO, N. O.; CAMARGO, M. G. G.; LOCOSSELLI, G. M.; MORELLATO, L. P. C. Efeitos de borda na fenologia do guamirim, *Myrcia guianensis* (Myrtaceae), uma árvore do cerrado, Brasil. *Tropical Conservation Science*, 9(1), 291-312, (28 de março de 2016).

VÖLTZ, R.R.; GOLDENBERG, R. Mouriri in *Flora e Funga do Brasil*. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB9817>. Acesso em: 25 jun. 2024

WEATHER SPARK, 2024. Disponível em: <https://pt.weatherspark.com/y/30308/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Bertioga-Brasil-durante-o-ano>. Acesso em: 10 jan. 2024.

ZANUSSO, F, 2019 - Turismo Comunitário em Bertioga – A experiência da Vila da Mata - Disponível em: <https://www.blogs.unicamp.br/naturezacritica/2019/07/10/turismo-comunitario-em-bertioga-a-experiencia-da-vila-da-mata/>. Acesso em: 09 jan. 2024.

ZUÑE, F.; MELO, E. C.N.; LOPES, R.C. Efeito de borda sobre atributos funcionais das árvores num remanescente de restinga, Rio de Janeiro. *Pesquisa Florestal Brasileira*, [S. I.], v. 42, 2022. DOI: 10.4336/2022.pfb.42e202002094. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/2094>. Acesso em: 13 abr. 2023.