

IARA SANTOS DE SOUZA PALITOT

AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DE FRAGMENTO DE FLORESTA URBANA NA
PARAÍBA, BRASIL

RECIFE

Ago- 2025

IARA SANTOS DE SOUZA PALITOT

AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DE FRAGMENTO DE FLORESTA URBANA NA
PARAÍBA, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências Florestais
da Universidade Federal Rural de
Pernambuco, para obtenção do título de
Mestre em Ciências Florestais.

Orientador: Prof.(a) Dr.(a): Ana Licia Patriota Feliciano Marangon

RECIFE
Agosto 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Israel Lacerda do Nascimento – CRB-4 2317

P162a Palitot, Iara Santos de Souza.
Avaliação da estrutura de fragmento de floresta urbana na Paraíba / Iara Santos de Souza Palitot. – Recife, 2025.
58 f.; il.

Orientador(a): Ana Licia Patriota Feliciano Marangon.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2025.

Inclui referências.

1. Ecologia florestal. 2. Ecologia urbana (Biologia). 3. Comunidades vegetais. 4. Vida selvagem - Conservação 5. João Pessoa (PB). I. Marangon, Ana Licia Patriota Feliciano, orient. II. Título

CDD 634.9

IARA SANTOS DE SOUZA PALITOT

AVALIAÇÃO DA ESTRUTURA DE FRAGMENTO DE FLORESTA URBANA NA
PARAÍBA, BRASIL

Banca Examinadora:

Dr. João Paulo Ferreira da Silva - PROMoRar

Prof. Dr. Emanuel Araujo Silva – UFMS

Orientador (a):

Profa. Dra. Ana Licia Patriota Feliciano Marangon – DCFL/UFRPE

RECIFE
Agosto 2025

Dedico a minha família,
especialmente a minha filha e
esposo.

AGRADECIMENTOS

Minha profunda gratidão a Deus, sem sua presença e amor, que foram minha força e inspiração em cada passo desta jornada, sem ele eu não teria conseguido chegar até aqui.

À minha família, meu esposo Antônio e minha filha Helena que foi gerada e nasceu em meio a este trabalho, eles que me ofereceram apoio incondicional e amor ao longo deste caminho, minha eterna gratidão por estarem ao meu lado e sempre me incentivando a não desistir, dando sentido a tudo.

Aos amigos, com um carinho especial para Nélio Domingos, que esteve sempre presente com palavras de incentivo e amizade verdadeira, muito obrigada sem ti, eu também não teria conseguido.

À minha orientadora, Professora Ana Lícia Marangon, pelo olhar cuidadoso, dedicação e sabedoria compartilhada, que fizeram toda a diferença nesta caminhada.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, instituições que me acolheram e me proporcionaram os meios para desenvolver este trabalho.

Ao CNPQ, pelo apoio financeiro que possibilitou a realização deste projeto.

A todos vocês, meu sincero agradecimento.

“Ninguém ignora tudo. Ninguém sabe tudo. Todos nós sabemos alguma coisa. Todos nós ignoramos alguma coisa. Por isso aprendemos sempre”

(Paulo Freire)

PALITOT, IARA SANTOS DE SOUZA. Avaliação da estrutura de fragmento de floresta urbana na Paraíba, Brasil. Orientadora: Ana Licia Patriota Feliciano Marangon.

RESUMO

A fragmentação florestal, impulsionada pela expansão urbana, compromete a integridade ecológica dos remanescentes de vegetação nativa. Em áreas urbanas, fragmentos de Floresta Ombrófila Densa exercem papel fundamental na conservação da biodiversidade, regulação microclimática e manutenção dos serviços ecossistêmicos. A compreensão das diferenças estruturais e florísticas entre os ambientes de borda e interior é essencial para subsidiar estratégias eficazes de manejo e conservação desses ecossistemas. O objetivo geral deste estudo foi caracterizar o estado atual de um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa com base em parâmetros fitossociológicos. Os objetivos específicos incluíram: analisar a riqueza arbórea nos ambientes de borda e interior; verificar a influência dos parâmetros fitossociológicos sobre a riqueza de espécies; e avaliar a similaridade florística entre as duas áreas. A pesquisa foi conduzida em um fragmento urbano conhecido como Mata do Buraquinho ou Jardim Botânico Benjamim Maranhão, situado na Avenida Dom Pedro I, no bairro da Torre, em João Pessoa (PB). Foram alocadas 40 parcelas — 20 na borda e 20 no interior — com 250 m² cada (10 m × 25 m), totalizando 10.000 m². Incluíram-se todos os indivíduos lenhosos com DAP acima de 15 cm e altura superior a 1,5 m. Registraram-se 628 indivíduos, sendo 19 morfotipos não identificados (16,72%), totalizando 105 espécies distribuídas em 16 famílias botânicas. Na área de borda obtivemos 409 indivíduos e na área de interior obtivemos 219 indivíduos. O índice de diversidade de Shannon (H') foi de 3,20 para a borda e 2,52 para o interior. Com base no valor de importância, destacaram-se (*Aubl.*) *Marchand* e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers na borda, e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Sorocea guilleminiana* Gaudich e *Mangifera indica* L no interior. A maior diversidade registrada nas bordas pode estar associada à heterogeneidade ambiental dessas regiões, que oferecem ampla variedade de nichos ecológicos. Apesar da diferença na composição florística, 15 espécies foram comuns a ambas as áreas.

Palavras-chave: Fitossociologia. Fragmento urbano. Refúgio de vida silvestre.

PALITOT, Iara Santos de Souza. Edge and interior analysis of an urban fragment of Dense Ombrophilous Forest, Paraíba, Brazil. 2025. Advisor: Ana Licia Patriota Feliciano Marangon.

ABSTRACT

Forest fragmentation driven by urban expansion compromises the ecological integrity of native vegetation remnants. In urban settings, fragments of Dense Ombrophilous Forest play a key role in biodiversity conservation, microclimate regulation, and the maintenance of ecosystem services. Understanding structural and floristic differences between edge and interior environments is essential to inform effective management and conservation strategies. This study aimed to characterize the current condition of an urban fragment of Dense Ombrophilous Forest using phytosociological parameters. Specifically, we (i) analyzed tree richness in edge vs. interior, (ii) assessed the influence of phytosociological attributes on species richness, and (iii) evaluated floristic similarity between the two areas. The study was conducted in the urban fragment known as Mata do Buraquinho (Benjamim Maranhão Botanical Garden), located on Avenida Dom Pedro I, Torre, João Pessoa, Paraíba, Brazil. We established 40 plots—20 at the edge and 20 in the interior—each 250 m² (10 × 25 m), totaling 10,000 m². All woody individuals with DBH > 15 cm and height > 1.5 m were included. We recorded 628 individuals, including 19 unidentified morphotypes (16.72%), totaling 105 species in 16 botanical families; 409 individuals occurred at the edge and 219 in the interior. Shannon diversity (H') was 3.20 at the edge and 2.52 in the interior. Based on Importance Value, *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand and *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers were dominant at the edge, while *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Sorocea guilleminiana* Gaudich, and *Mangifera indica* L stood out in the interior. The higher diversity at edges likely reflects greater environmental heterogeneity and a broader range of ecological niches. Despite differences in floristic composition, 15 species were shared by both environments.

Keywords: Phytosociology. Urban fragment. Wildlife refuge.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo, Avenida Dom Pedro II, s/n, Mata do Buraquinho, Torre, João Pessoa - PB. _____ 21

Figura 2. Projeção do Google Earth identificando as posições das parcelas em ambientes de borda e interior do fragmento florestal. Tags amarelas parcelas de borda, Tags verdes parcelas interior. _____ 24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de borda, João Pessoa ,PB, Brasil e seus Índices de diversidades: Shannon e Simpson	29
Tabela 2:Tabela com os cálculos dos índices de diversidade, H' = índice de diversidade de Shannon da comunidade; J' = índice de equabilidade de Pielou; as; C = índice de Simpson.	31
Tabela 3:Lista de famílias botânicas encontradas na área de borda.	34
Tabela 4:Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de borda, João Pessoa ,PB, Brasil, Densidade absoluta (DA_i); Dri = densidade relativa (%); Dominância absoluta (DoA_i); DoR_i = dominância relativa (%); Frequência absoluta (Fa_i); Frequência relativa ($Fr\%$); Vii (Valor de importância).	35
Tabela 5: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de borda, João Pessoa ,PB, Brasil.	39
Tabela 6:: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de interior, João Pessoa ,PB, Brasil e seus Índices de diversidades: Índice de Shannon e Índice de Simpson.	41
Tabela 7:Tabela com os cálculos dos índices de diversidade de interior, H' = índice de diversidade de Shannon da comunidade; J' = índice de equabilidade de Pielou; as; C = índice de Simpson.	42
Tabela 8: Lista de famílias das espécies identificadas em áreas de interior. N = Quantidade de espécies	43
Tabela 9: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de interior, João Pessoa ,PB, Brasil, Densidade absoluta (DA_i); DR = densidade relativa (%); Dominância absoluta (DoA_i); DoR_i = dominância relativa (%); Frequência absoluta (FA_i); FR_i =frequência relativa; VI = valor de importância das espécies.	45
Tabela 10:Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de interior, João Pessoa ,PB, Brasil,Números de espécies estudadas e Área Basal Total.	48
Tabela 11:Tabela com o resultado dos cálculos do índice de Sorensen.	50

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT.....	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
1.INTRODUÇÃO.....	13
2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	15
2.1 Conceitos Fundamentais de Fragmentação Florestal e efeito de borda	15
2.2 Consequências ecológicas da fragmentação: Perda de biodiversidade, Alteração de microclimas, e efeitos de borda	16
2.4 Floresta Ombrófila Densa	18
2.5 Ecologia de Borda vs Interior	20
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 Caracterização da área de estudo	21
3.2. Coleta de Dados.....	23
3.3. Riqueza e Diversidade de Espécies	24
4. PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS.....	25
5. ÍNDICE DE SORENSEN	28
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	29
6.1 Borda.....	29
6.2.Dados Fitossociológicos da área de borda.....	35
6.3 Interior	41
6.4 Dados Fitossociológicos da área de Interior	45
6.5 Índice de Sorensen	50
7. CONCLUSÃO	53
8. REFERÊNCIAS.....	54

1.INTRODUÇÃO

A conservação e o manejo de fragmentos florestais degradados representam etapas fundamentais para assegurar a manutenção da biodiversidade e a preservação dos processos ecológicos que sustentam a integridade dos ecossistemas. A fragmentação do habitat, intensificada por atividades antrópicas, promove a redução e o isolamento das áreas de vegetação nativa, afetando diretamente a conectividade e o equilíbrio funcional das paisagens. Entre as consequências desse processo, destaca-se o “efeito de borda”, responsável por modificar o microclima, a estrutura da vegetação e a composição florística, favorecendo espécies oportunistas, como trepadeiras hiperabundantes, e comprometendo a sobrevivência daquelas mais sensíveis à luminosidade e à variação térmica. (Assis et al., 2019).

A presença de áreas verdes no espaço urbano desempenha um papel essencial para a qualidade ambiental e para o bem-estar da população. Esses espaços funcionam como importantes elementos de equilíbrio ecológico, contribuindo para a regulação microclimática, a melhoria da qualidade do ar, a redução da poluição sonora e a manutenção da biodiversidade local. Além de sua relevância ecológica, as áreas verdes promovem benefícios sociais e psicológicos, oferecendo ambientes de lazer, recreação e convívio que fortalecem o vínculo entre as pessoas e o meio ambiente. No contexto das cidades, onde predominam superfícies impermeáveis e construções que modificam a dinâmica natural, a presença de parques, praças e fragmentos vegetados auxilia na mitigação dos efeitos negativos da urbanização intensa. A vegetação desempenha um papel fundamental na interceptação de partículas poluentes, na retenção de água pluvial e na regulação da temperatura, contribuindo para a redução das chamadas “ilhas de calor”. Esses espaços, quando bem distribuídos e acessíveis, também favorecem a mobilidade ecológica, funcionando como corredores que permitem o deslocamento de fauna e a dispersão de espécies vegetais, reforçando a conectividade ecológica no ambiente urbano (Campos, 2025).

As áreas verdes presentes no espaço urbano desempenham funções essenciais para a manutenção do equilíbrio ambiental e para a promoção da qualidade de vida da população.

Esses espaços, que incluem parques e praças, contribuem para a regulação do microclima, a melhoria da qualidade do ar, a redução da poluição sonora e a proteção dos recursos hídricos. Além de seu papel ecológico, as áreas verdes exercem influência positiva sobre o bem-estar físico e mental das pessoas, proporcionando oportunidades para lazer, recreação e atividades de convívio social. Em meio ao avanço da urbanização, que frequentemente resulta na supressão de cobertura vegetal e na impermeabilização do solo, a manutenção e a ampliação desses espaços tornam-se estratégias indispensáveis para mitigar os impactos ambientais decorrentes da ocupação intensiva. As áreas verdes atuam na redução das ilhas de calor, favorecem a infiltração da água da chuva, funcionam como refúgio para fauna e flora e reforçam a conectividade ecológica, permitindo a dispersão de espécies e a manutenção do fluxo gênico (Lima Amorim, 2011).

Apesar da relevância ecológica e social dos fragmentos florestais urbanos, esses ambientes vêm sendo continuamente pressionados por diversos fatores antrópicos. A expansão urbana desordenada, o aumento da densidade populacional e a ausência de planejamento territorial adequado têm intensificado os processos de fragmentação e supressão dessas áreas. A esses impactos somam-se ameaças como a introdução de espécies exóticas invasoras, a poluição ambiental e os efeitos das mudanças climáticas, fatores que comprometem a integridade ecológica e a funcionalidade desses ecossistemas (Didham et al, 2016).

Os remanescentes florestais desempenham um papel fundamental na manutenção da qualidade ambiental e da biodiversidade, especialmente em paisagens submetidas a intenso processo de urbanização. Mesmo fragmentados, esses vestígios vegetais oferecem regulação hídrica, estabilização do solo, conectividade ecológica e mitigação dos efeitos de ilhas de calor urbanas. Estudos com base em métricas de paisagem demonstram que fragmentos de tamanho médio, como aqueles observados na bacia do Ribeirão Quilombo em Campinas/SP, operam como importantes reservatórios ecossistêmicos. No entanto, sua eficácia ecológica está frequentemente comprometida pela fragmentação, conectividade reduzida e acentuado efeito de borda, o que exige intervenções de manejo voltadas à recuperação da integridade estrutural desses fragmentos e à restauração de seus processos ecológicos (Longo et al., 2024).

A fragmentação florestal é um processo amplamente discutido, no qual áreas contínuas de vegetação são divididas em pequenos fragmentos, resultando em mudanças significativas no habitat e na dinâmica das espécies. Esse fenômeno leva à perda de habitats e afeta diretamente a biodiversidade local e os serviços ecossistêmicos que essas áreas oferecem, tornando o estudo da fragmentação essencial para a conservação ambiental (Fahring, 2003).

Estudos demonstram que tanto a borda quanto o interior têm papéis cruciais na manutenção da biodiversidade. A composição de espécies, bem como as interações ecológicas, variam entre essas áreas, afetando processos como dispersão de sementes, predação e recrutamento de novas plantas. Essas variações influenciam diretamente a funcionalidade do ecossistema e sua resiliência a perturbações externas (Brudvig et al., 2009). Dessa forma, ao planejar estratégias de conservação, é fundamental considerar essas distinções e promover práticas que minimizem os impactos das bordas e favoreçam a conectividade entre fragmentos.

O objetivo geral deste estudo consistiu em caracterizar o estado atual de um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Densa, com base na análise de seus parâmetros fitossociológicos. Os objetivos específicos envolveram: (i) a análise da riqueza arbórea presente nas zonas de borda e interior do fragmento; (ii) a verificação da influência dos parâmetros fitossociológicos sobre a composição de espécies na área estudada; e (iii) a avaliação da similaridade florística entre os ambientes de borda e interior, visando compreender os padrões de distribuição e diversidade das espécies arbórea.

2.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Conceitos Fundamentais de Fragmentação Florestal e efeito de borda

A fragmentação florestal, um fenômeno frequentemente associado às atividades antrópicas como a urbanização e a agricultura, refere-se à divisão de grandes áreas contínuas de vegetação em pequenos fragmentos isolados. Esse processo altera profundamente o ambiente natural, criando pequenos pedaços desconectados de floresta

que afetam diretamente a biodiversidade, o microclima e os processos ecológicos que sustentam esses ecossistemas (Pinheiro, 2019).

A urbanização tem sido uma das principais forças por trás dessa fragmentação, especialmente em biomas como a Mata Atlântica. Historicamente, esse bioma cobria vastas áreas do território brasileiro, mas o crescimento acelerado das cidades e a expansão de áreas industriais e agrícolas levaram à redução contínua de suas áreas florestais. A maioria dos fragmentos da Mata Atlântica possui menos de 25 hectares, o que dificulta a regeneração natural e ameaça a sobrevivência de muitas espécies (Silveira, 2024).

A fragmentação também cria bordas ao redor desses fragmentos, onde as condições ambientais se tornam mais extremas. Nessas bordas, há maior exposição ao vento, luz solar intensa e temperaturas elevadas, o que compromete a integridade ecológica das áreas florestais. Esses "efeitos de borda" resultam na diminuição da diversidade de espécies e na modificação das funções ecológicas dos fragmentos, impactando a capacidade dessas áreas de sustentar a biodiversidade (Pinheiro, 2019).

Além disso, a fragmentação reduz a conectividade entre os fragmentos, o que é essencial para a movimentação de espécies e para a manutenção de populações viáveis. A falta de conexão entre as áreas florestais não só reduz a resiliência dos ecossistemas, mas também prejudica serviços ecossistêmicos vitais, como a regulação climática e a proteção de recursos hídricos (Didham et al., 2016).

A legislação brasileira, como o Código Florestal e a Lei da Mata Atlântica, tem desempenhado um papel crucial na proteção e regeneração dessas áreas. No entanto, os desafios continuam, uma vez que a pressão por desenvolvimento urbano e rural ainda fragmenta ecossistemas críticos (Brasil, 2012; Brasil, 2006). Dessa forma, é essencial que a relação entre a urbanização e a fragmentação florestal seja levada em conta no planejamento urbano, reforçando a necessidade de políticas de conservação que considerem a criação de corredores ecológicos e a preservação de áreas florestais (Cortez, 2023).

2.2 Consequências ecológicas da fragmentação: Perda de biodiversidade, Alteração de microclimas, e efeitos de borda

A fragmentação florestal configura-se como uma das principais ameaças à manutenção da biodiversidade, especialmente em ecossistemas ricos em espécies endêmicas e especializadas. Esse processo, intensificado pelas atividades humanas, rompe a continuidade dos habitats naturais, resultando em isolamentos populacionais, redução do fluxo gênico e perda da integridade ecológica. Ambientes fragmentados dificultam o deslocamento da fauna e a dispersão de sementes, comprometendo diretamente a regeneração natural e o equilíbrio funcional dos ecossistemas. Como destacado por Juvanhol et al. (2011), a interrupção da conectividade entre fragmentos florestais pode inviabilizar a sobrevivência de espécies com baixa capacidade de adaptação a ambientes alterados, afetando principalmente aquelas que dependem de extensas áreas contínuas para manter seus ciclos de vida. A fragmentação, portanto, não apenas reduz a cobertura vegetal, mas também impõe barreiras físicas e ecológicas à conservação da diversidade biológica. (Juvanhol et al., 2011).

A fragmentação florestal não apenas reduz a extensão contínua dos ecossistemas, mas também gera bordas expostas que alteram significativamente as condições ambientais internas das florestas. Esse fenômeno, conhecido como efeito de borda, modifica o microclima ao longo da interface entre o fragmento e a matriz antrópica, resultando em maior incidência de luz solar, aumento da temperatura, redução da umidade relativa do ar e alterações na composição da vegetação. De acordo com Mariano et al. (2024), esses efeitos podem ser sentidos até 40 metros a partir da borda no dossel arbóreo e entre 15 e 20 metros no estrato regenerativo, afetando diretamente a regeneração natural e a estabilidade ecológica dos fragmentos. Tais alterações microclimáticas comprometem a permanência de espécies adaptadas a ambientes mais sombreados e úmidos, intensificando os impactos da fragmentação sobre a biodiversidade. (Mariano et al., 2024).

Além disso, os efeitos de borda aumentam a vulnerabilidade à invasão de espécies exóticas, que competem com as espécies nativas, alterando drasticamente a estrutura e a função dos ecossistemas (Harper et al., 2005). Fragmentos menores, por terem uma maior proporção de borda em relação ao seu interior, amplificam esses impactos, o que ressalta a importância de políticas de conservação focadas na conectividade entre os fragmentos e na restauração de áreas degradadas.

2.3 Importância dos fragmentos florestais urbanos como refúgios de biodiversidade em áreas metropolitanas

Os fragmentos florestais urbanos desempenham um papel importante na manutenção da biodiversidade em áreas metropolitanas. Esses remanescentes vegetais servem como refúgios para uma variedade de espécies de fauna e flora, ajudando a manter a diversidade biológica em meio à crescente urbanização. Em ambientes urbanos, onde os impactos antrópicos frequentemente levam à degradação e destruição de habitats naturais, os fragmentos florestais atuam como importantes corredores ecológicos, facilitando a movimentação de espécies e garantindo a sobrevivência de populações que, de outra forma, poderiam ser extintas localmente(Voltolino, 2010).

Em meio à crescente expansão urbana e à consequente perda de cobertura vegetal nativa, os fragmentos florestais urbanos emergem como estruturas fundamentais para a conservação da biodiversidade. Esses remanescentes atuam como refúgios ecológicos em paisagens metropolitanas, abrigando uma diversidade significativa de espécies da fauna e flora, e contribuindo para a manutenção dos processos ecológicos em ambientes altamente antropizados. Além de conservarem espécies nativas, esses fragmentos funcionam como corredores ecológicos, facilitando o deslocamento e a conectividade entre populações biológicas isoladas, o que é essencial para a viabilidade genética e a resiliência ecológica. Como destacam Voltolino(2010), a presença, estrutura e conectividade desses fragmentos têm papel decisivo na qualidade ambiental urbana, sendo indispensáveis para mitigar os impactos negativos da fragmentação e da degradação ambiental em centros urbanos.

2.4 Floresta Ombrófila Densa

A Mata Atlântica na Paraíba, representada por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa, concentra parte significativa da biodiversidade do estado, mesmo diante de um cenário de intensa fragmentação e pressão antrópica. A Reserva Biológica Guaribas, situada na faixa costeira do estado, é um exemplo notável de remanescente bem preservado desse tipo de vegetação, abrigando uma diversidade florística expressiva, incluindo espécies endêmicas e ameaçadas. A ocorrência de formações florestais contínuas nesta unidade de conservação revela a importância ecológica da região, destacando a necessidade de

proteção efetiva desses remanescentes que, além de manterem a integridade ecológica local, contribuem para a conectividade entre fragmentos da Mata Atlântica no Nordeste brasileiro (Costa, 2018).

Biologicamente, os remanescentes florestais na Paraíba se revelam como importantes reservas de biodiversidade, reunindo não apenas espécies características da Mata Atlântica, mas também elementos florísticos de origem amazônica. Apesar de sua fragmentação e tamanho reduzido, esses capões de mata exercem funções ecológicas essenciais, como a proteção de mananciais hídricos e o suporte à fauna silvestre remanescente. Contudo, o conhecimento sobre a composição florística dessas áreas ainda é incipiente, limitado a levantamentos preliminares, o que dificulta substancialmente os esforços de reconstituição da vegetação original da Mata Atlântica no estado (Barbosa, 1996).

A Floresta Ombrófila Densa, também conhecida como Floresta Tropical Pluvial, é caracterizada por elevada umidade, com precipitações que ultrapassam 1.600 mm anuais, não apresentando uma estação seca definida (MORELLATO; HADDAD, 2000). Esse tipo de floresta abriga uma alta diversidade biológica, composta principalmente por árvores de grande porte, com folhas largas e perenes, adaptadas à alta umidade. A densa vegetação dificulta a entrada de luz no sub-bosque, resultando em estratificação bem definida e favorecendo a presença de epífitas, como bromélias e orquídeas, além de lianas e samambaias (Scarano, 2002).

O Brasil, por abrigar cerca de um terço das florestas tropicais do mundo, desempenha papel estratégico na conservação global da biodiversidade e na regulação climática. Contudo, a rápida conversão de áreas florestais para usos antrópicos, como agricultura e urbanização, tem elevado os índices de desmatamento a níveis preocupantes. Na Amazônia, milhares de hectares de floresta são perdidos anualmente, enquanto outros biomas como o Cerrado e a Mata Atlântica persistem apenas em pequenos remanescentes, severamente reduzidos em relação à sua cobertura original. A remoção dessas florestas não implica apenas na supressão da vegetação, mas também na destruição de habitats inteiros e na desestruturação dos processos ecológicos ali presentes. Além disso, há a inversão do balanço de carbono, uma

vez que o sequestro de CO₂ é substituído pela sua liberação de volta à atmosfera, intensificando os impactos das mudanças climáticas (Ayres et al., 2005).

2.5 Ecologia de Borda vs Interior

A análise de fragmentos florestais demonstra uma diferença significativa entre as condições microclimáticas presentes nas bordas e no interior das florestas. As bordas, sendo as áreas de contato direto entre o fragmento e ambientes alterados, sofrem maiores variações de temperatura, umidade e exposição ao vento. A fragmentação florestal cria zonas de borda, que apresentam condições ambientais distintas do interior da floresta. Essas áreas são mais expostas à luz solar, ventos e variações de temperatura, o que altera significativamente o microclima e os processos ecológicos. O chamado "efeito de borda" reduz a umidade, aumenta a temperatura e modifica a composição do solo, o que afeta diretamente a regeneração vegetal e a distribuição das espécies. Segundo Laurance et al. (2011), tais alterações favorecem espécies generalistas e invasoras, em detrimento da biodiversidade original.

No interior dos fragmentos, as condições climáticas são mais estáveis, com temperaturas mais amenas e maior retenção de umidade, o que favorece a manutenção de espécies sensíveis e adaptadas a ambientes sombreados e úmidos. As bordas favorecem a proliferação de espécies generalistas e resistentes, frequentemente associadas a ambientes perturbados e à colonização por espécies exóticas, o que pode comprometer a biodiversidade local (Murcia, 1995).

A fauna de borda, por exemplo, tende a ser composta por espécies oportunistas e predadores, enquanto espécies especializadas e mais sensíveis encontram refúgio no interior. Da mesma forma, a flora de borda sofre mais pressão por invasão de espécies exóticas e distúrbios, enquanto o interior abriga maior diversidade de espécies nativas e típicas de florestas maduras (Haddad et al., 2015). Essas mudanças também afetam processos ecológicos essenciais, como a polinização e a dispersão de sementes, que podem ser comprometidos pela fragmentação e pelo aumento do efeito de borda (Harper et al., 2005).

Essas dinâmicas mostram a importância de considerar tanto o tamanho dos fragmentos quanto a proporção de borda em projetos de conservação, uma vez que fragmentos menores apresentam maior proporção de bordas, o que amplifica os efeitos negativos sobre a biodiversidade e as condições microclimáticas (Laurance et al., 2011).

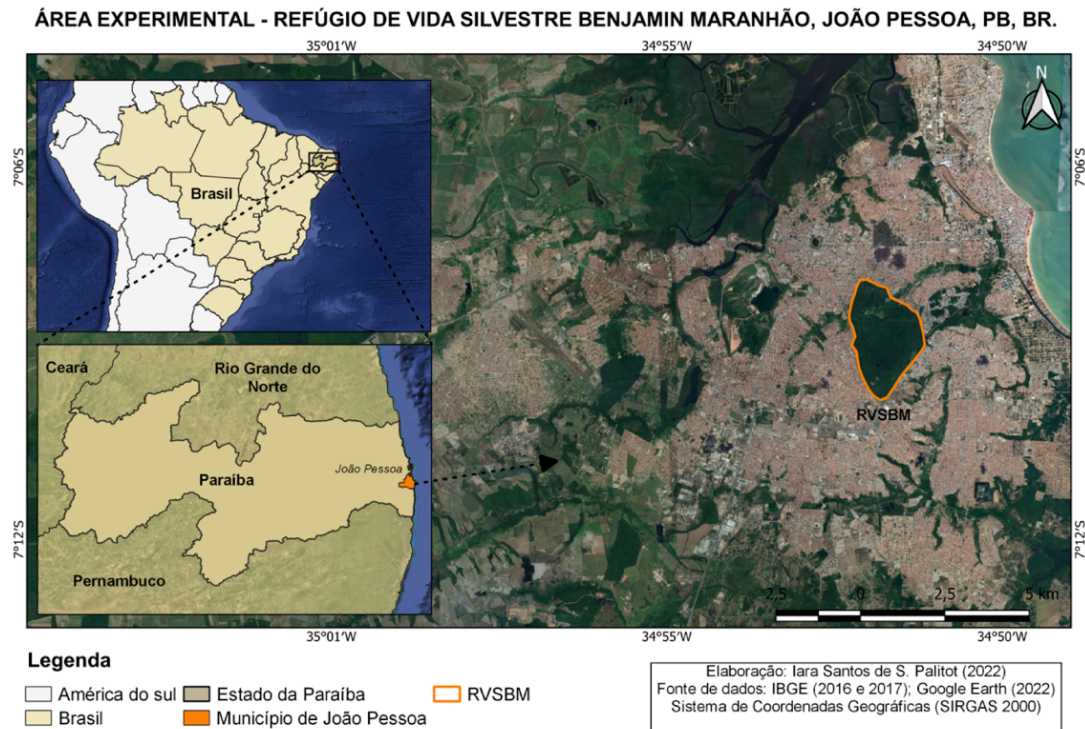
A composição florística entre borda e interior tende a diferir significativamente. Enquanto o interior mantém espécies típicas de florestas maduras, adaptadas à sombra e à umidade, as bordas favorecem espécies pioneiras, com maior tolerância à luz e ao estresse hídrico. De acordo com Tabarelli, Lopes e Peres (2008), a pressão ambiental nas bordas compromete a regeneração de espécies clímax e provoca uma substituição florística que compromete a integridade ecológica do fragmento.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida em um fragmento urbano de floresta ombrófila densa conhecido popularmente como Mata do Buraquinho ou Jardim Botânico Benjamim Maranhão, situado 7°08'49''S 34°51'37''O, na Avenida Dom Pedro I, S/N no bairro da Torre na porção sudoeste do Município de João Pessoa, no Estado da Paraíba, Brasil, ocupando área de 512,93 ha (Figura 1). O Jardim Botânico Benjamim possui contorno irregular e sua vegetação é recortada, na sua parte central pelo Rio Jaguaribe e faz limites com sete bairros da zona urbana do Município de João Pessoa (Castelo Branco, Jardim São Paulo, Água Fria, Cristo Redentor, Varjão, Jaguaribe e Torre) (Moreira; Soares; Barbosa, 2020).

Figura 1. Localização da área de estudo, Avenida Dom Pedro II, s/n, Mata do Buraquinho, Torre, João Pessoa - PB.



Fonte: Elaborado pela autora (2022).

No ano de 1856, a área atualmente conhecida como Jardim Botânico e Refúgio de Vida Silvestre Mata do Buraquinho era denominada ‘Sítio Jaguaricumbe’. Desde então, o território original passou por intensos processos de redução, decorrentes de vendas e desapropriações, até ser adquirido pelo Estado em 1907. A partir dessa aquisição, iniciaram-se os primeiros estudos voltados à canalização de água, conduzidos pela empresa Parahyba Water Company (Duarte, 2016)

Em 1898, futuramente se tornaria a Empresa de Água e Esgotos da Paraíba (Cagepa). O abastecimento de água da cidade foi inaugurado em 1912. A área original foi diminuída em cerca de 50 % devido à implantação de projetos de saneamento e abastecimento e abertura de estradas e estradas. Em 1951, foi celebrado o acordo Florestal da Paraíba entre o serviço Florestal e o governo da Paraíba, que previa a criação de um jardim botânico, cujo objetivo principal era a produção de mudas e espécies florestais. A cerimônia de abertura ocorreu apenas em 1953. Em 1957, o estado doou 166 hectares da mata do buraquinho à união para a realização de horto florestal. Na década de 1970, parte dos 565 hectares que compunham a mata do buraquinho foram desmembrados para a construção do Campus I da Universidade

Federal da Paraíba (UFPB). Em seguida, em 1989, pelo decreto Federal nº 98.181, os 513 hectares restantes foram declarados área de preservação permanente, sob responsabilidade do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Viana, 2011).-

O clima da região é considerado quente e úmido, segundo a classificação de Köppen-Geiger, com temperaturas variando de 21 a 30 °C e umidade relativa entre 73% e 82% (Souza et al. 2016). O solo da mata é pobre e arenoso, constituído por sedimentos areno-argilosos pouco consolidados do Grupo Barreiras, observando-se, em alguns locais, a formação de bolsões de areia que apresentam uma vegetação aberta, savanoide, conhecida localmente como tabuleiro (Barbosa, 1996).

3.2. Coleta de Dados

A coleta de dados foi realizada com base na metodologia adotada por Silva et al. (2018), cujos procedimentos foram seguidos com o intuito de assegurar a compatibilidade entre os métodos empregados nesta pesquisa e os padrões previamente estabelecidos no estudo de referência. As amostragens foram conduzidas em dois ambientes distintos: borda e interior do fragmento florestal (Figura 2). Para a delimitação das parcelas de borda, foi considerado o limite de até 100 metros a partir da margem externa da floresta, enquanto as parcelas classificadas como interior foram estabelecidas a distâncias superiores a 300 metros da borda, conforme os critérios definidos por Gomes et al. (2009).

Foram alocadas 40 parcelas, sendo 20 na área de borda e 20 no interior do fragmento, cada uma com área de 250 m² (10 m x 25 m), distantes 25 m entre si em ambos os ambientes. No total, a área amostral compreendeu 10.000 m². Foram incluídos todos os indivíduos lenhosos nas parcelas que apresentavam DAP superior a 15 cm e altura maior que 1,5 m. Essas parcelas foram destinadas ao estudo da vegetação arbórea adulta, tanto na borda quanto no interior do fragmento. Com os dados coletados, foram analisadas a riqueza de espécies e diversos parâmetros fitossociológicos sendo eles Densidade Absoluta (Dai); Densidade Relativa (Dri) Frequência absoluta (Fa); Frequência Relativa (Fr); Dominância Absoluta (

DoAi) ; Dominância Relativa (DoRi) e Valor de Importância (Vi) , permitindo uma avaliação detalhada da estrutura da vegetação nesses ambientes. (Figura 2).

Figura 2. Projeção do Google Earth identificando as posições das parcelas em ambientes de borda e interior do fragmento florestal. Tags amarelas indica parcelas de borda, Tags verdes indica as parcelas interior.



Fonte: Elaborado pela autora (2023)

3.3. Riqueza e Diversidade de Espécies

Para obter as informações de riqueza e diversidade de espécies, foram utilizados os dados coletados durante a pesquisa, bem como os levantamentos florísticos do Jardim Botânico Benjamim Maranhão, fornecidos pela Superintendência de Administração do Meio Ambiente (SUDEMA), os quais foram usados para a criação das unidades de conservação do estado. Nessas listas, estão contabilizadas a área de abrangência, dados de altitude, localização, e listas de espécies que compõem o ambiente, entre outros dados relevantes para a pesquisa. Todo o material coletado é herborizado conforme o método descrito por Gadelha Neto et al. (2013) e tombado no Herbário Lauro Pires Xavier (JPB), localizado na

Universidade Federal da Paraíba, em João Pessoa - PB. Todos os indivíduos registrados receberam uma plaqueta numerada e são georreferenciados com o auxílio de um GPS.

A identificação taxonômica seguiu o sistema de classificação de APG IV (Angiosperm Phylogeny Group, 2016) e a correção da grafia e a autoria dos nomes científicos das espécies foi realizada pelo site REFLORA (<https://www.floradobrasil.jbrj.gov.br>).

Para a análise da estrutura da comunidade arbórea, foram adotados os índices de diversidade de Simpson (λ) e Shannon (H'), bem como o índice de equitabilidade de Pielou (J'), conforme originalmente proposto por Pielou (1975). A composição e estrutura de comunidades vegetais podem ser bem caracterizadas por meio da aplicação conjunta dos índices de Simpson, Shannon-Weaver e Pielou. O índice de Simpson avalia a dominância de espécies, ao indicar a probabilidade de dois indivíduos selecionados aleatoriamente serem da mesma espécie; o índice de Shannon-Weaver mede a diversidade considerando riqueza e equitabilidade; já o índice de equitabilidade de Pielou expressa como os indivíduos estão distribuídos entre as espécies presentes. Em estudo com florestas tropicais, Souza et al. (2002) demonstraram que essas métricas, quando utilizadas de forma integrada, permitem uma compreensão abrangente da estrutura ecológica das comunidades vegetais em termos de diversidade, dominância e uniformidade.

De acordo com Souza, 2002 a escala de classificação dos Índices de Shannon é frequentemente interpretada da seguinte forma:

- Baixa diversidade: $H < 1,5$
- Média diversidade: $1,5 \leq H < 3,0$
- Alta diversidade: $H \geq 3,0$

4. PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS

De acordo com Silva, 2018 Serão calculados os seguintes parâmetros fitossociológicos:

- Densidade Absoluta (DA) e Relativa (DR);
- Frequência Absoluta (FA) e Relativa (FR);
- Dominância Absoluta (DoA) e Relativa (DoR);

- Índice de valor de importância das espécies ($IVI = Dri + Dori + Fri$)

Para os cálculos da Dominância, Frequência e Densidade é preciso calcular a área basal, e para chegar até esse valor da área basal, necessitamos do valor do DAP (Diâmetro à Altura do Peito) é uma medida fundamental em estudos florestais, sendo mensurado a uma altura padrão de 1,30 metros do solo. A transformação do CAP (Circunferência à Altura do Peito) em DAP é realizada utilizando a fórmula $DAP = CAP / \pi$, o que permite calcular o diâmetro das árvores de maneira precisa" (IBF, 2024)

Onde:

DAP é o Diâmetro à Altura do Peito.

CAP é a Circunferência à Altura do Peito.

π (pi) é aproximadamente 3,14159.

O cálculo dos parâmetros foi realizado utilizando o software Microsoft Excel for Mac, que oferece ferramentas adequadas para o tratamento e análise de dados. As estimativas serão calculadas de acordo com as seguintes expressões:

Densidade absoluta (DAi) expressa o número de indivíduos na população, em ind.ha^{-1} .

$$DAi = Ni (U/A)$$

Densidade relativa (DRi) expressa o número de indivíduos da população em relação ao total de indivíduos da comunidade, em porcentagem.

$$Dri = 100 (Ni/N)$$

Frequência absoluta (FAi) avalia o número de unidades amostrais com ocorrência do táxon, em porcentagem.

$$FAi = 100(NUA/NUT)$$

Frequência relativa (FRi) avalia o número de unidades amostrais com ocorrência do táxon em relação ao total de unidades, em percentagem.

$$FRi=100 (FAi/FAT)$$

Dominância absoluta (DoAi) é obtida mediante a soma das áreas basais (Gi) dos indivíduos de uma mesma espécie, por hectare.

$$DoAi= \sum Gi(U/A)$$

Dominância relativa (DoRi) expõe a percentagem da área basal de uma determinada espécie (Gi) em relação a área basal de todas as espécies amostradas (G), ou seja, o somatório das áreas basais individuais.

$$DoRi=100 (DoAi/DoT)$$

Em que:

U = Área (10.000 m²)

A = Área amostrada (m²);

S = Número total de i;

N = Número total de indivíduos;

Ni = Número total de indivíduos do taxón i;

NUA = Número de unidades amostrais com ocorrência do táxon i;

NUT = Número total de unidades amostrais.

gi = Área basimétrica de um indivíduo de determinada espécie i, em m² .

$G = \sum Gi$

$Gi = \sum gi$

O Valor de Importância (VI) é amplamente utilizado em ecologia para determinar a relevância de diferentes espécies dentro de uma comunidade. Ele combina três componentes principais: dominância relativa, baseada na área basal das espécies; densidade relativa, que se refere ao número de indivíduos por espécie; e frequência relativa, que indica a presença

das espécies nas parcelas amostradas. A soma desses parâmetros fornece o VI, permitindo identificar as espécies mais dominantes e importantes para o ecossistema (Mueller-dombois; Ellenberg, 1974; Souza; Soares, 2013).

$$Vi = Dri + Dori + Fri$$

Após coletar essas informações dos parâmetros fitossociológicos e da riqueza de espécies das duas áreas, foi realizada uma correlação entre as duas a fim de verificar se há alguma similaridade entre as duas variáveis através do índice de Sorensen utilizando a seguinte fórmula:

$$S_s = \frac{2c}{S_1 + S_2}$$

Em que:

S1 = número de espécies na comunidade 1;

S2 = número de espécies na comunidade 2;

C = número de espécies comuns a ambas as comunidades.

5. ÍNDICE DE SORENSEN

O índice de Sorensen é uma métrica amplamente utilizada para quantificar a similaridade entre duas comunidades ou amostras, com base na composição de espécies. É calculado multiplicando-se por dois o número de espécies compartilhadas entre os dois conjuntos e dividindo-se esse resultado pela soma do total de espécies de ambas as comunidades ($S_1 + S_2$). O índice varia de 0 (ausência total de similaridade) a 1 (comunidades idênticas), de modo que valores mais próximos de 1 refletem alta similaridade entre os ambientes comparados (Krebs, 1989).

A similaridade florística entre as comunidades da borda e do interior da floresta foi avaliada por meio do Índice de Sorensen, cuja fórmula é expressa da seguinte maneira:

$$SO_{ij} = 2c / (a + b)$$

Onde: a = Representa o número total de espécies registradas na comunidade da borda florestal;

b = Corresponde ao número de espécies observadas na comunidade do interior da floresta;

c = Indica o número de espécies comuns às duas comunidades analisadas.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os dados coletados, foram documentados um total de 628 indivíduos, onde 19 morfotipos diferentes não foram identificadas/ indeterminadas, tendo um total de 105 espécies, um total de 16,72% de espécies não identificadas. As 523 espécies restantes foram identificadas as quais foram categorizadas em 16 famílias botânicas distintas. Também foram coletados dados de altura aproximada (H), circunferência altura do peito (CAP) e realizado o cálculo do diâmetro altura do peito (DAP) e outras informações importantes para afim de facilitar a análise dos dados obtidos.

6.1 Borda

A borda florestal é uma área de transição entre o interior da floresta e o ambiente externo, caracterizada por condições ecológicas distintas. A presença de espécies nessa zona de transição é de grande interesse, uma vez que a borda florestal pode abrigar uma diversidade única de organismos devido às diferentes condições ambientais e interações ecológicas. A Tabela 1 destaca as espécies identificadas nessa área, fornecendo informações sobre a nomenclatura científica, quantidade de indivíduos encontrados na área e outras características relevantes que serviram para entender melhor o estado da borda do fragmento estudado.

Tabela 1: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de borda, João Pessoa ,PB, Brasil e seus Índices de diversidades: Shannon e Simpson

ESPÉCIES	SOMÁTÓRIO ÍNDICE DE SHANNON	SOMÁTÓRIO ÍNDICE DE SIMPSON
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	0,22	0,005
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	0,02	0,000
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0,02	0,000
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	0,08	0,000
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0,04	0,000
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	0,03	0,000
<i>Cecropia cf. palmata</i> Willd	0,06	0,000
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	0,03	0,000
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	0,11	0,001
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	0,01	0,000
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	0,25	0,035
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0,01	0,000
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	0,01	0,000
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,14	0,002
Indeterminada 1	0,10	0,001
Indeterminada 10	0,03	0,000
Indeterminada 11	0,01	0,000
Indeterminada 12	0,01	0,000
Indeterminada 13	0,01	0,000
Indeterminada 14	0,01	0,000
Indeterminada 15	0,07	0,000
Indeterminada 16	0,07	0,001
Indeterminada 17	0,08	0,000
Indeterminada 19	0,10	0,000
Indeterminada 2	0,11	0,000
Indeterminada 20	0,05	0,000
Indeterminada 3	0,01	0,000
Indeterminada 4	0,06	0,000
Indeterminada 5	0,09	0,000
Indeterminada 6	0,14	0,001
Indeterminada 7	0,07	0,000
Indeterminada 8	0,07	0,001
Indeterminada 9	0,01	0,000
<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	0,01	0,000
<i>Lecythis sp.</i>	0,21	0,007
<i>Mangifera indica</i> L.	0,12	0,001
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0,12	0,001

<i>Pouteria</i> Aubl.	0,01	0,000
<i>Protium giganteum</i> Engl.	0,04	0,000
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,27	0,012
<i>Protium neglectum</i> Swart	0,05	0,000
<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	0,09	0,001
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	0,12	0,001
<i>Spondias mombin</i> L.	0,07	0,000
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,05	0,000
TOTAL (S)	3,20	0,06

Tabela 2: Tabela com os cálculos dos índices de diversidade, H' = índice de diversidade de Shannon da comunidade; J' = índice de equabilidade de Pielou; C' = índice de Simpson.

Total de Espécies	44
Índices de diversidade de Shannon (H')	3,20
Índice de Pielou (J')	0,84
Índice de Simpson (C')	0,06

Obteve-se, de acordo com a Tabela 2 um índice de diversidade de Shannon (H') de 3,20.. Este resultado, baseado em uma métrica utilizada na ecologia, indicando uma diversidade considerável no local estudado. Quanto maior o índice de Shannon, maior é a diversidade de espécies presentes. No caso de um resultado de 3,20, isso sugere uma variedade significativa de espécies dentro do fragmento florestal em questão (Smith et al., 2006). Ao obter este valor, é possível inferir que a área de estudo apresenta uma diversidade alta de espécies, no geral um valor de índice de Shannon maior indica uma maior diversidade de espécies e uma distribuição mais equitativa das abundâncias entre as espécies.

Essa diversidade de espécies, como evidenciada pelo índice de Shannon, é um indicativo da complexidade ecológica do ecossistema florestal em questão. Segundo estudos conduzidos por Cardinale et al. (2012) e Tilman et al. (2014), a biodiversidade tem um papel

fundamental na manutenção da funcionalidade dos ecossistemas, influenciando diretamente a resiliência e a produtividade das comunidades biológicas.

Na área florestal em estudo, foi observado um índice de Pielou (J) de 0,84. O índice de Pielou varia de 0 a 1, sendo que valores mais próximos de 1 indicam uma distribuição mais equitativa das abundâncias das espécies, enquanto valores mais baixos representam uma distribuição desigual, com algumas espécies sendo mais dominantes do que outras. No caso do resultado obtido, 0,84 indica que a distribuição das abundâncias das espécies no ecossistema em questão apresenta um nível moderado de equitabilidade (Marguran, 2013)

A equitabilidade representa um componente indispensável na avaliação da diversidade biológica, pois expressa o grau de uniformidade na abundância relativa das espécies dentro de uma comunidade. Valores elevados de equitabilidade indicam um sistema equilibrado, no qual nenhuma espécie exerce dominância severa, permitindo maior eficiência no uso dos recursos naturais. Comunidades equilibradas são mais resilientes a perturbações ambientais e mantêm de forma contínua os serviços ecossistêmicos essenciais como ciclagem de nutrientes, polinização e regulação climática. Um estudo realizado em área de Caatinga, no Piauí, revelou que uma elevada equitabilidade ($J' \approx 0,84$) está associada a um estado fitossanitário e fenotípico estável, mostrando-se relevante para a gestão ambiental e a sustentabilidade desses ecossistemas (Santos et al., 2021).

De acordo com Oliver et al. (2019) comunidades com uma maior equitabilidade de espécies têm maior resiliência à invasão de espécies exóticas e maior estabilidade em termos de produtividade e decomposição de matéria orgânica.

Além disso, a equitabilidade também pode influenciar a resposta dos ecossistemas a perturbações. Em um estudo de Lefcheck et al. (2018), foi observado que a equitabilidade das espécies desempenha um papel crucial na manutenção da estabilidade funcional dos ecossistemas marinhos diante de eventos de perturbação, como ondas de calor.

Portanto, considerar a equitabilidade na avaliação da diversidade biológica é fundamental para compreender a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas. Essa perspectiva ajuda a direcionar esforços de conservação e manejo de forma a promover uma distribuição mais equitativa de espécies, o que contribui para a sustentabilidade ecológica e a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Souza, 2002).

De acordo com o resultado obtido no índice de Simpson (C) de 0,06 (tabela 2), indica uma baixa diversidade de espécies e uma alta dominância de uma. A baixa diversidade de espécies pode ter implicações para a estabilidade ecológica e o funcionamento do ecossistema. Estudos de Cardinale et al., (2012); Isbell et al., (2013) têm demonstrado que a perda de diversidade pode comprometer o desempenho de serviços ecossistêmicos, como a produção de biomassa, a ciclagem de nutrientes e a regulação de pragas. Além disso, a redução da diversidade de espécies pode aumentar a vulnerabilidade do ecossistema a perturbações e mudanças ambientais (Díaz et al., 2019).

O índice de Simpson varia de 0 a 1, sendo que valores mais próximos de 0 indicam uma maior dominância de algumas poucas espécies no ecossistema, enquanto valores mais próximos de 1 indicam uma distribuição mais equitativa das abundâncias das espécies. No caso do resultado obtido, 0,06 indica uma dominância significativa de algumas espécies no ecossistema em questão (Tabela 2) (Zinque et al 2023).

A baixa diversidade de espécies pode ser influenciada por diversos fatores, como pressões ambientais, alterações no habitat, introdução de espécies exóticas invasoras e perturbações humanas. Esses fatores podem afetar negativamente a riqueza de espécies e levar a uma maior dominância de algumas espécies no ecossistema (Souza,2002).

A importância de manter e promover a diversidade de espécies em ecossistemas, devido aos seus diversos benefícios, como a estabilidade do ecossistema, a resistência a perturbações, a prestação de serviços ecossistêmicos e a conservação da biodiversidade (Isbell et al., 2015). Portanto, é essencial compreender os fatores que influenciam a diversidade de espécies e adotar medidas de conservação e manejo adequadas para promover a recuperação e a sustentabilidade do ecossistema em questão. Essa dominância de algumas poucas espécies pode estar relacionada a diferentes fatores, como pressões ambientais e perturbações humanas, dentre outros casos.

Dessa forma, analisa-se que, embora a área estudada apresente elevada diversidade florística, a composição estrutural da comunidade é fortemente marcada pela dominância de algumas espécies, em especial *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Albizia pedicellaris*, *Lecythis sp.* e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, conforme evidenciado na Tabela 1.

Tabela 3: Lista de famílias botânicas encontradas na área de borda.

Família Botânica	Número de Indivíduos (N)	% do Total Identificado
Anacardiaceae	23	5.62%
Araliaceae	10	2.44%
Arecaceae	1	0.24%
Bignoniaceae	1	0.24%
Burseraceae	50	12.22%
Chrysobalanaceae	1	0.24%
Fabaceae	60	14.67%
Lecythidaceae	111	27.14%
Moraceae	20	4.89%
Peraceae	12	2.93%
Polygonaceae	13	3.18%
Rubiaceae	1	0.24%
Sapotaceae	1	0.24%
Urticaceae	3	0.73%
Indeterminada	102	24.94%
Total Geral	409	100.00%

A análise da composição familiar nesse ambiente permite inferir aspectos relevantes da diversidade florística presente em zonas de transição. Determinadas famílias apresentaram maior representatividade na borda, o que pode estar relacionado a características adaptativas específicas a condições ambientais mais instáveis, como maior luminosidade, variação térmica e exposição ao vento.

A expressiva presença da família Lecythidaceae na área de borda, com destaque para *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers como espécie mais frequente, pode ser atribuída a uma combinação de fatores ecológicos e biológicos que favorecem sua dominância nesse ambiente. Muitas espécies pertencentes à Lecythidaceae apresentam características heliófitas, demonstrando preferência por ambientes mais iluminados para seu pleno desenvolvimento. Essa condição edáfica favorece o crescimento de espécies com exigências nutricionais mais elevadas, como é o caso de diversos representantes dessa família (Menezes; Couto-Santos; Funch, 2017).

As espécies pioneiras e secundárias como algumas espécies da Lecythidaceae podem atuar como pioneiras ou espécies de sucessão secundária, que colonizam rapidamente áreas abertas ou perturbadas. A estrutura da vegetação de borda favorece essas espécies em comparação com a vegetação do interior da floresta. A Dispersão de Sementes das espécies

da Lecythidaceae, frequentemente possuem estratégias de dispersão de sementes que favorecem a colonização de áreas abertas. Por exemplo, a dispersão através da zoocoria, os animais que frequentam áreas de borda onde facilita a disseminação de sementes nessas regiões. Esses fatores, em conjunto, explicam a maior presença da família Lecythidaceae nas áreas de borda das florestas (Santos; Braga,2023).

6.2.Dados Fitossociológicos da área de borda

Por meio da Tabela 4, foram analisados os dados fitossociológicos obtidos na borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa. As zonas de borda constituem áreas ecologicamente relevantes por se localizarem na interface entre o ecossistema florestal e a matriz circundante, seja ela urbana, agrícola ou outro tipo de cobertura. Essa transição ambiental é caracterizada por alterações nas condições microclimáticas como maior incidência de luz solar, redução da umidade e variações térmicas que influenciam diretamente na composição florística, na estrutura da vegetação e na dinâmica ecológica local.

Os dados fitossociológicos registrados fornecem insights relevantes sobre a diversidade, abundância e distribuição das espécies vegetais na zona de transição florestal. Essas informações são essenciais para a compreensão dos processos ecológicos que ocorrem nesse ecótono e para a avaliação das respostas da vegetação às pressões ambientais e às intervenções humanas. Em fragmentos florestais fragmentados, as áreas de borda frequentemente exibem alterações estruturais e composicionais associadas ao aumento da iluminação, microclima alterado e distúrbios antrópicos, refletindo diretamente nas métricas de diversidade e distribuição observadas (Hending et al., 2023).

Tabela 4:Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de borda, João Pessoa ,PB, Brasil, Densidade absoluta (DAi); Dri = densidade relativa (%); Dominância absoluta (DoAi); DoRi = dominância relativa (%); Frequência absoluta (Fai); Frequência relativa (Fr%); Vli(Valor de importância).

Espécies	N	N de parcela que ocorrem	Área basal	Dai	Dri (%)	FAi(%)	FR(%)	DoAi	DoRi	Vi
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	29	3	0,34	116	7,09	15	2,08	1,36	2,75	11,92
<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	1	1	0,00	4	0,24	5	0,69	0,02	0,04	0,98
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr	1	1	0,00	4	0,24	5	0,69	0,02	0,03	0,97
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	6	1	0,12	24	1,47	5	0,69	0,47	0,96	3,12
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	4	2	0,13	16	0,98	10	1,39	0,52	1,05	3,42
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	2	1	0,10	8	0,49	5	0,69	0,40	0,80	1,98
<i>Cecropia cf. palmata</i> Willd.	3	2	0,11	12	0,73	10	1,39	0,45	0,91	3,03
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	3	3	0,12	12	0,73	15	2,08	0,48	0,96	3,78
<i>Coccoloba mollis</i> Casar	13	7	0,42	52	3,18	35	4,86	1,69	3,41	11,45
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	1	1	0,03	4	0,24	5	0,69	0,11	0,22	1,15
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	76	18	3,78	304	18,58	90	12,50	15,11	30,48	61,56
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	1	0,15	4	0,24	5	0,69	0,61	1,22	2,16
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	1	1	0,00	4	0,24	5	0,69	0,01	0,02	0,96
<i>Hymenaea courbaril</i> L	20	6	0,27	80	4,89	30	4,17	1,06	2,14	11,20
Indeterminada 1	10	5	0,19	40	2,44	25	3,47	0,77	1,56	7,47
Indeterminada 10	1	1	0,03	4	0,24	5	0,69	0,12	0,24	1,18
Indeterminada 11	1	1	0,04	4	0,24	5	0,69	0,16	0,31	1,25

Indeterminada 12	1	1	0,03	4	0,24	5	0,69	0,13	0,25	1,19
Indeterminada 13	2	2	0,04	8	0,49	10	1,39	0,15	0,30	2,18
Indeterminada 14	6	3	0,02	24	1,47	15	2,08	0,07	0,15	3,70
Indeterminada 15	7	1	0,07	28	1,71	5	0,69	0,27	0,55	2,96
Indeterminada 16	11	6	0,61	44	2,69	30	4,17	2,46	4,96	11,81
Indeterminada 17	4	3	0,40	16	0,98	15	2,08	1,59	3,20	6,26
Indeterminada 19	1	1	0,01	4	0,24	5	0,69	0,03	0,06	1,00
Indeterminada 2	9	2	0,27	36	2,20	10	1,39	1,07	2,16	5,75
Indeterminada 20	1	1	0,00	4	0,24	5	0,69	0,01	0,02	0,96
Indeterminada 3	4	2	0,20	16	0,98	10	1,39	0,79	1,60	3,96
Indeterminada 4	2	1	0,01	8	0,49	5	0,69	0,02	0,05	1,23
Indeterminada 5	7	5	0,08	28	1,71	25	3,47	0,34	0,68	5,86
Indeterminada 6	13	7	0,27	52	3,18	35	4,86	1,08	2,19	10,22
Indeterminada 7	6	4	0,10	24	1,47	20	2,78	0,40	0,81	5,06
Indeterminada 8	14	5	1,38	56	3,42	25	3,47	5,52	11,14	18,03
Indeterminada 9	2	1	0,01	8	0,49	5	0,69	0,06	0,12	1,30
<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	1	1	0,01	4	0,24	5	0,69	0,03	0,06	1,00
<i>Lecythis sp</i>	34	9	0,35	136	8,31	45	6,25	1,38	2,79	17,35
<i>Mangifera indica L</i>	11	3	1,34	44	2,69	15	2,08	5,37	10,84	15,61
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	12	3	0,13	48	2,93	15	2,08	0,53	1,06	6,08
<i>Pouteria sp</i>	2	2	0,06	8	0,49	10	1,39	0,22	0,45	2,33
<i>Protium giganteum Engl</i>	3	2	0,01	12	0,73	10	1,39	0,05	0,10	2,23
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	44	6	0,20	176	10,76	30	4,17	0,81	1,63	16,56
<i>Protium neglectum Swart</i>	3	2	0,01	12	0,73	10	1,39	0,04	0,08	2,21
<i>Schefflera morototoni</i>	10	2	0,04	40	2,44	10	1,39	0,17	0,35	4,18
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich	14	6	0,10	56	3,42	30	4,17	0,40	0,80	8,39
<i>Spondias mombin L</i>	8	4	0,64	32	1,96	20	2,78	2,55	5,15	9,88
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	4	4	0,17	16	0,98	20	2,78	0,67	1,36	5,11

TOTAL	409		12,40	1636	100	720	100	49,58	100	
-------	-----	--	-------	------	-----	-----	-----	-------	-----	--

As espécies que foram mais frequentes neste fragmento foram *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers representando 18,58% das espécies coletadas e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand representando 10,76%. A maior presença de espécies como *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers em áreas florestais de borda pode estar relacionada a suas características adaptativas e às condições ambientais específicas encontradas nesse tipo de ambiente.

Espécies mais generalistas ou com alto grau de plasticidade ecológica tendem a prosperar nessas condições, o que justifica a maior frequência e dominância relativa observada em determinadas famílias e gêneros vegetais ao longo da borda. Tais padrões refletem não apenas a resposta direta da vegetação às condições ambientais, mas também revelam os efeitos do gradiente de perturbação sobre a composição e estrutura da comunidade vegetal (Hending et al., 2023)

A *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, árvore típica dos trópicos, destaca-se não apenas por sua tolerância a solos úmidos, mas também por seu rápido crescimento, sobressaindo-se em áreas de borda florestal. Nessas zonas de transição, onde a luminosidade é mais intensa e as condições de umidade variam em relação ao interior da floresta, a espécie encontra condições ideais para prosperar. Estudos sobre regeneração natural em bordas de florestas tropicais, como o realizado na Reserva Biológica do Córrego Grande (Espírito Santo), revelaram que *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers é uma das espécies mais abundantes na camada de regeneração, aproveitando as condições alteradas do microclima e a maior disponibilidade de espaço e recursos (Gomes et al., 2022).

Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand, conhecida popularmente como almecegueira, é uma árvore arbórea de ampla distribuição em regiões tropicais e subtropicais da América do Sul. Apresenta excelente capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais, especialmente às características particulares das zonas de borda florestal, onde a luz solar é mais intensa e a densidade da vegetação é menor. Essas condições proporcionam um ambiente favorecido para seu estabelecimento e crescimento. Geralmente a *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand tende a apresentar maior concentração de indivíduos em

áreas com maior variação hídrica e maior exposição à luminosidade, evidenciando sua capacidade de tolerar e se beneficiar dessas condições de borda(Carvalho,2014).

As áreas de borda florestal oferecem oportunidades únicas para dispersão e colonização de espécies adaptadas a condições variáveis, especialmente aquelas que dependem de maior luminosidade para germinação e estabelecimento (Tabarelli; Lopes; Peres, 2008). A presença de clareiras e aberturas no dossel permite que a luz alcance o sub-bosque, estimulando a regeneração de espécies pioneiras que necessitam de ambientes mais iluminados em florestas tropicais fragmentadas indicam que os gradientes de luminosidade próximos às bordas promovem um incremento significativo na taxa de recrutamento de plântulas de espécies de estágios iniciais de sucessão, em comparação com o interior fechado da floresta. Essas condições favorecem a diversidade funcional das comunidades, ampliando o espectro de habitats disponíveis para a regeneração (De Melo et al., 2006).

O VI, o valor de importância das espécies fornece uma visão abrangente da estrutura da comunidade vegetal, identificando espécies-chave que desempenham papéis cruciais no ecossistema. A importância de se verificar o VI de um local, é porque permite identificar as espécies que exercem maior influência no funcionamento do ecossistema, orientando estratégias de conservação e manejo florestal. Na Tabela 4, analisamos que a *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers possuem um alto valor de importância, confirmando a dominância dessas espécies na área de borda, ou seja, a alta representatividade de *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers nos parâmetros fitossociológicos analisados confirma a dominância dessas espécies na área de borda. Esse padrão sugere que ambas apresentam elevada adaptabilidade às condições ambientais típicas dessa zona ecotonal, como maior luminosidade e variações microclimáticas. Sua dominância estrutural implica não apenas na ocupação significativa do espaço, mas também em influência direta sobre a dinâmica da vegetação local e os processos de sucessão ecológica (Gomes et al., 2022).

Tabela 5: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de borda, João Pessoa ,PB, Brasil.

Família	Espécie	N total de espécies	Área Basal Total
---------	---------	---------------------	------------------

ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	4	0,168
ANACARDIACEAE	<i>Mangifera indica</i> L.	11	1,34
ANACARDIACEAE	<i>Spondias mombin</i> L.	8	0,64
ARALIACEAE	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire.	10	0,043
ARECACEAE	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	1	0,026
BIGNONIACEAE	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1	0,152
BURSERACEAE	<i>Protium neglectum</i> Swart	3	0,01
BURSERACEAE	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	44	0,202
BURSERACEAE	<i>Protium giganteum</i> Engl.	3	0,012
CHRYSOLABANACEAE	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	1	0,002
FABACEAE	<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	1	0,008
FABACEAE	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr	1	0,004
FABACEAE	<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L.Rico	29	0,004
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	4	0,032
FABACEAE	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	3	0,118
FABACEAE	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	2	0,098
Indeterminada	Indeterminada 1	9	0,189
Indeterminada	Indeterminada 2	10	0,176
Indeterminada	Indeterminada 3	9	0,267
Indeterminada	Indeterminada 4	5	0,201
Indeterminada	Indeterminada 5	8	0,087
Indeterminada	Indeterminada 6	15	0,292
Indeterminada	Indeterminada 7	6	0,100
Indeterminada	Indeterminada 8	14	1,380
Indeterminada	Indeterminada 9	1	0,009
Indeterminada	Indeterminada 10	2	0,008
Indeterminada	Indeterminada 11	1	0,010
Indeterminada	Indeterminada 12	1	0,030
Indeterminada	Indeterminada 13	1	0,039
Indeterminada	Indeterminada 14	1	0,032
Indeterminada	Indeterminada 15	2	0,037
Indeterminada	Indeterminada 16	6	0,018
Indeterminada	Indeterminada 17	7	0,068
Indeterminada	Indeterminada 18	9	0,080
Indeterminada	Indeterminada 19	11	0,614
Indeterminada	Indeterminada 20	5	0,399
Indeterminada	Indeterminada 21	29	0,219
Indeterminada	Indeterminada 22	1	0,008
Indeterminada	Indeterminada 23	1	0,003
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	76	3,77
LECYTHIDACEAE	<i>Lecythis</i> sp	3	0,047
MORACEAE	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	14	0,099
MORACEAE	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	6	0,118
PERACEAE	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	12	0,131
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	13	0,423
RUBIACEAE	<i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	1	0,005
SAPOTACEAE	<i>Pouteria</i> sp	1	0,020
URTICACEAE	<i>Cecropia cf. palmata</i> Willd	3	0,112
TOTAL		409	11,84

A área basal total de uma comunidade florestal é definida como a soma das áreas basimétricas das árvores em uma determinada unidade de área (m^2/ha) e constitui um importante indicador da estrutura e biomassa de uma vegetação. Na área de borda analisada, observou-se uma área basal de $11,84 \text{ m}^2/\text{ha}$, evidenciando a presença de árvores de grande porte ou alto acúmulo de biomassa arbórea, o que impacta diretamente a dinâmica ecológica local.

Conforme os dados apresentados na Tabela 5, *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers apresentou a maior área basimétrica registrada na área de borda, totalizando $3,77 \text{ m}^2$. Esse valor indica uma expressiva presença da espécie nas parcelas amostradas, caracterizando-a como uma das espécies dominantes na composição florística local

Ainda com base nos dados da Tabela 4, observa-se a frequência de ocorrência das espécies nas parcelas amostradas na área de borda. A espécie *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers destacou-se por apresentar a maior frequência registrada, sendo encontrada em 18 das 20 parcelas analisadas. Esse resultado evidencia a ampla distribuição espacial da espécie nesse ambiente, reforçando seu papel como elemento dominante e ecologicamente relevante na estrutura florística da borda do fragmento.

A espécie *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers é uma espécie que aparece em 90% da área de borda, devido à sua adaptabilidade a condições de luz, temperatura e umidade mais variáveis, menor competição, facilidade de dispersão de sementes, e sua capacidade de regeneração e plasticidade fenotípica. Essas características permitem que a espécie prospere em ambientes de borda, desempenhando um papel importante na ecologia dessas áreas.

6.3 Interior

O interior de um fragmento florestal é caracterizado por ser uma região distante das bordas, com menor influência de fatores ambientais associados à transição entre a floresta e o ambiente externo. Essa área representa o núcleo do fragmento, onde as condições ecológicas podem ser mais estáveis e similares ao ambiente florestal original.

Tabela 6:: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de interior, João Pessoa ,PB, Brasil e seus Índices de diversidades: Índice de Shannon e Índice de Simpson.

Espécies	SOMÁTÓRIO DO ÍNDICE DE SHANNON	SOMÁTÓRIO DO ÍNDICE DE SIMPSON
<i>Bowdichia virgilioides Kunth</i>	0,11	0,001
<i>Paubrasilia echinata (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis</i>	0,15	0,003
<i>Libidibia ferrea (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz</i>	0,15	0,003
<i>Clitoria fairchildiana R.A.Howard</i>	0,12	0,001
<i>Coccoloba mollis Casar</i>	0,12	0,001
<i>Elaeis guineensis Jacq.</i>	0,15	0,003
<i>Eschweilera ovata (Cambess.) Mart. ex Miers</i>	0,33	0,054
Indeterminada 18	0,12	0,001
indeterminada 19	0,15	0,003
Indeterminada 2	0,02	0,000
indeterminada 20	0,04	0,000
Indeterminada 8	0,04	0,000
<i>Mangifera indica L.</i>	0,09	0,001
<i>Protium giganteum Engl.</i>	0,09	0,001
<i>Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand</i>	0,22	0,009
<i>Sorocea guilleminiana Gaudich.</i>	0,29	0,026
<i>Sorocea hilarii Gaudich.</i>	0,02	0,000
<i>Syzygium malaccense (L.) Merr. & L.M.Perry</i>	0,04	0,000
<i>abebuia roseoalba (Ridl.) Sandwith</i>	0,02	0,000
<i>Tapirira guianensis Aubl.</i>	0,17	0,004
TOTAL (S)	2,52	0,111

Tabela 7: Tabela com os cálculos dos índices de diversidade de interior, H' = índice de diversidade de Shannon da comunidade; J' = índice de equabilidade de Pielou; as ; C' = índice de Simpson.

Total de espécies	19
Índices de diversidade de Shannon (H')	2,52
Índice de Pielou (J),	0,85
Índice de Simpson (C)	0,111

Neste região foi encontrado 2,52 para o índice de Shannon. Esse valor indica uma diversidade moderadamente alta de espécies e a uma distribuição mais equitativa das abundâncias de espécies na área ou comunidade em análise levando em consideração o tamanho do fragmento utilizado para obter esses dados.

O índice de equitabilidade de Pielou obtido para a área analisada foi de 0,85, valor considerado elevado dentro da escala que varia de 0 a 1. Esse resultado indica que a distribuição dos indivíduos entre as diferentes espécies ocorre de maneira relativamente homogênea, sem grandes desigualdades de abundância. A proximidade com o valor máximo sugere uma estrutura comunitária equilibrada, na qual as espécies apresentam representatividade semelhante, o que pode refletir condições ambientais estáveis e baixa dominância de grupos específicos. Uma distribuição equitativa das abundâncias das espécies é importante para a estabilidade dos ecossistemas. Quando as espécies estão presentes em quantidades semelhantes, há uma maior interação entre elas e uma melhor utilização dos recursos disponíveis. Quando as espécies compartilham o ambiente em proporções semelhantes, ou seja, quando há maior uniformidade na abundância relativa, os processos ecológicos tendem a ser mais equilibrados. Essa distribuição mais equitativa favorece interações positivas entre as espécies e promove um uso mais eficiente dos recursos disponíveis no ecossistema. Como resultado, a comunidade vegetal torna-se mais resiliente frente a distúrbios ambientais, como períodos de seca ou alterações no regime climático. Além disso, essa organização contribui significativamente para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, reforçando a importância de conservar não apenas a riqueza, mas também a equitabilidade das espécies. Esse equilíbrio dificulta a ascensão de espécies dominantes, reduzindo o impacto de perturbações e fortalecendo a capacidade do ecossistema de resistir e se recuperar frente a mudanças ambientais. Além disso, a presença de uma distribuição uniforme contribui para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos essenciais (Wang et al., 2021).

Tabela 8: Lista de famílias das espécies identificadas em áreas de interior. N= Quantidade de espécies

Família	N
ANACARDIACEAE	20
ANNONACEAE	3

ARECACEAE	11
BIGNONIACEAE	1
BURSERACEAE	27
Indeterminada	3
LECYTHIDACEAE	60
FABACEAE	51
MORACEAE	33
MYRTACEAE	2
POLYGONACEAE	8
Total geral	219

Na tabela 8 pode-se analisar que a família com mais indivíduos indentificados foram as famílias Lecythidaceae e Fabaceae. A predominância de Lecythidaceae e Fabaceae nas áreas interiores das florestas pode ser atribuída a uma combinação de adaptações ecológicas, estratégias de dispersão e reprodução, interações simbióticas, pressões evolutivas e competitivas. Muitas espécies dessas famílias demonstram adaptações eficazes às condições de luminosidade reduzida características do sub-bosque em florestas tropicais. Apesar do dossel fechado reduzir drasticamente a quantidade de luz disponível, muitas espécies sub-bosque demonstram notável capacidade de sobreviver e até prosperar nessas condições de baixa irradiância. Essas plantas desenvolvem adaptações funcionais, como o aproveitamento de breves jatos de luz ("sunflecks") e modificações anatômicas e fisiológicas que otimizam a captação e conversão da energia luminosa. Essas estratégias não apenas sustentam seu desempenho em ambientes sombreados, mas também contribuem para a estabilidade e persistência da comunidade vegetal (Prado Júnior et al., 2015).

As áreas interiores das florestas frequentemente têm maior umidade e solos ricos em nutrientes, condições que favorecem o crescimento dessas espécies. Lecythidaceae e Fabaceae podem ter adaptações específicas para explorar esses solos e competir eficazmente nessas condições.

As famílias Burseraceae e Moraceae apresentaram alta representatividade na área de interior, destacando-se espécies como *Protium* (Burseraceae) que exibem notável adaptabilidade a condições de sombra e elevada umidade. Esse desempenho pode ser atribuído às suas estratégias fisiológicas para prosperar no sub-bosque florestal.

6.4 Dados Fitossociológicos da área de Interior

Na Tabela 9 observamos os dados fitossociológicos coletados na área de interior de um fragmento florestal.

Tabela 9: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de interior, João Pessoa ,PB, Brasil, Densidade absoluta (DAi); DR = densidade relativa (%); Dominância absoluta (DoAi); DoRi = dominância relativa (%); Frequência absoluta (FAi);FRi=frequência relativa; VI = valor de importância das espécies.

Espécies	N	N de parcelas que ocorre	Área basal	Dai	Dri (%)	FAi(%))	FR(%))	DoAi	DoRi	Vi
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunt h	7	5	0,051	28	3,20	25	6,76	0,205	0,65	10,60
<i>Paubrasilia echinata</i>	23	9	0,226	44	5,02	10	2,70	0,436	1,38	9,11
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	8	2	0,607	32	3,65	10	2,70	2,427	7,68	14,04
<i>Coccoloba mollis</i> Casar	8	6	0,045	32	3,65	30	8,11	0,181	0,57	12,33
<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	11	2	0,234	44	5,02	10	2,70	0,935	2,96	10,68
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	51	14	1,950	204	23,29	70	18,92	7,799	24,68	66,89
Indeterminada 18	8	2	1,689	32	3,65	10	2,70	6,756	21,38	27,74
indeterminada 19	12	4	0,135	48	5,48	20	5,41	0,539	1,71	12,59
Indeterminada 2	1	1	0,027	4	0,46	5	1,35	0,107	0,34	2,15
indeterminada 20	2	1	0,065	8	0,91	5	1,35	0,261	0,82	3,09
Indeterminada 8	2	1	0,012	8	0,91	5	1,35	0,048	0,15	2,42

<i>Mangifera indica</i> <i>L</i>	6	3	1,794	24	2,74	15	4,05	7,177	22,71	29,51
<i>Protium</i> <i>giganteum Engl</i>	6	2	0,044	24	2,74	10	2,70	0,174	0,55	5,99
<i>Protium</i> <i>heptaphyllum</i> (Aubl.) <i>Marchand</i>	21	7	0,13 0	84	9,59	35	9,46	0,520	1,65	20,6 9
<i>Sorocea</i> <i>guilleminiana</i> <i>Gaudich</i>	35	7	0,577	140	15,98	35	9,46	2,306	7,30	32,74
<i>Sorocea hilarii</i> <i>Gaudich</i>	1	1	0,014	4	0,46	5	1,35	0,056	0,18	1,99
<i>Syzygium</i> <i>malaccense</i>	2	1	0,007	8	0,91	5	1,35	0,030	0,09	2,36
<i>Tabebuia</i> <i>rosealba</i>	1	1	0,015	4	0,46	5	1,35	0,059	0,19	1,99
<i>Tapirira</i> <i>guianensis Aubl.</i>	14	5	0,279	56	6,39	25	6,76	1,117	3,53	16,68
TOTAL	21 9		7,900	876	100	370	100	31,60 1	100	

A uniformidade observada na área sugere uma distribuição relativamente equilibrada da abundância entre as espécies arbóreas. Ainda assim, algumas espécies se destacam por sua representatividade, como *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, responsável por 23,29% do total de indivíduos, seguida por *Sorocea guilleminiana* Gaudich (15,98%) e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand (9,59%), indicando pouca dominância dessas espécies em relação às demais na comunidade amostrada.

As espécies *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, *Sorocea guilleminiana* e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand compartilham de algumas características ecológicas e funcionais que lhes permitem prosperar no interior de florestas ombrófilas densas. Essas três espécies são comumente encontradas no interior de florestas ombrófilas densas, onde a luminosidade é reduzida pela cobertura do dossel e solo úmido. Elas possuem adaptações que lhes permitem prosperar sob baixa irradiância, como folhas largas e finas que otimizam a captação de luz difusa, além de crescimento lento e persistente.

As espécies *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers (66,89), *Sorocea guilleminiana* (32,74) e *Mangifera indica* L (29,51) destacaram-se com altos Valores de

Importância (VI) no interior do fragmento, através desses dados podemos observar o seu papel essencial na estabilidade ecológica dessa área mais protegida e menos influenciada pelo ambiente externo. *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers, é uma espécie nativa bem adaptada a zonas de menor luminosidade, exerce um papel fundamental ao sustentar a estrutura ecológica do fragmento, permitindo a presença de outras espécies (Gomes et al, 2022). Da mesma forma, *Sorocea guillemiana* contribui para a manutenção da diversidade local, pois prospera nas condições úmidas e sombreadas que caracterizam o interior, ajudando a preservar o equilíbrio ecológico (Caldeira et al, 2022) . Já *Mangifera indica* L, apesar de exótica, demonstrou uma presença significativa, mostrando-se capaz de competir e se estabelecer nesse ambiente protegido. Sua presença chama atenção para a importância de monitorar espécies não nativas e seus possíveis impactos na regeneração das plantas locais. Assim, essas três espécies contribuem de maneira distinta para a complexidade e resiliência do ecossistema na área interna do fragmento.

A Tabela 10 apresenta a lista das espécies arbóreas registradas na área de interior do Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão. Foram reunidas informações referentes ao somatório da Circunferência à Altura do Peito (CAP), Diâmetro à Altura do Peito (DAP) e área basal total de cada espécie, permitindo uma análise quantitativa detalhada da estrutura da vegetação nessa porção do fragmento florestal. Esses parâmetros são fundamentais para avaliar a dominância e o papel funcional das espécies no interior do fragmento, caracterizado por menores níveis de perturbação e maior estabilidade ambiental. A partir desses dados, é possível identificar as espécies de maior relevância ecológica e estrutural, bem como compreender padrões de distribuição e contribuição para a manutenção da biodiversidade local.

Ao observar a tabela 10, a área basal da área interna do fragmento auxilia não apenas em destacar espécies dominantes estruturalmente, mas também em avaliar padrões de densidade e biomassa, elementos indispensáveis para compreender a dinâmica e sustentabilidade dos remanescentes florestais. A área basal, além de ser útil na caracterização da estrutura da comunidade vegetal, a área basal desempenha papel crucial na estimativa de estoque de carbono e produtividade da floresta. Giles et al. (2024) demonstram que a área basal, associada à heterogeneidade estrutural, constitui um dos melhores indicadores para

avaliar o estado ecológico de florestas em processo de regeneração, especialmente em regiões tropicais submetidas a perturbações.

Tabela 10: Lista de Espécies Encontradas no Refúgio de Vida Silvestre Benjamim Maranhão área de interior, João Pessoa ,PB, Brasil, Números de espécies estudadas e Área Basal Total.

Família	Espécie	N total de espécies	Área Basal total
ANACARDIACEAE	<i>Mangifera indica L</i>	6	1,794
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis Aubl.</i>	14	0,28
BIGNONIACEAE	<i>Tabebuia roseoalba (Ridl.) Sandwith</i>	1	0,015
BURSERACEAE	<i>Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand</i>	14	0,077
BURSERACEAE	<i>Protium giganteum Engl</i>	6	0,043
FABACEAE	<i>Clitoria fairchildiana R.A.Howard</i>	8	0,607
FABACEAE	<i>Paubrasilia echinata</i>	11	0,11
FABACEAE	<i>Bowdichia virgilioides Kunth</i>	7	0,052
FABACEAE	<i>Paubrasilia echinata (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis</i>	12	0,118
Indeterminada	Indeterminada 2	1	0,027
Indeterminada	Indeterminada 8	2	0,012
Indeterminada	Indeterminada 18	8	1,689
Indeterminada	indeterminada 19	11	0,106
LECYTHIDACEAE	<i>Eschweilera ovata (Cambess.) Mart. ex Miers</i>	35	1,291
MORACEAE	<i>Sorocea hilarii Gaudich</i>	1	0,014
MORACEAE	<i>Sorocea guilleminiana Gaudich</i>	4	0,036
MYRTACEAE	<i>Syzygium malaccense (L.) Merr. & L.M. Perry</i>	2	0,007
POLYGONACEAE	<i>Coccoloba mollis Casar</i>	8	0,045
Total		151	6,323

A análise da área basal total do interior do fragmento, somou 6,323 m²/ha, revela que algumas espécies exercem papel destacado na estrutura física da floresta, refletindo seu porte, biomassa e influência na competição por luz, água e nutrientes. Dentre as espécies identificadas, *Mangifera indica L* apresentou o maior valor absoluto de área basal (1,794 m²/ha), seguida por *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers (1,291 m²/ha), e por uma espécie indeterminada (Indeterminada 18), que também contribuiu significativamente com 1,689 m²/ha.

A espécie nativa *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers destaca-se não apenas pela frequência de indivíduos, mas também por seu volume expressivo, o que reforça seu

papel como componente estrutural chave da vegetação. Por outro lado, *Mangifera indica* L, apesar de exótica, apresentou o maior valor de área basal individual, chamando atenção para a necessidade de monitoramento quanto à sua influência no ecossistema. Já a presença significativa de espécies indeterminadas com altos valores de área basal evidencia a necessidade de aprofundamento na identificação taxonômica, considerando sua relevância estrutural para o fragmento.

Além disso, essas espécies apresentam estratégias de dispersão de sementes que são altamente eficazes no contexto de florestas ombrófilas. *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, por exemplo, produzem frutos carnosos que são dispersos por animais frugívoros, como aves e mamíferos, que são abundantes nesses ecossistemas.

Outra característica comum entre essas espécies é a presença de compostos secundários em suas folhas e cascas, que fornecem defesa contra herbivoria e patógenos. As resinas aromáticas produzidas por *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand, pertencente à família Burseraceae, apresentam forte atividade antimicrobiana e antibiofilme, evidenciando seu caráter defensivo em contextos ecológicos. De acordo com Mendes et al. (2019) por exemplo, o óleo essencial da resina mostrou-se eficaz contra sua citotoxicidade em uma linhagem celular de câncer de mama (MCF-7), diante disto, reforçamos o potencial funcional dessas substâncias como mecanismos de defesa natural da planta. A *Sorocea guillemiana* também produz uma gama de compostos secundários que contribuem para sua resistência a pragas e doenças (Figueiredo et al, 2020).

As espécies arbóreas que compõem o sub-bosque de florestas ombrófilas densas com frequência produzem compostos secundários com propriedades repulsivas a herbívoros. Essas moléculas que incluem taninos, flavonoides e outras substâncias fenólicas são reconhecidas por reduzir a herbivoria ao dificultar a alimentação ou digeribilidade dos tecidos vegetais e retardar o desenvolvimento de insetos (Coley; Barone, 1996).

As florestas ombrófilas densas são ecossistemas caracterizados por alta biodiversidade, umidade constante e baixa luminosidade no sub-bosque, o que resulta em

uma elevada pressão de herbivoria e incidência de patógenos devido à alta densidade de espécies vegetais e à abundância de insetos e microorganismos. Espécies arbóreas que produzem compostos secundários, como alcaloides, terpenoides, fenóis e resinas, conseguem minimizar os danos causados por herbívoros e infecções, permitindo uma alocação mais eficiente de recursos para crescimento e reprodução (Figueiredo et al, 2020).

Em florestas densas, a competição por recursos como luz, água e nutrientes é intensa. A capacidade de evitar danos por herbivoria e patógenos permite que as plantas direcionem mais recursos para processos vitais, em vez de para a reparação de danos. Isso resulta em maior vigor, melhor crescimento e maior sucesso reprodutivo (Stamp, 2003).

A presença de compostos químicos repelentes de pragas é frequentemente um resultado da seleção natural, onde indivíduos menos suscetíveis a herbivoria têm maior probabilidade de sobreviver e reproduzir-se. Ao longo do tempo, isso resulta em uma maior frequência de alelos associados à produção desses compostos na população (Agrawal, 2007).

Já na área de borda as espécies mais frequente foram: *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand e *Lecythis* sp. A *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers é conhecida pela sua robustez e longevidade, por esse motivo suporta melhor a influência dos impactos antrópicos causados na borda, a e *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand é caracterizada pela produção de resinas que possuem propriedades antimicrobianas e repelentes de herbívoros, uma adaptação crucial para a sobrevivência em ambientes competitivos e ricos em diversidade biológica por isso, ela consegue se adaptar tão bem tanto na área de interior, quanto na borda.

6.5 Índice de Sorensen

Tabela 11: Tabela com o resultado dos cálculos do índice de Sorensen.

Áreas	Índice de Sorensen
Borda versus Interior	0,45
Área	Número total de espécies
Borda	44
Interior	22
Áreas	Número de espécies em comum
Borda versus Interior	15

Na tabela 11 observou-se um resultado de 0,45 o que sugere que as duas comunidades estudadas possui aproximadamente 45% das espécies na qual foram identificadas em uma área são compartilhadas com a outra área. Uma similaridade de 45% indica que as duas áreas compartilham uma proporção significativa, mas não total, de suas espécies. Isso sugere que há uma sobreposição moderada na composição das espécies entre as duas áreas.

De acordo com o estudo de Corsini, 2014 sobre fragmentos florestais no nordeste de Minas Gerais por exemplo, utilizaram o índice de Sorensen para explorar agrupamentos florísticos, indicando que, mesmo em fragmentos próximos, a similaridade pode variar amplamente, reorganizando a composição das fisionomias e evidenciando transições florísticas dentro da mesma paisagem. Essa variabilidade destaca como fatores locais, como tipo de solo, perturbação e conectividade, podem moldar a composição florística com gradações intermediárias de similaridade.

Assim, o valor encontrado reforça a percepção de que as áreas de borda e interior compartilham parte da flora, mas ao mesmo tempo mantêm singularidades ecológicas. Essas distinções estruturais são cruciais para compreender a resiliência e a dinâmica regenerativa da vegetação, além de auxiliar no planejamento de ações conservacionistas que visem manter tanto a diversidade interna quanto os elementos exclusivos de cada ambiente.

Outro dado importante a ser mencionado é a quantidade de espécies que são encontradas apenas em uma das áreas, sendo ela de borda e área do interior. Em área de borda temos as seguintes espécies: *Albizia pedicellaris* (DC.) L.Rico, *Alseis pickelii* Pilg. & Schmale, *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr, *Artocarpus heterophyllus* Lam, *Cecropia cf. palmata* Willd, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos, *Hirtella racemosa* Lam, *Inga rubiginosa* (Rich.) DC., *Pogonophora schomburgkiana* Miers ex Benth., *Pouteria sp*, *Protium neglectum* Swart, *Schefflera morototoni*, , *Spondias mombin* L.

Essas espécies demonstram uma alta plasticidade ecológica, permitindo-lhes prosperar em uma ampla variedade de condições ambientais dentro das florestas tropicais, desde áreas de sub-bosque sombreado até clareiras com maior incidência de luz solar. Por exemplo, espécies como *Cecropia cf. palmata* e *Schefflera morototoni* são pioneiras e adaptadas a condições de alta luminosidade em clareiras florestais, enquanto outras como

Hirtella racemosa Lam e *Inga rubiginosa* (Rich.) DC. são mais comuns em áreas sombreadas do sub-bosque (Chazdon, 2012).

A maioria dessas espécies possui estratégias eficientes de dispersão de sementes, muitas das quais são adaptadas para a zoocoria, ou dispersão por animais. Espécies como *Artocarpus heterophyllus* Lam. (jaca) e *Spondias mombin* L (cajá) produzem frutos grandes e carnosos que atraem uma variedade de frugívoros, facilitando a dispersão a longas distâncias (XU, 2023). Essa dispersão eficiente permite que essas espécies colonizem novas áreas rapidamente após distúrbios florestais, contribuindo para a regeneração da floresta.

As adaptações morfológicas dessas espécies incluem uma variedade de formas e estruturas de folhas, cascas e sistemas radiculares que lhes permitem maximizar a captura de luz, resistir a estresses ambientais e competir eficazmente por recursos (Maynard, D. S. et al. 2022).

Por exemplo, *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (ipê-roxo) possui madeira densa e resistente, adaptada a condições de seca e à competição intensa por luz (HILL et al., 2019). *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr (Gitaí) apresenta uma madeira de alta densidade, conferindo-lhe resistência a ventos fortes e permitindo-lhe suportar a competição intra-específica (Lorenzi, 2002). É importante observar a grande resistência dessas espécies, por isto, essas espécie aparecem com frequência ao longo de toda a borda do fragmento estudado.

Já na área de interior as espécies *Andira nitida*, *Annona salzmännii*, *Paubrasilia echinata*, *Sorocea hilarii* Gaudich, *Swartzia pickelii* Killip ex Ducke, *Syzygium malaccense*, *Tabebuia roseoalba*, não foram encontradas na área de borda, apenas no interior do fragmento estudado.

Portanto, a distribuição dessas espécies dentro do fragmento estudado sugere que, mesmo em um ambiente urbano, ainda persistem zonas de interior com características ecológicas suficientemente conservadas para sustentar populações dessas espécies mais exigentes. Esses resultados evidenciam a importância de estratégias de manejo que minimizem os efeitos de borda e promovam a conectividade e resiliência dos remanescentes florestais urbanos.

Dessa forma, a distribuição observada entre as áreas de borda e interior reflete a importância das características ecológicas e fisiológicas das espécies arbóreas, bem como sua

capacidade de adaptação a diferentes microambientes dentro do fragmento. O padrão identificado evidencia a relevância de estratégias de conservação que considerem a heterogeneidade ambiental e busquem preservar tanto as zonas marginais quanto os núcleos mais conservados do fragmento. Lorenzi (2002) descreve algumas dessas espécies como sensíveis ao sombreamento parcial e à competição por espaço, o que reforça sua preferência por áreas menos expostas a distúrbios.

A conservação dessas espécies é vital para a manutenção da biodiversidade e da resiliência dos ecossistemas florestais. A presença de *Paubrasilia echinata* Lam, uma espécie ameaçada de extinção e símbolo da flora brasileira, destaca a importância de esforços de conservação (MMA, 2014).

7. CONCLUSÃO

Com base nos dados apresentados, podemos concluir que as áreas de borda demonstram uma maior riqueza e diversidade de espécies em comparação com o interior do fragmento florestal estudado. Após a análise, a área de borda abriga mais espécies do que o interior do fragmento sugere-se que há uma influência significativa da estrutura e dinâmica das bordas.

Do ponto de vista da organização das comunidades, a borda apresentou maior diversidade ($H' = 3,20$) e equabilidade moderada ($J = 0,84$), enquanto o interior mostrou diversidade menor ($H' = 2,52$) porém com distribuição de abundâncias também elevada e levemente superior ($J \approx 0,86$). Os baixos valores de Simpson ($C \approx 0,06$ na borda e $0,11$ no interior) convergem para um cenário de dominância pouco acentuada, ou seja, sem “monoculturas” ecológicas, o que tende a favorecer a estabilidade de processos ecológicos. Em conjunto, esses índices sugerem que a borda oferece maior heterogeneidade de nichos (mais espécies convivendo), ao passo que o interior mantém uma comunidade relativamente bem distribuída entre as espécies presentes.

Na borda, espécies como *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand e *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers alcançam altos valores estruturais/fitossociológicos e ajudam a “amarrar” a arquitetura florestal nas zonas mais iluminadas e variáveis do fragmento. Já no interior, *Eschweilera ovata* (Cambess.) Mart. ex Miers e *Sorocea*

guilleminiana Gaudich despontam como pilares da comunidade, ao lado de *Mangifera indica* L onde a presença, embora relevante estruturalmente, demanda atenção de manejo por ser exótica e potencialmente competitiva na regeneração.

Levando em consideração a análise dos dois ambientes indicou uma sobreposição florística moderada (Sorensen = 0,45), onde houve quinze espécies compartilhadas, mas cada ambiente mantém um conjunto próprio que responde às condições microclimáticas e de perturbação típicas de borda e interior. No entanto, a menor diversidade observada no interior do fragmento pode ser resultado de fatores como competição intraespecífica por recursos limitados, menor disponibilidade de luz solar direta e variações na umidade do solo.

Portanto, é importante reconhecer que as áreas de borda na manutenção da biodiversidade e na promoção de uma paisagem ecologicamente saudável. Estudos futuros podem se concentrar em investigar mais a fundo os mecanismos responsáveis pela dinâmica das comunidades vegetais nas áreas de borda e interior, tendo em vista o aprimoramento de estratégias de conservação e manejo de ecossistemas fragmentados.

Os resultados ressaltam a importância de estratégias de manejo e conservação específicas para áreas urbanas, incluindo a criação de corredores ecológicos e a proteção de ambos os ambientes de borda e interior. A manutenção desses fragmentos contribui não apenas para a biodiversidade, mas também para a melhoria da qualidade ambiental urbana. Estudos como este são fundamentais para subsidiar políticas públicas e reforçar a relevância da vegetação nativa em centros urbanos.

8. REFERÊNCIAS

AGRAWAL, A. A. Macroeolution of plant defense strategies. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 22, n. 2, p. 103–109, 2007.

AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. B. Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005. 256 p.

ARMSWORTH, P. R. et al. Allocating resources for land protection using continuous optimization: biodiversity conservation in the United States. *Ecological Applications*, v. 30, n. 6, p. e02118, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/eap.2118>>. Acesso em: 7 set. 2024.

ASSIS, L. S. et al. (org.). *Manejo de fragmentos florestais degradados*. Campinas: The Nature Conservancy, 2019.

BARBOSA, M. R. V. Estudo florístico e fitossociológico da Mata do Buraquinho, remanescente de Mata Atlântica em João Pessoa, PB. 1996. 143 f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 22 dez. 2006.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 25 maio 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/mata-atlantica>>. Acesso em: 1 jun. 2022.

BRUDVIG, L. A. et al. Landscape connectivity promotes plant biodiversity spillover into non-target habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 17, p. 4401–4406, 2009.

CALDEIRA, N. et al. Atlantic Forest recovery after long-term eucalyptus plantations: The role of zoochoric and shade-tolerant tree species on carbon stock. *Floresta e Ambiente*, 2022

CAMPOS, R. J. A importância das áreas verdes no espaço urbano contemporâneo. *Revista Thêma et Scientia*, v. 15, n. 1E, jan./jun. 2025. Edição Especial Arquitetura e Urbanismo. ISSN 2237-843X.

CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature11148>.

CARVALHO, P. E. R. *Espécies Arbóreas Brasileiras. Vol. 2 – Protium heptaphyllum (Aubl.) Marchand*. Colombo: Embrapa Florestas, 2014.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

COLEY, P. D.; BARONE, J. A. Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 27, p. 305–335, 1996.

CORTEZ, H. Fragmentação florestal está mudando a forma das árvores amazônicas. Amazônia, 15 dez. 2023. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2023/12/15/fragmentacao-florestal-esta-mudando-a-forma-das-arvores-amazonicas/>>. Acesso em: 7 out. 2024.

CORSINI, C. R. et al. Diversidade e similaridade de fragmentos florestais nativos situados na região nordeste de Minas Gerais. *Cerne*, v. 20, n. 4, p. 607–620, 2014.

COSTA-LIMA, J. L. et al. Flora da Reserva Biológica Guaribas, Estado da Paraíba. *Hoehnea*, v. 45, n. 1, p. e20200108, 2018. DOI: 10.1590/2236-8906-90/2018.

DUARTE, B. E. S. Os sistemas de abastecimento d'água da Grande João Pessoa e a espacialização das áreas abastecidas. 2016. 54 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016.

DÍAZ, S. et al. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, v. 366, n. 6471, 2019.

DIDHAM, R. K. et al. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. *Oikos*, v. 125, n. 2, p. 161–170, 2016.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487–515, 2003.

FIGUEIREDO, F F.; Cechinel Filho, V.; Damazo, AS; Arunachalam, K.; Colodel, EM; Ribeiro, M.; Venturini, CL; Oliveira, DM; Machado, MTM; Pavan, E. *Sorocea guilleminiana* Gaudich.: Atividade Cicatrizante de Feridas, Mecanismos de Ação e Caracterização Química da Infusão de Folhas. *J. Etnofarmacol.* 2020

GILES, A. L. et al. Simple ecological indicators benchmark regeneration success. *Nature Communications*, 2024

GOMES, J. S. et al. Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de Floresta Atlântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Rodriguésia*, v. 60, n. 2, p. 295–310, 2009.

GOMES, L. P. et al. Growing at the forest edges: how natural regeneration develops under fragmentation. *Biogeosciences and Forestry*, 2022.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>>. Acesso em: 12 set. 2024.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005.

HENDING, D. et al. Forest fragmentation and its associated edge-effects reduce tree species diversity, size, and structural diversity in Madagascar's transitional forests. *Biodiversity and Conservation*, v. 32, p. 3329–3353, 2023.

IBF. O que é DAP de uma árvore? Descubra a sua importância. Instituto Brasileiro de Florestas, 2024. Disponível em: <<https://www.ibflorestas.org.br>>. Acesso em: 7 out. 2024.

ISBELL, F. et al. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 108, n. 1, p. 11911–11916, 2013.

ISBELL, F. et al. Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. *Nature*, v. 526, n. 7574, p. 574–577, 2015.

JANSEN, P. A.; BONGERS, F.; HEMERIK, L. Seed mass and mast seeding enhance dispersal by a neotropical scatter-hoarding rodent. *Ecological Monographs*, v. 74, n. 4, p. 569–589, 2004.

JUVANHOL, R. S. et al. O caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul: análise da estrutura paisagística para subsidiar estratégias de restauração e conectividade ecológica. *Floresta e Ambiente*, v. 18, 2011.

KREBS, C. J. *Ecological methodology*. New York, Harper & Row Publishers. 1989.

LEFCHECK, J. S. et al. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications*, v. 9, n. 1, p. 1–9, 2018.

LONGO, Regina Márcia; SILVA, Alessandra Leite da; CARVALHO, Marcela Merides; RIBEIRO, Admilson Írio. Métricas da paisagem e qualidade ambiental nos remanescentes florestais do Ribeirão Quilombo em Campinas/SP. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 34, n. 1, e71899, jan.–mar. 2024. DOI: 10.5902/1980509871899.

LORENZI, H. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2002. v. 1.

MAGURRAN, A. E. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 2013.

MARIANO, GVP; BARBOZA, FS; BRITO, AP; OLIVEIRA JÚNIOR, VD; SANTOS, AFC; PADILHA, RC; SOUZA, FMS; SILVA JUNIOR, WO; ROCHA, EC; VALE, VS Edge effect in Cerrado Seasonal Semideciduous Forests. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 34, n. 2, e67155, p. 1-17, 2024. DOI 10.5902/1980509867155. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509867155>

MAYNARD, D. S. et al. Global relationships in tree functional traits. *Nature Communications*, v. 13, 2022.

MENEZES, I. S.; COUTO-SANTOS, A. P. L.; FUNCH, L. S. The influence of El Niño and edge effects on the reproductive phenology and floral visitors of *Eschweilera tetrapetala* Mori (Lecythidaceae), an endemic species of the Atlantic Forest of northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 32, 2017.

- MMA. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Flora Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 dez. 2014.
- MOREIRA, L. H. L.; SOARES, R. L.; BARBOSA, M. R. V. Flora da Mata do Buraquinho, João Pessoa, Paraíba: Orchidaceae. Rodriguésia, v. 71, p. e00362018, 2020.
- MOREIRA, A. et al. Estrutura da resina aromática em espécies de Burseraceae associada à resistência fúngica. Anais da Sociedade Botânica do Brasil, 2020.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.
- MÜELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. Aims and Methods of Vegetation Ecology. New York: Wiley, 1974.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in Ecology & Evolution, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- OLIVER, T. H. et al. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. Trends in Ecology & Evolution, v. 30, n. 11, p. 673–684, 2015.
- PEREIRA GOMES, L. et al. Growing at the forest edges: how natural regeneration develops under fragmentation. *iForest*, 2022.
- PINHEIRO, Paula Fernanda Viegas. *Fragmentação florestal em áreas protegidas na Amazônia Maranhense e conservação da biodiversidade*. 2019. 150 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.
- PRADO JÚNIOR, José et al. Functional leaf traits of understory species: strategies to tolerate shade and low light. *Brazilian Journal of Biology*, 2015. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/bjb/a/5CvCzftdnb5q4ymLHv8GWj/>. Acesso em: 19 ago. 2025.
- SANTOS, D. L. S. et al. Composição florística e índice de diversidade como método de transição inicial para agrofloresta na Caatinga. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 12, n. 10, p. [---], out. 2021.
- SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plants in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany*, v. 90, n. 4, p. 517–524, 2002.
- SHANAHAN, D. F. et al. The health benefits of urban nature: how much do we need? *BioScience*, v. 66, 2016.

SILVA, Nélcio Domingos da. *Tamanho da área amostral e fitossociologia da vegetação arbórea regenerante em fragmento de floresta atlântica em Pernambuco, Brasil*. 2018. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, 2018.

SILVEIRA, E. Desmatamento desacelera na Mata Atlântica, mas fragmentação aumenta. América do Sul, 3 jul. 2024. Disponível em: <<https://brasil.mongabay.com/2024/07/desmatamento-desacelera-na-mata-atlantica-mas-fragmentacao-aumenta/>>. Acesso em: 7 out. 2024.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da composição florística de uma floresta. *Revista Árvore*, v. 26, n. 5, p. 549–558, 2002.

SOUZA, J. F.; SILVA, R. M.; SILVA, A. M. Influência do uso e ocupação do solo na temperatura da superfície: o estudo de caso de João Pessoa, PB. *Ambiente Construído*, v. 16, p. 21–37, 2016.

SUDEMA. Superintendência de Administração do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://sudema.pb.gov.br/>>. Acesso em: jun. 2022.

STAMP, N. Out of the quagmire of plant defense hypotheses. *The Quarterly Review of Biology*, v. 78, n. 1, p. 23–55, 2003.

TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, p. 471–493, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>.

VIANA, G. História do JBBM. Não publicado. 2011.

VOLTOLINI, Júlio César; WLUDARSKI, Anahí; SILVA, Izabel da. Estrutura da vegetação na borda e interior de um fragmento florestal pequeno em área urbana. *Revista Biociências, [S. l.]*, v. 15, n. 2, 2010. Disponível em: <https://periodicos.unitau.br/biociencias/article/view/1006>. Acesso em: 15 ago. 2025.

WANG, X-Y. et al. Evenness alters the positive effect of species richness on community drought resistance via changing complementarity. *Ecological Indicators*, v. 133, p. 108464, 2021.