

JOÃO PEDRO MESQUITA SOUZA SANTOS

**QUATRO DÉCADAS DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA EM RECIFE-
PERNAMBUCO: DINÂMICA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLOGICA E
DIAGNÓSTICO ESTRUTURAL EM 1985 E 2025**

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Agosto – 2025

JOÃO PEDRO MESQUITA SOUZA SANTOS

**QUATRO DÉCADAS DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA EM RECIFE-
PERNAMBUCO: DINÂMICA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLÓGICA E
DIAGNÓSTICO ESTRUTURAL EM 1985 E 2025**

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, Área de Concentração: Conservação da natureza.

Orientador: Prof. Dr. Everaldo Marques de Lima Neto

RECIFE
Pernambuco – Brasil
Agosto – 2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Biblioteca Central, Recife-PE, Brasil

S237q Santos, João Pedro Mesquita Souza.
Quatro décadas da arborização viária em Recife-Pernambuco : dinâmica florística, fitossociológica e diagnóstico estrutural em 1985 e 2025 / João Pedro Mesquita Souza Santos. – Recife, 2025.
127 f.: il.

Orientador(a): Everaldo Marques de Lima Neto.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Recife, BR-PE, 2025.
Inclui referências, anexo(s) e apêndice(s).

1. Arborização das cidades (Recife, PE) 2. Arborização das cidades (Recife, PE) - Tendências 3. Índices ecológicos I. Lima Neto, Everaldo Marques de, orient.

II. Título

CDD 634.9

JOÃO PEDRO MESQUITA SOUZA SANTOS

**QUATRO DÉCADAS DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA EM RECIFE-
PERNAMBUCO: DINÂMICA FLORÍSTICA, FITOSSOCIOLÓGICA E
DIAGNÓSTICO ESTRUTURAL EM 1985 E 2025**

APROVADA em 26/08/2025

Banca Examinadora

DANIELA BIONDI BATISTA– UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ (UFPR)

**ANA PAULA DONICHT FERNANDES– UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE
PERNAMBUCO (UFRPE)**

**MARCONE MOREIRA SANTOS– UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE
PERNAMBUCO (UFRPE)**

ANGELINE MARTINI– UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ (UFPR)

Orientador:

**Prof. Dr. Everaldo Marques de Lima Neto – UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE
PERNAMBUCO (UFRPE)**

**RECIFE-PE
Agosto/2025**

AGRADECIMENTOS

Ser grato a Deus por ter-me permitido concluir esta etapa tão significativa da minha vida. Agradeço pela saúde e pela proteção em todos os momentos, especialmente nos de medo e descrença, quando o Senhor me reergueu.

À minha família, por todo o suporte e amor. Ao meu avô, Nelson Soares de Souza, que nunca será esquecido. Amo muito vocês.

À minha noiva, Maria Eduarda Wanderley, por acreditar em mim desde antes do início deste ciclo, por ser ouvidos atentos nos momentos difíceis, confiante e parceira. Sem você não teria conseguido. Obrigado por tudo e por tanto. Amo você.

Ao Professor Doutor Everaldo Marques de Lima Neto, um orientador que se encontra poucas vezes na vida. Além de excelente profissional, uma pessoa ímpar, com grande empatia e compreensão pelo próximo. Em todos os momentos decisivos deste trabalho, esteve ao meu lado. Tentei, mas me faltam palavras para expressar o quanto sou grato ao senhor. Que Deus o abençoe sempre.

A Maria Eduarda Novais, por ser meu braço direito durante todo o processo. Foram inúmeras trocas e contribuições. Aos colegas de pós-graduação Rosilvam e Márcio, por toda a ajuda recebida. Obrigado por tudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF/UFRPE), por contribuir de forma valiosa para minha formação acadêmica e profissional, compartilhando ensinamentos, muitos deles fundamentais. Ao CNPq, pelo apoio financeiro concedido, essencial para a execução e conclusão desta pesquisa.

SANTOS, JOÃO PEDRO MESQUITA SOUZA. **Quatro décadas da arborização viária em Recife- Pernambuco: Dinâmica florística, fitossociológica e diagnóstico estrutural em 1985 e 2025.** 2025. Orientador: Everaldo Marques de Lima Neto

RESUMO

A pesquisa teve por objetivo avaliar as transformações na arborização viária de Recife ao longo dos anos de 1985 e 2025, visando subsidiar estratégias de planejamento e gestão da floresta urbana. Para isso, foi realizada a remediação do inventário quali-quantitativo realizado em 1985, composta por 8 unidades amostrais (350 m × 560 m, erro de 10%, $p=95\%$). A avaliação se baseou na comparação de variáveis dendrométricas e quali-quantitativas, condições do meio urbano e necessidades de tratamento. Além disso, foram utilizados os índices ecológicos, parâmetros fitossociológicos e escolha das espécies mais adequadas. Foram identificados 1.112 indivíduos, sendo 903 indivíduos arbóreos e 209 não arbóreos, pertencentes a 25 famílias botânicas distribuídos em 71 espécies. A composição florística de predominância exótica do Brasil (69%), ao longo dos 40 anos, tornou-se mais diversa, com diversificação de 138,71% em número de espécies e 100% de famílias botânicas. Quanto às variáveis dendrométricas, o cenário atual revelou predominância de indivíduos de pequeno e médio porte (1,76 e 23,4 m), indicando heterogeneidade na distribuição vertical das árvores. Em relação as características dos plantios, a posição das árvores nas calçadas e a distância até construções não apresentaram mudanças significativas. Ao longo dos 40 anos, a densidade e espaçamento entre as árvores variam entre as unidades amostrais. Quanto a necessidades de tratamento, houve redução no percentual de vigor e aumento de danos às árvores, associados ao aumento de percentual de podas inadequadas e vandalismo. Os índices ecológicos revelaram aumento na diversidade florística, indicando menor dominância e distribuição mais equilibrada das espécies. O índice de Odum (d_1) indicou a ampliação da riqueza florística, enquanto o índice de Pielou (J') demonstrou maior uniformidade na abundância relativa ($p<0,01$). A análise fitossociológica indicou decréscimo na dominância de *S. siamea* e aumento de *F. benjamina* e *H. impetiginosus*. O Índice de Performance da Espécie destacou melhor desempenho de *M. tomentosa*, *H. impetiginosus* e *C. fairchildiana*, embora algumas apresentem limitações de uso devido a conflitos com a infraestrutura urbana. A classificação das espécies mais adequadas apontou um direcionamento para espécies com maior compatibilidade com a infraestrutura urbana. As espécies mais adequadas foram *P. pudica*, *R. oleracea* e *H. impetiginosus*, com destaque ao menor percentual de ataque de insetos e doenças. A substituição de espécies como a *P. dulce* e *T. catappa* indicou que as práticas de manejo buscam não apenas o incremento da biodiversidade, mas também a prevenção de conflitos com a infraestrutura urbana. Constatou-se que houve mudanças na composição e estrutura da arborização viária do Recife entre os períodos. Contudo, a redução no número de indivíduos, a dominância de espécies exóticas e conflitos estruturais expõe a necessidade de práticas de manejo e educação ambiental que favoreçam a compatibilização do componente arbóreo com a infraestrutura urbana.

PALAVRAS-CHAVE: Evolução da arborização; Tendências temporais da arborização; Índices Ecológicos; Performance de Espécies; Manejo arbóreo.

SANTOS, JOÃO PEDRO MESQUITA SOUZA. **Four decades of road street trees in Recife-Pernambuco: Floristic, phytosociological dynamics and structural diagnosis in 1985 and 2025.** 2025. Orientador: Everaldo Marques de Lima Neto.

ABSTRACT

The objective of the research was to evaluate the changes in roadside tree planting along Recife between 1985 and 2025, with a view to supporting urban forest planning and management strategies. To this end, the qualitative and quantitative inventory conducted in 1985 was remeasured, comprising eight sample units (350 m × 560 m, 10% error, $p=95\%$). The assessment was based on a comparison of dendrometric and qualitative and quantitative variables, urban conditions, and treatment needs. In addition, we used ecological indices, phytosociological parameters, and the selection of the most suitable species. We identified 1,112 individuals, with 903 trees and 209 non-trees, belonging to 25 botanical families distributed across 71 species. The floristic composition, which was predominantly exotic to Brazil (69%) in 1985, became more diverse over the 40 years, with a 138.71% diversification in the number of species and a 100% increase in botanical families. As for dendrometric variables, the current scenario revealed a predominance of small and medium-sized individuals (1.76 and 23.4 m), indicating heterogeneity in the vertical distribution of the trees. Regarding planting characteristics, the position of the trees on sidewalks and the distance to buildings showed no significant changes. Over the 40 years, the density and spacing between trees varied among the sample units. As for treatment needs, there was a reduction in vigor percentage and an increase in damage to trees, associated with an increase in inadequate pruning and vandalism. The ecological indices revealed an increase in floristic diversity, indicating less dominance and a more balanced distribution of species. The Odum index (d_1) indicated an expansion of floristic richness, while the Pielou index (J) demonstrated greater uniformity in relative abundance ($p<0.01$). Phytosociological analysis indicated a decrease in the dominance of *S. siamea* and an increase in *F. benjamina* and *H. impetiginosus*. The Species Performance Index highlighted the better performance of *M. tomentosa*, *H. impetiginosus* and *C. fairchildiana*, although some have limitations for use due to conflicts with urban infrastructure. The classification of the most suitable species pointed toward a focus on species with greater compatibility with urban infrastructure. The most suitable species were *P. pudica*, *R. oleracea*, and *H. impetiginosus*, with an emphasis on a lower percentage of insect and disease attacks. The replacement of species such as *P. dulce* and *T. catappa* indicated that management practices are aimed not only at increasing biodiversity but also at preventing conflicts with urban infrastructure. The study found that there were changes in the composition and structure of street trees in Recife between the two periods. However, the reduction in the number of individuals, the dominance of exotic species, and structural conflicts highlight the need for management practices and environmental education that promote the compatibility of trees with urban infrastructure.

KEYWORDS: Arborization evolution; Temporal trends of arborization; Ecological Indices; Species Performance; Tree management.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	14
2. OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1 URBANIZAÇÃO E OS CONCEITOS DA FLORESTA URBANA.....	18
3.2 BENEFÍCIOS E PLANEJAMENTO DAS FLORESTAS URBANAS	21
3.3 INVENTÁRIO DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA	22
3.3.1 Composição, diversidade e fitossociologia da arborização viária	24
3.3.2 Diagnóstico da arborização viária	27
3.4 DINÂMICA DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA.....	30
4. MATERIAL	32
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	32
4.2 AMOSTRAGEM.....	33
4.3 Variáveis mensuradas e instrumentos utilizados	34
5. MÉTODO.....	36
5.1 Inventário quali-quantitativo	36
5.2 ÍNDICES ECOLÓGICOS E PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS.....	36
5.3 PARÂMETROS QUALITATIVOS DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA	37
5.4 DINÂMICA DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA.....	40
5.5 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES MAIS ADEQUADAS	41
6. PROCESSAMENTO DOS DADOS	42
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
7.1 DINÂMICA DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA ENTRE 1985-2025	43
7.2 ANÁLISE DENDROMÉTRICA DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA	51
7.3 CARACTERÍSTICAS DOS PLANTIOS (1985 e 2025).....	60
7.3.1 Distância da árvore ao meio fio e as construções	60
7.3.2 Altura e distância da projeção da rede de energia elétrica à árvore ...	61
7.3.3 Distância à próxima árvore	64
7.3.4 Área de crescimento da árvore.....	66
7.3.5 Localização das árvores	67
7.4 CONDIÇÃO DA ÁRVORE	70
7.4.1 Condição geral da copa	70

7.4.2 Condição de tronco	72
7.4.3 Condições de raízes	73
7.5 DANOS AS ÁRVORES DEVIDO A PODA.....	76
7.6 PRESENÇA DE INSETOS E DOENÇAS	85
7.7 NECESSIDADE DE MANUTENÇÃO	87
7.8 COMPARATIVO DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS DA ARBORIZAÇÃO DE RUAS ENTRE 1985 E 2025	90
7.9 PARÂMETROS FITOSSOCIOLOGICOS APLICADOS A ARBORIZAÇÃO DE RUAS.....	98
7.10 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES MAIS ADEQUADAS EM 1985 e 2025	100
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	104
REFERÊNCIAS.....	107
APÊNDICES.....	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Divisão de tipologias de floresta urbana.....	20
Figura 2. Mapa de localização da região metropolitana do Recife, Pernambuco.	33
Figura 3. Mapa de distribuição das unidades amostrais em Recife-PE.....	34
Figura 4. Comparativo das frequências das espécies em comum (1985-2025).....	50
Figura 5. Alturas (m) das espécies arbóreas que representam frequência relativa acima de 3%, presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.	51
Figura 6. Distribuição da frequência absoluta das árvores por classes de altura presentes na arborização viária amostrada em Recife-PE, em 2025.....	53
Figura 7. Distribuição hipsométrica das árvores de rua por unidade amostral de Recife-PE, em 2025.	54
Figura 8. Intervalo de DAP (cm) das espécies arbóreas presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.....	55
Figura 9. DAP (cm) das espécies arbóreas que representam frequência relativa acima de 3%, presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.	56
Figura 10. Distribuição do DAP nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.	57
Figura 11. Delineamento das áreas de copa das unidades amostrais em Recife- PE, em 2025.	58
Figura 12. Áreas de copa por unidade amostral analisadas em Recife-PE, em 2025.	59
Figura 13. Relação entre a presença da fiação elétrica nas calçadas e o conflito com as árvores nas unidades amostrais analisadas em Recife– PE, no período de 2025.	62
Figura 14. Exemplos de conflito com fiação elétrica. (A) <i>L. leucocephala</i> na UA4 (Torre) e <i>T. catappa</i> (B) na UA1 (Boa Viagem) em Recife-PE.....	64
Figura 15. Valores médios da distância a próxima árvore (metros) por unidade amostral nos anos de 1985 e 2025.	65
Figura 16. Percentual de localização das árvores próximas a residências por unidade amostral, nos anos de 1985 e 2025.	68
Figura 17. Percentual de localização das árvores próximas a zonas comércio-indústria por unidade amostral nos anos de 1985 e 2025.	69
Figura 18. Condições de copa da espécie <i>S. siamea</i> (A e B) presentes nas UA1 (Boa Viagem) e UA3 (Cordeiro) analisadas em Recife-PE.	71

Figura 19. Condições de tronco das espécies <i>F. benjamina</i> (A), <i>T. catappa</i> (B), <i>P. dulce</i> (C) e <i>T. populnea</i> (D) presentes nas unidades UA5 (A), UA1 (B), UA6 (C) e UA7 (D) analisadas em Recife-PE.	73
Figura 20. Afloramento de raízes das espécies <i>L. tomentosa</i> (A), <i>F. decipiens</i> (B), <i>S. siamea</i> (C) e <i>A. indica</i> (D) presentes nas UA5 (Boa Vista), UA3 (Cordeiro), UA4 (Torre) e UA2 (Ilha do Retiro) analisadas em Recife-PE.....	74
Figura 21. Percentuais da categoria 0 (nenhum dano) das espécies mais frequentes nos anos de 1985 e 2025.	77
Figura 22. Classificação de danos de poda pelas espécies em comum mais plantadas nos anos de 1985 e 2025.	78
Figura 23. Indivíduos que sofreram podas drásticas: <i>F. benjamina</i> (A) e <i>S. Siamea</i> (B) presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE.	79
Figura 24. Presença de objetos estranhos nas espécies <i>C. fairchildiana</i> (A) e <i>L. ferrea</i> (B) presentes nas UA7 (Ibura) e UA5 (Boa Vista) em Recife-PE.....	84
Figura 25. Presença de insetos nas espécies <i>S. siamea</i> (A) e <i>T. catappa</i> (B) presentes nas UA3 (Cordeiro) e UA7 (Ibura) analisadas em Recife-PE.	85
Figura 26. Dendrogramas do índice de similaridade de Jaccard das unidades amostrais analisadas em Recife-PE nos anos de 2025 (A) e 1985 (B).	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Lista de espécies encontradas no inventário da arborização viária das unidades amostrais de Recife-PE, em 2025.	43
Tabela 2. Lista de espécies encontradas no inventário da arborização viária das unidades amostrais de Recife (PE), em 1985.	45
Tabela 3. Teste t para comparação de frequência dos gêneros, famílias e espécies encontrados na arborização viária de Recife-PE, em 1985 e 2025.....	47
Tabela 4. Valores médios de altura da fiação e projeção da fiação elétrica nas unidades amostrais dos estudos de 1985 e 2025	61
Tabela 5. Valores médios da área de crescimento da árvore por unidade amostral	66
Tabela 6. Teste t para comparação de médias de condições de copa, tronco e raiz encontrados na arborização viária de Recife-PE, em 1985 e 2025.....	75
Tabela 7. Comparação dos percentuais de danos por poda entre os anos de 1985 e 2025 em Recife-PE	76
Tabela 9. Percentual das categorias de danos ao tronco entre as espécies em comum mais plantadas nos anos de 1985 e 2025 na arborização de Recife-PE.....	83
Tabela 11. Percentual de necessidades de manutenção do tipo poda e remoção das espécies mais plantadas no período de 2025.	88
Tabela 12. Percentual de necessidades de manutenção do tipo poda e remoção por unidade amostral no período de 1985.....	89

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Valores dos Índices ecológicos aplicados a arborização de ruas em diferentes cidades brasileiras.	92
---	----

1. INTRODUÇÃO

O crescimento urbano tem ocasionado significativas alterações ao meio ambiente natural. As consequências mais frequentes incluem a diminuição de áreas florestadas e danos à biodiversidade. Esse processo influencia negativamente a biodiversidade urbana e o bem-estar da população (Munõz; Freitas, 2017). Diante desse cenário, a conservação e preservação dos recursos florestais urbanos tornam-se essenciais para assegurar a qualidade de vida das futuras gerações (Lima Neto *et al.*, 2021). A arborização urbana proporciona uma série de benefícios de cunho social e ambiental (Lacerda *et al.*, 2025), a exemplo da promoção de sombreamento aos transeuntes (Coutts *et al.*, 2016), melhora das condições climáticas (Oliveira *et al.*, 2017; Roppa *et al.*, 2019) e redução da poluição sonora e visual (Gonçalves *et al.*, 2018).

A arborização viária é um aspecto relevante no planejamento urbanístico dos centros urbanos, tendo em vista que a presença de árvores influencia nos aspectos ecológicos, culturais, sociais, geográficos, históricos e paisagísticos, bem como na melhora da qualidade de vida e promoção das inter-relações entre a população (Rolim; Carvalho; Silveira, 2023). No entanto, a ausência de planejamento no plantio de árvores pode acarretar em conflitos com a rede de energia elétrica, calçadas, iluminação, mobilidade e equipamentos urbanos (Gonçalves *et al.*, 2021).

A composição e diversidade de espécies arbóreas em paisagens urbanas está presente nos estudos acadêmicos atuais, com o intuito de subsidiar o planejamento e gestão dessas áreas, como também propiciar a sustentabilidade urbana geral e a adaptação às alterações climáticas (Konijnendijk *et al.*, 2004; Blood *et al.*, 2016; Justin *et al.*, 2016; Regamey *et al.*, 2017).

Nesse sentido, a realização do inventário florestal fornece subsídios fundamentais para o planejamento e o manejo da arborização urbana, reunindo dados como a origem das espécies, a diversidade, a necessidade de podas e controle fitossanitário (Aniceto; Gadelha; Paz, 2023). Por sua vez, com o estudo florístico pode-se avaliar a diversidade e a distribuição das árvores em meio urbano, fazendo uso dos índices de riqueza e espaciais de espécies na arborização viária (Biz *et al.*, 2015). De forma complementar, o estudo fitossociológico se caracteriza como um instrumento de avaliação da estrutura, baseadas na densidade e dominância vertical e horizontal

da arborização, visando fomentar o planejamento, manutenção e gestão da arborização urbana (Bobrowski; Biondi, 2012). Os dados obtidos, quando ordenados por meio da análise fitossociológica, permitem a caracterização e comparativo das composições florísticas da arborização urbana de bairros e cidades distintas, bem como realiza o comparativo entre períodos diferentes de avaliação, objetivando identificar mudanças estruturais mensuráveis (Bobrowski; Ferreira; Biondi, 2016).

Assim, a compreensão da composição florística e estrutura fitossociológica dos ambientes urbanos é importante para compreender o comportamento e a dinâmica da vegetação, para que forneça suporte à implementação de ações voltadas à conservação e diversidade (Teixeira *et al.*, 2016; Celestino, 2019). Segundo Musselli; Martinez e Lima (2020), é necessário realizar uma avaliação dos indivíduos já estabelecidos, para determinar a qualidade da arborização urbana. Essa avaliação busca analisar as condições fitossanitárias, interações ecológicas, danos mecânicos ou injúrias (Silva Filho *et al.*, 2002) e danos estruturais, para assim obter informações sobre o estado das árvores (Maria *et al.*, 2021).

O inventário contínuo ou periódico é considerado como uma ferramenta a nível de monitoramento, visto que são realizados por vezes em determinada área, onde os mesmos indivíduos arbóreos são mensurados, obtendo-se resultados que proporcionam a gestão de política administrativa de longo prazo (Bobrowski; Biondi, 2012).

O estudo da dinâmica da arborização é importante para a compreensão dos padrões de comportamento das espécies e alterações no meio físico, visto que alterações nas taxas podem interferir na composição florística e estrutura da arborização. Esses estudos fornecem dados essenciais sobre as taxas e os fatores de modificação para a população total, incluindo remoção e plantio de árvores, regeneração natural, condição fitossanitária das árvores e a modificação na composição de espécies (Paiva; Araújo; Pedroni, 2007; Nowak *et al.*, 2008).

Sendo assim, para um melhor entendimento do comportamento e desenvolvimento das árvores urbanas de Recife, esta pesquisa se propõe a investigar as seguintes hipóteses:

1. O diagnóstico comparativo entre 1985 e 2025 revelará que, ao longo de 40 anos, houve mudanças significativas na composição florística e na estrutura da

arborização viária da cidade de Recife-PE, com base em parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos.

2. As árvores nas áreas estudadas encontram-se em estágio de declínio e/ou em condição de risco devido a práticas de manutenção inadequadas.
3. O estudo da dinâmica da arborização viária pode ser subsidiado pela comparação dos parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos nos períodos estudados.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar as transformações na arborização viária ao longo de 40 anos em Recife, com base na composição, estrutura e diagnóstico da condição qualitativa das espécies, visando subsidiar estratégias de planejamento e gestão da floresta urbana.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Diagnosticar quali-quantitativamente, em caráter comparativo, as unidades amostrais mensuradas nos anos de 1985 e 2025;
- b) Analisar os parâmetros qualitativos da arborização (fitossanidade, práticas de manutenção, conflitos com equipamentos urbanos) por unidade amostral da área estudada;
- c) Aplicar os índices ecológicos (diversidade, dominância e riqueza) e parâmetros fitossociológicos da arborização (frequência, densidade, dominância, valor de importância e índice de performance das espécies) na área estudada;
- d) Indicar entre as espécies inventariadas as mais adequadas para a arborização de ruas.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 URBANIZAÇÃO E OS CONCEITOS DA FLORESTA URBANA

Define-se a urbanização como uma conjuntura socioeconômica que modifica o meio ambiente, acarretando modificações de distribuição espacial de uma população de caráter rural para áreas urbanizadas. Estima-se que em 2050, 70% da população mundial resida em áreas urbanas (Organização das Nações Unidas-ONU, 2024). No entanto, as áreas urbanas correspondem a somente 2,4% da superfície terrestre (*Millennium Ecosystem Assessment*-MEA, 2005; Mexia *et al.*, 2018), o que indica uma grande concentração de indivíduos em pequenas porções de território. Assim, é evidente a progressão da ocupação da população em áreas urbanas.

O processo de urbanização intensificou-se durante a Revolução Industrial no século XVIII, quando pessoas de áreas rurais migraram para os centros urbanos em busca de oportunidades de vida proporcionadas pela industrialização (Zazyki; Moura, 2020). Ainda que as causas da urbanização no Brasil tenham sido as mesmas, as ocorrências foram observadas desde a década de 1930 (Brito *et al.*, 2018). Em 1950, 36% da população brasileira vivia em áreas urbanas. Em 2022, esse índice alcançou 61%, correspondendo a cerca de 124 milhões de pessoas (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, 2023).

Desde a segunda metade do século XX, a arborização urbana foi introduzida nas cidades brasileiras, incentivado pelo aumento da população, o que levou à necessidade de construir áreas urbanas arborizadas (Oliveira *et al.*, 2013). A apropriação do meio natural pelas cidades brasileiras ocorre de maneira gradativa, tornando o ambiente urbano desconfortável para os habitantes. O aumento da poluição do ar, das águas, do solo, sonora e visual é causado por esse processo (Michalka; Malaguti, 2015).

O crescimento de forma exponencial das cidades tem causado mudanças significativas no ambiente natural, a exemplo da retirada de vegetação para construção de empreendimentos, solidificação de ruas e avenidas e movimentação de veículos, ocasionando o aumento da absorção de calor e temperatura (Aqua; Muller, 2014), impactando de maneira significativa a biodiversidade local (Pinheiro; Souza, 2017) e a qualidade de vida e saúde da população (Cajaiba; Silva, 2017).

Com o objetivo de alcançar um panorama mais sustentável, a Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que consistem em ações objetivando atenuar os índices de pobreza e proteger o clima e meio ambiente, a fim de garantir que a população usufrua de paz e prosperidade. No Brasil, a ODS 11 está interligada a arborização urbana, com as metas que se referem a promoção de espaços públicos verdes e redução de impacto ambiental, com atenção a qualidade do ar e gestão de resíduos (Organização das Nações Unidas-ONU, 2024). Nesse contexto, a floresta urbana age como um serviço ambiental que atende às diretrizes da sustentabilidade (Biondi, 2015).

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO) considera que as florestas urbanas têm papel essencial na concretização dos objetivos de desenvolvimento sustentável da ONU, visto que realizam “contribuições significativas para a sustentabilidade ambiental e habitabilidade dos assentamentos urbanos”, no qual se inclui a importância como “meios de subsistência e qualidade de vida dos habitantes urbanos” (FAO, 2016).

Nos centros urbanos, denomina-se a floresta urbana como os ambientes com determinado nível de vegetação, presente em espaços públicos ou privados, a exemplo de parques, praças e jardins (Jardim; Umbelino, 2020). Já de acordo com Biondi (2015), as florestas urbanas são o conjunto da vegetação presente no perímetro urbano, divididas em caráter público (arborização viária, parques, praças e jardins públicos) e privado (jardins, bosques e demais formações vegetais não públicas), representadas assim pela Figura 1.

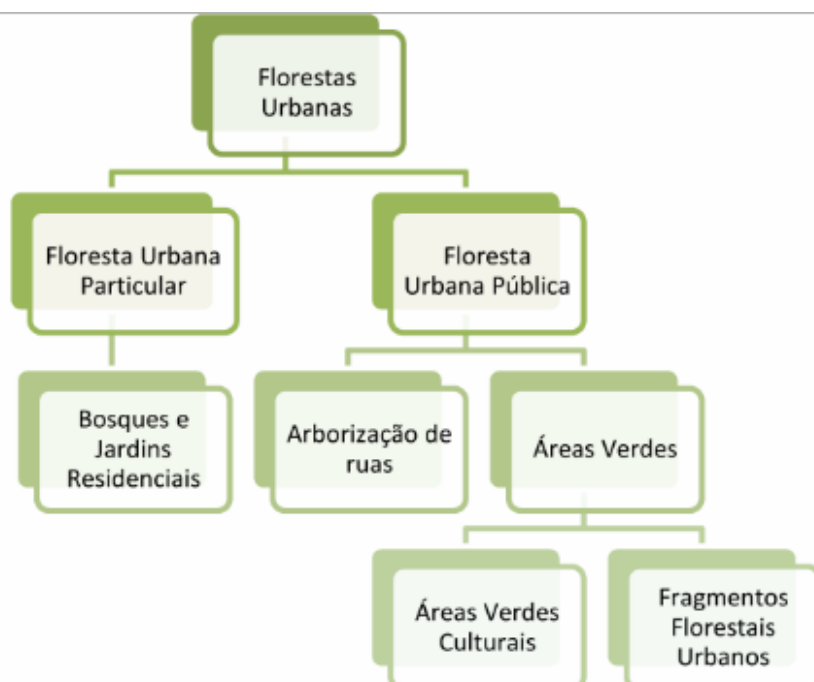


Figura 1. Divisão de tipologias de floresta urbana.

Fonte: Biondi, 2015.

Para Biondi (2015), a arborização viária corresponde a vegetação arbórea com plantios lineares presentes em ambientes antropizados, em que calçadas, asfalto, construções e população urbana estão presentes.

O Censo do IBGE (2011) define que para se considerar uma face de quadra arborizada, é necessário ao menos uma árvore em seu entorno. Com isso, os domicílios circundantes a ela passam a ser considerados como arborizados. Outra problemática é relacionada a ausência de padrões urbanísticos que determinem tamanhos uniformes de faces de quadra, bem como o adensamento urbano e presença da verticalização. Com isso, áreas consideradas arborizadas não refletem na prática a cobertura arbórea ideal para proporcionar os benefícios a população, dificultando as prospecções de fomento destinados a projetos de arborização urbana.

Em relação às áreas verdes, define-se como resultado de um processo paisagístico, com diferentes graus de antropização ou níveis de antropização, onde divide-se em áreas verdes culturais, que são determinados tipos de vegetação que o tratamento paisagístico se faz presente, para atendimento das demandas sociais, estéticas e ecológicas, no qual pode-se citar as praças, lagos, jardins públicos e os fragmentos florestais urbanos, que são representados pelos fragmentos de florestas remanescentes, com grau de antropização ocasionado pelo desenvolvimento e

expansão dos centros urbanos. Tais fragmentos podem ser identificados no perímetro urbano e em áreas de transição urbano-rural, a exemplo de áreas protegidas como, os parques naturais, as áreas de preservação e as reservas ecológicas urbanas (Biondi, 2015).

3.2 BENEFÍCIOS E PLANEJAMENTO DAS FLORESTAS URBANAS

A arborização viária se insere como elemento estruturador do espaço, pois proporciona benefícios de caráter ecológico, estético, social e econômico, viabilizando a qualidade de vida e ambiental (Zamproni *et al.*, 2018).

Os serviços ecossistêmicos correspondem aos benefícios, diretos ou indiretos, que os seres humanos recebem a partir do funcionamento dos ecossistemas naturais (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA, 2024), e podem ser divididos nas categorias de Regulação, Provisão, Manutenção e Culturais. De acordo com Faria, Pereira e Júnior (2019), os serviços de provisão são exemplificados pela oferta de recursos, como abastecimento e captação de água pluvial, alimentos, minérios, entre outros.

Os serviços de manutenção se referem a proteção do solo contra a erosão, melhoria da infiltração das águas pluviais e manutenção da umidade atmosférica. Os indivíduos arbóreos de grande porte otimizam tais serviços devido a sua copa ampla, que absorve maior radiação solar e promove suporte a ciclagem de nutrientes (Oliveira; Sanches; Muis, 2013; Silva *et al.*, 2018).

Os serviços de regulação nas florestas urbanas incluem a redução de ilhas de calor e temperatura local, mitigação de mudanças climáticas e sequestro de carbono, bem como a melhoria da qualidade do ar (De Marco; Assis, 2020).

Já os serviços culturais são interpretados como “o benefício não material que as pessoas obtêm dos ecossistemas por meio do enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, reflexão, recreação e experiências estéticas” (Milcu, 2013). Tais benefícios são relacionados à contemplação e contato com as áreas verdes como parques e áreas legalmente protegidas, bem como nas cidades e fora delas (Sancho-Pivoto *et al.*, 2022).

Os benefícios da arborização e espaços verdes para a viabilidade urbana são cada vez mais reconhecidos nas áreas de gestão, política e planejamento urbano. Embora este reconhecimento seja mais evidente nos países desenvolvidos, os países

em desenvolvimento também estão reconhecendo a importância das árvores urbanas e dos espaços verdes devido aos benefícios proporcionados (Shackleton, 2012; Dobbs *et al.*, 2019).

A ausência de planejamento das florestas urbanas ocasiona o aumento dos custos de manutenção e reparação de equipamentos urbanos, como também a perda do patrimônio arbóreo nos centros urbanos (Lima Neto *et al.*, 2021). Partindo dessa premissa, é necessário implementar um programa de gestão das florestas urbanas que analise o quantitativo arbóreo, sua fitossanidade e necessidades de manutenção. Rabêlo *et al.* (2014) afirmam que o planejamento de soluções inerentes para a gestão da arborização requer conhecimento do patrimônio arbóreo da cidade, bem como uma avaliação da situação atual dos componentes arbóreos.

O planejamento urbano do sistema viário exige um processo cuidadoso que defina os procedimentos desde sua implantação até a manutenção. É necessário levar em consideração os fatores que influenciam na escolha das espécies e o espaço físico disponível, respeitando o ecossistema, ao invés de introduzir uma cobertura arbórea inadequada àquela área (Bonametti, 2020).

Torna-se necessário que as cidades façam um planejamento de sua floresta urbana, para que não ocorram prejuízos para as árvores e para a estrutura urbana, podendo desencadear em impactos ambientais negativos (Silva *et al.*, 2018). Dessa forma, o diagnóstico apresenta-se como ferramenta importante na obtenção de informações para análise da situação da arborização e assim identificar problemas que precisam ser resolvidos, oportunizando o planejamento e replanejamento de certas áreas (Faria *et al.*, 2013; Oliveira *et al.*, 2017).

3.3 INVENTÁRIO DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA

O processo de desenvolvimento da ciência florestal demandou maior entendimento das interações ambientais, o que acarretou em melhor compreensão dos recursos e dinâmicas de crescimento das florestas. Diante do contexto, pode-se definir como inventário florestal a atividade de coleta de informações qualitativas e quantitativas a respeito de uma floresta, relacionando-se a madeira ou a outros produtos e serviços florestais (Kershaw *et al.*, 2017).

A fase de inventário é essencial para a elaboração do plano de arborização. É nessa fase que as espécies arbóreas são identificadas e quantificadas e os

parâmetros qualitativos são analisados, a exemplo do estado de conservação, características físicas e patológicas, dentre outras informações. Dessa maneira, o levantamento florístico se enquadra na fase de diagnóstico, que é base para a elaboração do plano de arborização urbana (Paraná, 2018).

Para ser possível o manejo adequado da floresta urbana, é necessário realizar o levantamento parcial ou total das árvores existentes na área de estudo. Com base nas características obtidas, será possível tomar decisões mais assertivas (Novaes, 2019). O inventário florestal urbano é uma ferramenta utilizada para que se tenha conhecimento da composição florística e de sua relação com o meio urbano (Freitas; Magalhães, 2012). A abrangência do inventário depende dos objetivos específicos do estudo, fundamentando-se em metodologias e graus de precisão distintos (Pimentel, 2012).

O inventário pode ser realizado por diversas metodologias, conforme revisão bibliográfica realizada por Santos, Aragão e Santana (2019), utilizando a base de estudos Scielo, no período de 2010 e 2019, pode-se concluir que grande parte dos inventários realizados utilizaram a abrangência do tipo censo, que se caracteriza pelo levantamento de dados na totalidade de árvores de uma determinada área de interesse ou em amostragem. Dentre os dados levantados, têm-se a identificação da espécie, localização, altura do indivíduo e da primeira ramificação, diâmetro da copa e diâmetro a altura do peito (DAP), estado geral, equilíbrio geral, presença de injúrias e conflitos com infraestrutura urbana.

O monitoramento e acompanhamento de uma população florestal ao longo do tempo requer a realização de sucessivas abordagens em intervalos de tempo, para que dessa maneira permita-se avaliar o caráter dinâmico da população, bem como analisar variáveis importantes para a definição das práticas de manejo a serem aplicadas. A obtenção dessas informações é essencial ao corpo técnico responsável, subsidiando assim a avaliação de crescimento, alterações volumétricas, entre outras variáveis (Péllico Netto; Brena, 1997). Para Nowak *et al.* (2001), a avaliação e monitoramento contínuo são ferramentas essenciais para o entendimento da dinâmica e suas interações, bem como a sustentabilidade desses ecossistemas urbanos.

Por meio do inventário, é possível compreender o patrimônio florístico das florestas urbanas e assim obter informações importantes para a elaboração de um planejamento arbóreo adequado. No estudo de Bobrowski (2011) foi realizada a

avaliação da estrutura e dinâmica da arborização viária da cidade de Curitiba-PR, em que se identificou a necessidade de um plano de manejo adequado a realidade do componente arbóreo, com práticas que subsidiam a conservação e compatibilização das árvores com a dinâmica estrutural da cidade. Biondi (1985) realizou o inventário da arborização viária do Recife-PE, onde constatou a concentração de uma mesma espécie em determinada área e que grande parcela da população amostral foi representada pela predominância de poucas espécies.

No planejamento e execução de estudos de arborização viária, torna-se necessário obter informações sobre a composição florística para que haja entendimento da dinâmica da vegetação nas áreas urbanizadas, possibilitando auxílio às ações que se propõem a trazer melhorias, como preservação e aprimoramento de diversidade nessas áreas (Bibiano *et al.*, 2022).

3.3.1 Composição, diversidade e fitossociologia da arborização viária

A composição florística demonstra a diversidade das espécies por meio de abundância e dominância, sendo um fator importante a ser considerado no manejo adequado das espécies (Morais *et al.*, 2018).

Conhecer a composição florística influenciada pela ação humana é fundamental para orientar ações de preservação e melhoria da diversidade vegetal das ruas e avenidas nos centros urbanos (Silva; Paiva; Gonçalves, 2007). A composição das espécies de maneira diversificada e uniformizada se faz importante na etapa de planejamento, ofertando assim os benefícios ambientais e estéticos que provêm da arborização viária (Bobrowski; Biondi, 2016). Por meio da análise da composição florística é possível identificar a procedência das espécies e mensurar o número de árvores em uma cidade, tornando possível a determinação da diversidade de espécies (Lima Neto *et al.*, 2016).

Diante do contexto, os estudos referentes à composição florística, diversidade e estrutura fitossociológica são essenciais para subsidiar a compreensão da estrutura e dinâmica das formações florestais, apresentando-se como parâmetros determinantes ao manejo e regeneração de comunidades vegetais distintas (Chaves *et al.*, 2013).

Os índices ecológicos são critérios utilizados para caracterizar a diversidade de espécies e são ferramentas utilizadas no manejo e elaboração do plano diretor da

arborização urbana. Na fase de análise dos valores dos índices de diversidade, a presença de espécies exóticas e exóticas invasoras no local pode tornar-se um indicativo negativo de qualidade ambiental da arborização urbana (Bobrowski; Biondi, 2016).

No estudo de Lima Neto et al (2021) analisou-se índices de diversidade da arborização de ruas de Boa Vista - RR, no qual os índices ecológicos mostraram-se úteis para determinar homogeneidade e equilíbrio da diversidade arbórea na cidade e por meio dos indicadores de diversidade identificou-se diferença entre as zonas administrativas e o centro urbano.

Os conceitos de uniformidade e riqueza são interligados à diversidade de espécies. A riqueza é representada pelo número total de espécies de uma determinada área, enquanto a uniformidade define-se pelo grau de dominância de uma ou mais espécies em uma área específica (Kramer; Kruper, 2012; Subburayalu; Sydnor, 2012; Biondi; Bobrowski, 2014; Zhineng *et al.*, 2016).

Os índices de diversidade são comumente aplicados em estudos, sendo utilizados como instrumentos de identificação das características da composição dos agregados florestais, a exemplo dos índices de diversidade de Shannon (H') e Simpson (D') e o de uniformidade de Pielou (J) (Kramer; Kruper, 2012; Subburayalu; Sydnor, 2012; Biondi; Bobrowski, 2014; Zhineng *et al.*, 2016).

Bobrowski (2011) realizou a remediação e comparativo dos dados obtidos em quinze unidades amostrais por Milano (1984), em que identificou maior equilíbrio na uniformidade das espécies, com destaque aos plantios irregulares comparado as práticas de manejo do município responsáveis por diversificar a composição das espécies nas unidades amostrais estudadas.

Os índices de riqueza e diversidade, comumente utilizados em diversos estudos de floresta urbana, são indicadores ecológicos importantes no manejo e elaboração de planos diretores (Silva; Bortoleto, 2005; Bobrowski; Biondi, 2016). A exemplo da utilização dos índices de Shannon-Weaver e Odum, visto que expressam diversidade de espécies e contribuem para o entendimento do panorama atual, subsidiando assim o planejamento para execução de intervenção e adequação dos indivíduos arbóreos com o meio urbano (Biz *et al.*, 2016).

Ainda, pode-se destacar o desenvolvimento de estudos fitossociológicos na arborização. A fitossociologia pode ser definida como o estudo das interrelações de

espécies vegetais presentes na comunidade em relação ao espaço e tempo, em que o estudo de caráter quantitativo da composição, estrutura, funcionamento, dinâmica, história, distribuição e relações ambientais é o que difere o estudo fitossociológico do estudo florístico (Martins, 1989). As florestas são estudadas de diversas maneiras, sendo uma delas por meio da fitossociologia, que é o ramo da ecologia vegetal que estuda comunidades de plantas, caracterizando-se os tipos de vegetação com base na composição florística (Chaves *et al.*, 2013).

Nessa perspectiva, a fitossociologia apresenta-se como uma ciência com foco nos estudos das comunidades vegetais (Giehl; Budke, 2011) e objetiva compreender as causas e efeitos da interação entre a vegetação e o ambiente, da composição dos agrupamentos vegetais e etapas influentes no processo de continuidade ou mudanças de uma comunidade vegetal (Moro; Martins, 2011).

A fitossociologia é interligada à composição, estrutura e distribuição das formações vegetais (Magray *et al.*, 2022). Segundo Lovett *et al.* (2006), torna-se relevante o uso de métodos fitossociológicos em estudos de tipos de espécies distintas que habitam em determinada localidade. Estudos com viés fitossociológico são considerados para a manutenção de comunidades vegetais, bem como no entendimento de suas mudanças temporais (Soni; Namdeo, 2022), objetivando de tal forma delimitar estratégias de conservação destinadas a variedade de espécies vegetais (Badshah *et al.*, 2016; Hussain *et al.*, 2019).

A importância de se realizar um diagnóstico da arborização não se limita a apenas conhecer as características desta, mas a realização de uma análise quantitativa e fitossociológica da arborização, resultando em dados sobre a frequência absoluta, relativa, números de indivíduos, a origem das espécies e as famílias, bem como lançar de comparações entre diferentes áreas da cidade (Silva *et al.*, 2018; Zamproni *et al.*, 2019).

Com objetivo de entender mais sobre a ecologia da arborização urbana, alguns autores têm adicionado em seus estudos a análise fitossociológica (Silva *et al.*, 2018; Zamproni *et al.*, 2019). Essa análise pode ser realizada por meio da determinação da densidade e dominância, que expressa a distribuição dos indivíduos de cada espécie; da frequência, que pode expressar quais são as espécies mais utilizadas em cada região/rua/unidade amostral da área (Bobrowski, 2015).

Além disso, pode-se obter o Valor de Importância (VI), que fornece um *ranking* das espécies de acordo com os três quesitos enunciados anteriormente, permitindo inferir quais são as espécies mais importantes da arborização da área de estudo. Uma outra abordagem propõe o Índice de Performance (IPE) de cada espécie, que é determinado de acordo com parâmetros qualitativos, adicionando assim esse fator aos estudos, não restringindo estes a apenas fatores quantitativos (Bobrowski; Ferreira; Biondi, 2016). Segundo Zamproni *et al.* (2019) a utilização do Índice de Performance da espécie (IPE) subsidia a tomada de decisões de manejo e planejamento da arborização de ruas, visto que expressa a proporção de árvores de cada espécie, que estão em boas condições no comparativo com a condição total das árvores amostradas (Bobrowski; Ferreira; Biondi, 2016), podendo indicar quais as espécies estão mais bem adaptadas ao meio que estão inseridas (Reis *et al.*, 2017).

3.3.2 Diagnóstico da arborização viária

Os equipamentos urbanos podem entrar em conflito com a arborização viária, ocorrendo danos por meio do manejo inadequado ou a falta de manejo. Para potencializar os diversos benefícios ecossistêmicos e realizar correções que podem resultar em prejuízos materiais e humanos, é essencial avaliar a qualidade da arborização urbana (Lima Neto; Lima; Santos, 2023).

A arborização viária tem ganhado espaço nas deliberações municipais, devido aos benefícios que provém das árvores, contudo, para que os benefícios sejam efetivos, a adoção de instrumentos de gestão torna-se fundamental, pois contribui para o planejamento urbano e melhoria da qualidade de vida da população (Bucci *et al.*, 2021).

O inventário florestal se apresenta como ferramenta importante para obtenção do diagnóstico da vegetação urbana, com a coleta de dados para avaliações de caráter qualitativo e quantitativo (Andrade; Jeronimo, 2015; Borges *et al.*, 2018). O inventário promove o diagnóstico quali quantitativo das espécies, subsidiando os planos e programas municipais de arborização urbana (Souza; Nachtergaele; Carboni, 2010; Nunes; Marmotel; Rodrigues; Melo, 2013; Monteiro; Mendonça, 2015).

O diagnóstico é composto pelas etapas de levantamento de dados qualitativas e quantitativas da arborização urbana, características e necessidades de manutenção. Nesta fase torna-se importante a ação de uma equipe multidisciplinar, objetivando-se

a otimização da atividade, além do enriquecimento do trabalho devido a diferentes perspectivas e conhecimentos das diferentes áreas (Paraná, 2018).

A interação das redes de distribuição de energia elétrica com a arborização é uma problemática que se torna necessário a adequação de tais componentes urbanos, sendo fundamental conhecer a composição florística da vegetação presente, subsidiando decisões que acarretam em diminuição de custos com tratamentos silviculturais (poda, fitossanitários, substituição e supressão) (Biondi; Lima Neto; 2011).

A poda é uma das práticas de manejo mais comuns na arborização urbana, porém o mais indicado seria o planejamento do plantio, de forma a minimizar a necessidade de podas. A disponibilidade dos dados sobre poda facilita as tomadas de decisão sobre o manejo, evitando-se conflitos entre as copas das árvores e os equipamentos urbanos (Silva; Gonçalves; Paiva, 2017).

A poda drástica danifica a estrutura natural da árvore, além disso, também coloca em risco sua fitossanidade (Araújo; Araújo, 2016), o que compromete a capacidade de sombreamento e as funções fotossintéticas, sendo necessárias práticas de manejo e planejamento para escolher as espécies e evitar deformidades nas estruturas da planta (Alencar *et al.*, 2014).

As árvores da arborização viária sofrem uma grande pressão quando estão em conjunto com outros elementos. Eles podem estar em conflito com esses componentes e têm contato direto com pessoas e carros nas cidades, portanto, precisam de maior atenção e planejamento (Roy *et al.*, 2017; Tan *et al.*, 2017). Quando não há planejamento podem surgir vários problemas em relação às árvores, a exemplo de quedas, parcial ou em sua totalidade e desconfiguração do pavimento de ruas e avenidas, que podem colocar os transeuntes em risco.

A escolha das espécies destinadas à arborização urbana é condicionada às características de cada cidade, considerando-se o clima e tipo de solo, prática que objetiva maximizar os benefícios ofertados (Silva, 2012). Além disso, as árvores necessitam de cuidados e reparos regulares, evitando a introdução e desenvolvimento de agentes fitopatogênicos, conflitos com equipamentos urbanos e danos mecânicos (Veloso, 2016).

O diagnóstico é essencial na manutenção da floresta urbana, visto que propicia o conhecimento do estado atual das árvores, considerando-se fatores como taxa de

crescimento, necessidades de manejo e presença de infestações. Por meio desse diagnóstico, é possível subsidiar as necessidades de intervenções, a exemplo de podas, tratamento fitossanitário e remoção e/ou substituição da árvore (Schallenberger *et al.*, 2010).

Avaliações fitossanitárias realizadas periodicamente contribui para a manutenção de uma floresta urbana saudável, evitando assim possíveis danos ao patrimônio material e humano, que interagem com a floresta urbana (Silva, 2022). O monitoramento da saúde das florestas urbanas é importante no atual cenário de crescimento urbanístico, mudanças climáticas e desastres naturais que impactam a vegetação urbana (Lindner *et al.*, 2014; Millar; Stephenson, 2015).

O contexto histórico da urbanização mostra que parcela considerável dos centros urbanos brasileiros não realizam o planejamento da arborização, tendo como consequências os conflitos e prejuízos para a gestão pública devido a escolha inadequada de espécies e locais de plantio (Periotto *et al.*, 2019). O plantio inadequado de árvores acarreta em vários problemas que culminam na geração de conflitos com a fiação elétrica, calçadas, poste de iluminação, muros, mobilização, dentre outros (Gonçalves *et al.*, 2021).

O componente da árvore que mais se destaca na arborização viária é a copa, visto que mediante ela ocorre os principais benefícios desejados para a implantação, crescimento e manejo da arborização, a exemplo da redução da amplitude térmica (Velasco, 2007), interceptação e filtragem da água da chuva (Silva *et al.*, 2010) e a valorização estética da floração (Lacerda *et al.*, 2011).

Na realização de inventários da arborização viária, a obtenção de informações sobre a copa das árvores torna-se relevante visto que exemplifica a relação da abrangência das copas e os conflitos com estruturas urbanas (Almeida; Rondon Neto, 2010). Com isso, a área de copa e densidade de cobertura arbórea nos centros urbanos são considerados na análise de índices estruturais (Maco; Mcpherson, 2003).

A análise da distribuição dos dados em classes de área de copa é considerada nos trabalhos relacionados a arborização viária, visto que é por meio de tal análise que se permite uma melhor compreensão da amplitude da cobertura das copas por espécie, bairro e unidade amostral, permitindo assim obter o panorama da arborização analisada associado a outros fatores estruturais (Bobrowski, 2011).

Diante disso, é necessário que as cidades façam um planejamento de sua floresta urbana, para que não ocorram prejuízos para as árvores e para a estrutura urbana, podendo desencadear em impactos ambientais negativos (Silva *et al.*, 2018).

3.4 DINÂMICA DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA

O inventário florestal, no âmbito do manejo de árvores urbanas, é importante para o entendimento do patrimônio arbóreo, bem como identificar as necessidades a nível de manejo. Dessa forma, a equipe técnica encarregada pela gestão da floresta urbana se torna mais eficaz e assim reduz os custos de manutenção, possibilitando o desenvolvimento de estratégias de intervenção visando o replanejamento mais eficaz (Silva *et al.*, 2007). A etapa de gestão contribui para o usufruto dos benefícios da arborização sem ocasionar prejuízos a população e estrutura urbana, permitindo obter o conhecimento da composição das espécies, sua estrutura e comportamento, possibilitando assim a identificação das necessidades de supressão e manejo nos inventários florestais contínuos (Bobrowski, 2011).

Os inventários destinados a arborização viária podem ser realizados de forma periódica ou contínua, destinados ao uso amplo ou específico, em caráter qualitativo (Milano, 1988). O inventário contínuo ou periódico é considerado uma ferramenta essencial para monitoramento. Realizado repetidamente em uma determinada área, ele permite que os mesmos indivíduos arbóreos sejam mensurados, gerando resultados que subsidiam a gestão de políticas administrativas de longo prazo (Bobrowski; Biondi, 2012). A continuidade desses inventários permite analisar a dinâmica da arborização, determinando ao longo do tempo ou período, as mudanças ocorridas na arborização de composição, estrutura e adaptação de espécies e também das características do meio físico.

Nesse contexto, a vegetação urbana não se apresenta como medida estática, visto que é remodelada de forma contínua por fatores humanos e ambientais, além da ocorrência de inserção de diversas espécies exóticas e nativas comparado a arborização urbana (Clarke *et al.*, 2013; Threlfall *et al.*, 2016). Torna-se importante a avaliação das mudanças espaciais e temporais da vegetação urbana devido a obtenção de informações a respeito dos fatores ambientais e sociais que conduzem a dinâmica. Tal fato é relevante em paisagens residenciais em que é possível constatar que as práticas de manejo das árvores são afetadas pelas preferências e atitudes da

população (Cook *et al.*, 2012; Kendal *et al.*, 2012; Heezik *et al.*, 2013; Pearce *et al.*, 2015; Conway, 2016; Visscher *et al.*, 2016).

Diferente da silvicultura “convencional”, a silvicultura urbana se concentra na dinâmica das florestas urbanas e nos desafios impostos pelo processo de urbanização, em constante modificação e estabelecimento de novas diretrizes. A silvicultura urbana oferta uma estrutura sistemática aplicada ao manejo florestal sustentável, com destaque aos benefícios do florestamento em ambientes urbanos (Resemini *et al.*, 2025).

O componente arbóreo urbano está em constante mudança devido aos fatores naturais e antropogênicos. Os fatores naturais incluem a regeneração natural, o crescimento e a mortalidade devido a ação dos insetos e doenças ou até pela idade avançada. Já os fatores antropogênicos que influenciam a cobertura arbórea incluem o plantio, mortalidade e remoção de árvores devido a ações humanas diretas ou indiretas, como o desenvolvimento urbano e a poluição do ar (Nowak, 1993). A combinação desses fatores ao longo do tempo determina os níveis de cobertura arbórea atuais e futuros (Nowak; Greenfield, 2012).

4. MATERIAL

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município do Recife, estado de Pernambuco (Figura 2), nas seguintes coordenadas: 08°04'03"S e 34°55'00"W, ponto central da cidade (Recife, 2013), com limites ao norte pelos municípios de Paulista e Olinda; ao sul, por Jaboatão dos Guararapes; a Leste com o Oceano Atlântico e a Oeste por São Lourenço da Mata (Recife, 2013). Recife possui uma área de 271,01 km², dividida em 94 bairros pertencentes a 6 Regiões Político-Administrativo – RPAs, com estimativa de 1.488,920 habitantes e densidade demográfica de 6.803,60 hab/km² (IBGE, 2022).

O clima da região é do tipo tropical úmido (As'), de acordo com a classificação climática de Koppen e Geiger (Recife, 2023). A temperatura mínima média alcançada é de 21,8°, enquanto a máxima média anual é de 29 °C (APAC, 2024).

O município do Recife localiza-se em uma região costeira de baixa altitude, apresentando média em torno de 4 metros acima do nível do mar. Sua configuração topográfica é marcada pelo predomínio de áreas planas, que se distribuem principalmente nas zonas centrais e litorâneas, enquanto setores mais elevados concentram morros e colinas, compondo aproximadamente dois terços do território municipal. Além disso, há a presença de áreas aquáticas que correspondem a porções significativas de rios, canais e estuários, elementos que também definem a paisagem local (Prefeitura do Recife, 2021).

Antes da intensificação do processo de urbanização, a cobertura vegetal do Recife era composta por remanescentes da Mata Atlântica ombrófila densa, mosaicos de restinga distribuídos ao longo dos cordões arenosos costeiros, amplas áreas de manguezais estuarinos associados aos rios como Capibaribe e Beberibe, além de várzeas periodicamente alagáveis, fundamentais para a dinâmica hídrica local. Atualmente, a vegetação predominante no município se restringe a remanescentes de manguezais e áreas de restinga, complementadas pela arborização urbana implantada em ruas, praças e parques (Silva; Lira, 2022; Moura; Bezerra; Lapa, 2023; Coêlho; Lima Neto, 2023; Aniceto, 2024).

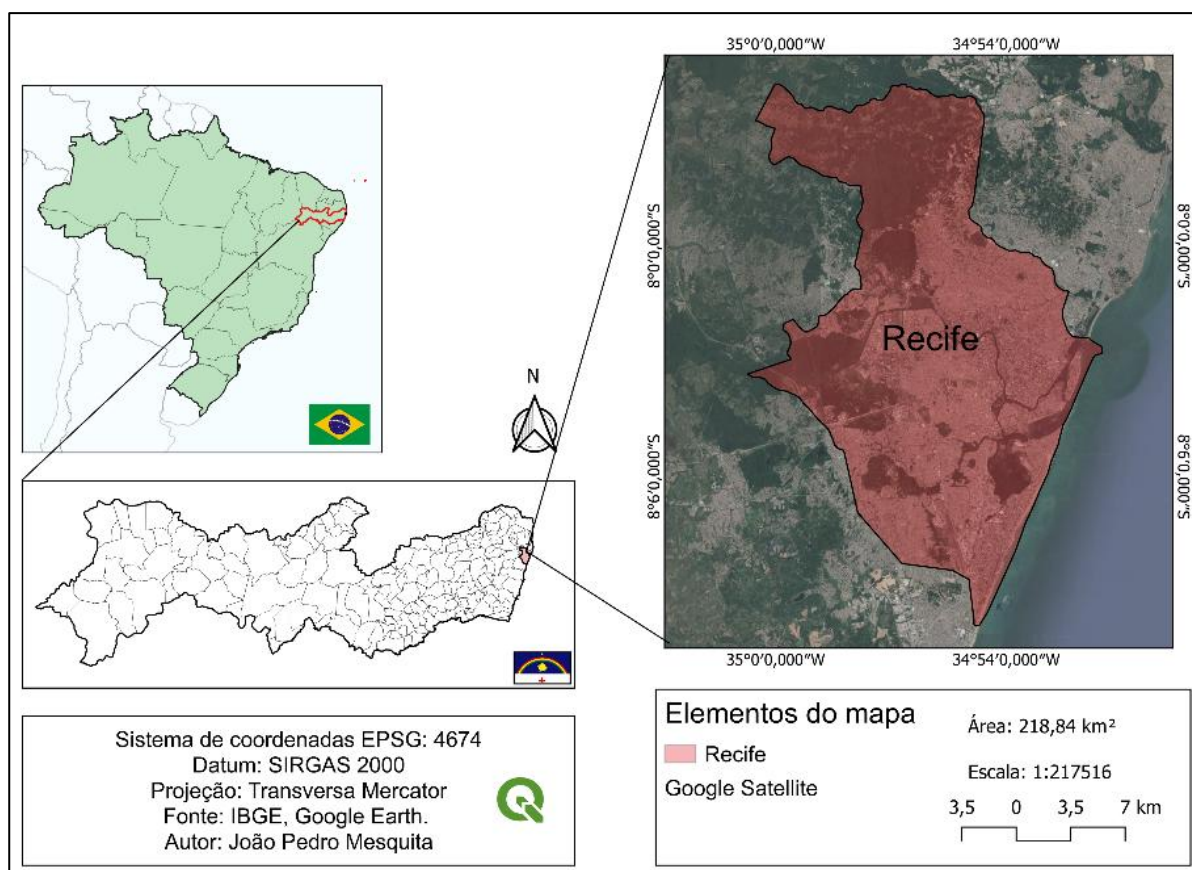


Figura 2. Mapa de localização da região metropolitana do Recife, Pernambuco.

Fonte: O Autor (2025).

4.2 AMOSTRAGEM

Para a remedição adotou-se o estudo intitulado “Diagnóstico da Arborização de Ruas da Cidade do Recife” (Biondi, 1985), que foi o primeiro a ser realizado na arborização de ruas em Recife, o qual compreendeu o inventário da arborização viária aplicando-se o Sistema de Amostragem Aleatória que, por meio do levantamento florístico (Recife, s.d.), determinou as ruas consideradas arborizadas do município.

Inicialmente, Biondi (1985) definiu que a população amostral foi composta de 220 unidades, apresentando-se, ao mínimo, 30% de arborização. Após escolha aleatória das unidades, aplicou-se o critério da presença de quadras com ao menos 1 (uma) árvore a cada 30 metros. Para a determinação do tamanho das unidades amostrais, o mesmo autor considerou sete dimensões distintas, sendo escolhida, neste estudo, a medida de 350 m x 560 m, correspondente à metade de uma quadrícula do mapa oficial, o que possibilitou maior viabilidade no caminhar das atividades de campo. Dessa forma, o inventário foi conduzido em oito unidades

amostrais (Figura 3), totalizando uma área de 1.568.000 m², com limite de erro de 10% e nível de confiança de 95%.

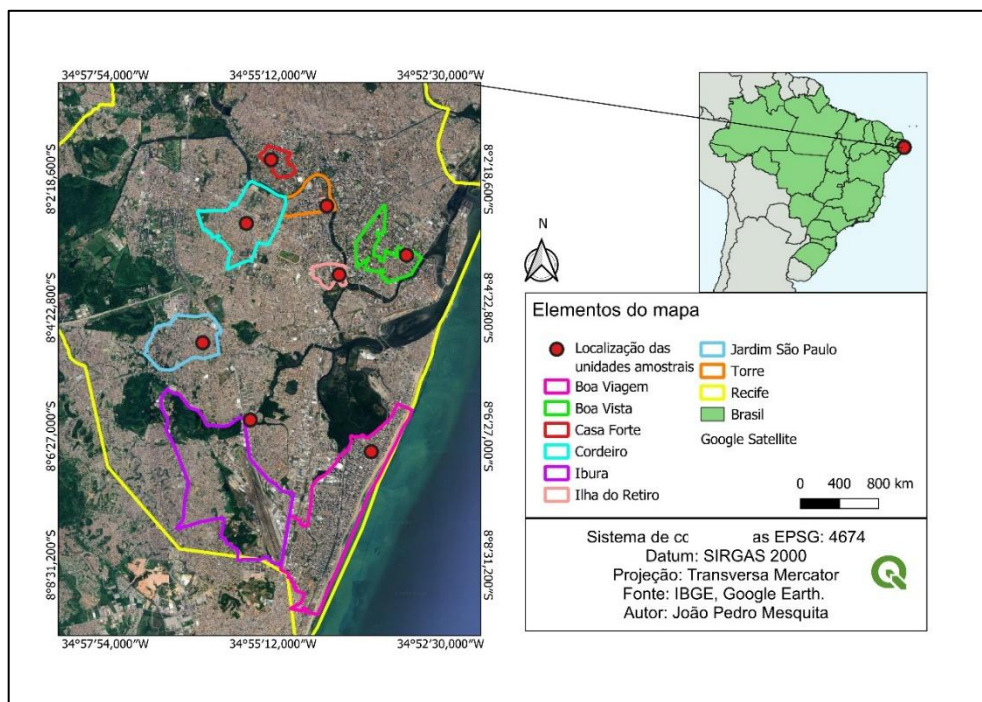


Figura 3. Mapa de distribuição das unidades amostrais em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

Para identificação e comparativo das Unidades Amostrais (UA's), do presente estudo com o estudo de Biondi (1985), considerou-se: Unidade Amostrai de Boa Viagem (UA1), Ilha do Retiro (UA2), Cordeiro (UA3), Torre (UA4), Boa Vista (UA5), Jardim São Paulo (UA6), Ibura (UA7) e Casa Forte (UA8) (Figura 3).

Em relação a delimitação das unidades amostrais, utilizou-se as cópias dos croquis de campo utilizados por Biondi (1985), em que seus vértices e eixos periféricos apresentam-se definidos. Foi feita a inserção de coordenadas e confecção de arquivos em formato KML por meio do programa Google Earth (Silva *et al.*, 2023; Cecato; Rodrigues; Boverio, 2020) para que se possa localizar os limites de amostragem de cada unidade amostral e dessa forma, viabilizar o caminhamento para a execução do inventário.

4.3 VARIÁVEIS MENSURADAS E INSTRUMENTOS UTILIZADOS

Para registro dos dados obtidos em campo, em que a composição florística foi composta por indivíduos arbóreos, arbustos e palmeiras, utilizou-se uma planilha

(Apêndice 1) adaptada de Biondi (1985) e Bobrowski (2011), em que constam 22 (vinte e duas) variáveis distintas, sendo assim especificadas:

a) Espécie (SP) - Procedeu-se a codificação das espécies à medida que a coleta de dados foi realizada. A identificação de espécies ocorreu por reconhecimento *in loco*, de um engenheiro florestal experiente; a origem (exótica ou nativa do Brasil) teve-se como base de consulta o portal *online* da Flora do Brasil 2020 (Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2023).

b) Localização da árvore (LOC) - Número de rua ou endereço;

c) Distâncias - Distância do meio fio à árvore (DMF): em metros (m); Distância de construções ou muros à árvore (DC): em metros (m); Distância à próxima árvore (DA): em metros (m);

d) Rede de energia elétrica - Distância da projeção da rede à árvore (DP): em metros (m); Altura da rede da parte mais baixa (HF): em metros (m);

e) Árvore - Altura da árvore (H): em metros (m); Altura da primeira bifurcação (HB): em centímetros (cm); Circunferência à Altura do Peito (CAP): em centímetros (cm);

f) Condições - Condições da copa (CC); Condições do tronco (CT); Condições da raiz (CR); Localização (L);

g) Danos - Danos devido à poda (DP); Danos físicos ao tronco (DF); Presença de insetos (PI); Presença de doenças (PD);

h) Área de crescimento da árvore (AC) - em metros (m);

i) Estado fitossanitário e estrutural da árvore (EF) - 1 - árvore boa, vigorosa, 2 - árvore satisfatória, 3 - árvore ruim, 4 - árvore morta ou com morte iminente;

j) Necessidades de tratamento (NT) - 1 - poda leve, 2 - poda pesada, 3 - reparos de danos físicos; 4 - controle de insetos; 5 - controle de doenças; 6 - remoção da árvore; k) Observações de caráter complementar.

(OBS): 1 - árvore deformada por poda pesada, 2 - árvore com fungo Oidium, 3 - árvore com cochonilhas, 4 - árvore com problema de tutoramento (plantios recentes), 5 - árvore com severos danos físicos, 6 - árvore com homópteros nas folhas, 7 - árvore apresentando leves danos físicos, 8 - árvore plantada irregularmente, 9 - árvore apresentando necrose nas folhas, 10 - árvore com folhas danificadas por insetos, 11 - árvore com tronco danificado por larvas de insetos (brocas).

Para obter a Circunferência à Altura do Peito (CAP), utilizou-se uma fita métrica de 150cm. Para a estimativa da altura total da árvore (H), altura da rede de energia elétrica (HF) e altura da primeira bifurcação (HB), foi utilizado o aplicativo “*Trees*”. Para obtenção das demais medidas propostas (distância do meio fio à árvore (DMF), distância de construções ou muros à árvore (DC); distância à próxima árvore (DA), distância da projeção da rede à árvore (DP), altura da árvore (H); altura da primeira bifurcação (HB); circunferência da árvore (CAP) e área de crescimento da árvore (AC), definida como alegrete pelo Manual de Arborização do Recife (2017), foi utilizada uma trena métrica (50m). Foi utilizado os dados de medição da Circunferência à Altura do Peito (CAP) para obtenção do Diâmetro a Altura do Peito (DAP).

5. MÉTODO

5.1 INVENTÁRIO QUALI-QUANTITATIVO

Em relação ao porte, foi adotado o método de classificação de altura adaptado por Hofle (2010), em que árvores de grande porte possuem altura maior que 10 m, médio porte árvores com altura entre 6 e 10 m e pequeno porte 4 a 5,99 m. Os indivíduos com altura inferior a 4 m foram agrupados na classe de pequeno porte ($\leq 5,99$ m).

Para a delimitação e estimativa das áreas de copa utilizou-se imagens de satélite do Google Earth (2024) processadas no software QGIS 3.32.3, baseado no estudo de Lima Neto *et al* (2012). Para esta análise, também foi utilizado o processo de fotointerpretação por meio de imagens de satélite disponível no complemento “HCMGIS” (BaseMaps - Google satélite) do software. A mensuração das áreas de copas foi realizada a partir da criação de arquivos vetoriais, do tipo polígono para representar os geo-objetos em cada rua nas unidades amostrais estudadas.

5.2 ÍNDICES ECOLÓGICOS E PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS

A arborização viária, composta pelos indivíduos arbóreos do presente estudo, foi analisada por meio da análise quantitativa de árvores, florística e proporção de táxons e condição das árvores, adaptada do estudo de Bobrowski (2011).

No que se refere a análise estatística do quantitativo de espécies, realizou-se o “teste t de *Student*” para comparação das médias dos inventários (1985 e 2025), a 1% de probabilidade. Para a determinação da florística e proporção de táxons, foi comparado cada ano do período 1985-2025.

Foram aplicados os índices de diversidade (Apêndice 2) de Shannon-Weaver e Simpson, além do índice de riqueza de Odum. Na análise da equidade da distribuição das espécies, utilizou-se o índice de Pielou. Para análise de similaridade florística, aplicou-se o coeficiente de Jaccard, visto que são utilizados em diversos estudos de manejo de árvores urbanas (Rode *et al.*, 2009; Lima Neto *et al.*, 2021).

Em relação aos parâmetros fitossociológicos (Apêndice 3), segundo a metodologia adaptada de Moro e Martins (2011) e Bobrowski, Ferreira e Biondi (2016), considerando: Frequência relativa (FR); dominância absoluta (DoA); dominância relativa (DoR); densidade total (DT); densidade absoluta (DA); densidade relativa (DR); valor de cobertura absoluto (VC); valor de cobertura relativo (VC%); valor de importância absoluto (VI) e valor de importância relativo (VI%) e Índice de Performance (IPE), sendo possível apontamentos das espécies mais adaptadas inseridas no meio urbano (Reis *et al.*, 2017). Considerando os dados descritos no inventário (condições de copa, tronco, raiz e locais), foi possível classificar a qualidade das árvores.

5.3 PARÂMETROS QUALITATIVOS DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA

Em relação as condições das árvores, utilizou-se como base os critérios definidos por Biondi (1985):

a) Condições da Copa:

1 = copa vigorosa: não apresenta sinais de insetos, doenças ou injúrias mecânicas; pouco ou nenhum trabalho de correção; possui forma representativa da espécie;

2 = copa com médio vigor: pode precisar de podas corretivas ou reparos; pode faltar forma característica da espécie; poucos sinais de insetos, doenças e injúrias mecânicas;

3 = copa em estado geral de declínio: mostra severos danos causados por insetos, doenças e injúrias mecânicas; com folhagem de cor amarela ou seca;

b) Condições do Tronco:

1 = tronco com casca sem danos; forma ereta, livre da presença de insetos e doenças;

2 = tronco com leves tortuosidades e/ou parte da casca destruída, exigindo pequenos reparos; poucos sinais de insetos e doenças;

3 = tronco apresentando grande tortuosidade e/ou toda casca destruída; mostra severos danos causados por insetos e doenças; sem nenhuma chance de recuperação;

c) Condições da Raiz:

1 = raiz totalmente de forma subterrânea;

2 = raiz de forma superficial só na área de crescimento da árvore;

3 = raiz de forma superficial, ultrapassando a área de crescimento da árvore, provocando rachaduras nas calçadas;

e) Localização:

1 = residência;

2 = ponto comercial;

3 = parada de ônibus ou ponto de taxi;

4 = indústria;

5 = escola;

6 = estacionamento de veículos;

7 = praça;

8 = terreno baldio;

9 = área em construção;

10= quartel;

11= igreja.

A classificação dos danos às árvores foi estabelecida segundo Biondi (1985):

a) danos devido a poda (registrou-se apenas o predominante)

0 = nenhum;

1 = não balanceamento de copa;

2 = deformação de copa;

3 = remoção de copa;

4 = ferida de corte grande e sem nenhum preservativo

5 = grandes tocos de galho deixados a baixa altura;

b) danos físicos ao tronco (registrou-se apenas o predominante):

0 = nenhum;

1 = defeitos ou danos físicos devido às amarras do tutor;

2 = descascamento ou anelamento do tronco;

3 = presença de objetos estranhos no tronco (pregos, arames, etc.);

4 = cortes no tronco;

5 = danos devido a veículos;

6 = envolvimento do tronco com arame farpado;

h) presença de insetos (registrou-se apenas a predominante):

0 = nenhuma;

1 = broca;

2 = lagartas;

3 = formigas cortadeiras;

4 = cochonilhas;

5 = percevejos;

6 = cupim;

7 = soldadinhos (membracídeos);

8 - pulgão;

9 - ácaro;

i) presença de doenças (registrou-se apenas a predominante):

0 = nenhuma;

1 = fungos;

2 = bactérias;

3 = vírus;

4 = abiótica;

A classificação do estado fitossanitário e estrutural das árvores foi estabelecido segundo Milano (1984):

1 = árvore boa, vigorosa, que não apresenta sinais de insetos, doenças ou injúrias mecânicas, que apresenta a forma característica da espécie e não requer trabalhos de correção;

2 = árvore satisfatória; apresenta condições e vigor médios para o local, pode apresentar pequenos problemas de insetos, doenças ou danos físicos e necessitar poda corretiva, reparos de danos físicos ou controle de insetos e doenças;

3 = árvore ruim; apresenta estado geral de declínio e pode apresentar severos danos de insetos, doenças ou físicos e, embora não aparente morte iminente, pode requerer muito trabalho de recuperação;

4 = árvore morta ou que, devido a danos de insetos, doenças ou físicos, aparenta morte iminente.

Os indivíduos com necessidade de manutenção foram determinados segundo a classificação definida por Milano (1984):

1 = poda leve, para remoção de galhos secos, quebrados ou infectados, em pequeno número e que não altere a forma da árvore; 2 = poda pesada, para remoção de grande quantidade de galhos, visando corrigir má formação da copa ou eliminação de insetos, doenças ou danos físicos, podendo alterar a forma da árvore; 3 = reparos de danos físicos; 4 = controle de insetos; 5 = controle de doenças; e 6 = remoção da árvore.

Os dados qualitativos obtidos na planilha de coleta de campo foram submetidos à análise de agrupamento (*cluster analysis*), objetivando-se o agrupamento das unidades amostrais quanto aos atributos qualitativos da arborização, bem como as espécies que se associam a um número de grupos equivalentes, originados a partir da semelhança entre si e distinções com os demais, no pacote estatístico R 4.2.

5.4 DINÂMICA DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA

No que se refere a dinâmica, foram considerados: (1) Diagnóstico qualitativo dos períodos 1985 e 2025, (2) diversidade e fitossociologia por unidade amostral dos períodos 1985 e 2025 e 3) espécies mais adequadas para a arborização viária.

5.5 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES MAIS ADEQUADAS

Para realizar a classificação das espécies mais adequadas, utilizou-se a metodologia de Biondi (1985), que consiste na utilização de seis variáveis de maior relevância para se obter o grau de adequação das árvores de rua e posteriormente a classificação do 1º ao 12º lugar. As variáveis utilizadas foram: Resistência a insetos, resistência a doenças, necessidade de manutenção, danos devido a poda, danos físicos e condição geral da árvore. Em casos de duas ou mais espécies obtiverem os mesmos resultados, será utilizada a frequência de plantio como critério de desempate.

Em relação a definição de pesos, com exceção da variável “condição geral da árvore”, as demais variáveis foram consideradas com a mesma importância. Para a obtenção da classificação parcial (Cp) considerou-se a média aritmética da classificação das cinco variáveis.

A variável condição da árvore foi obtida por meio da média aritmética das variáveis condições de copa, tronco e raiz, em que a menor média foi considerada a melhor devido ser mais próxima da condição “1”, definida como boa.

Com isso, a classificação final das espécies mais adequadas foi obtida pelo somatório da classificação parcial com a classificação da condição geral da árvore.

6. PROCESSAMENTO DOS DADOS

Os dados foram tabulados e analisados nos softwares Microsoft Excel® versão 2013 e pacote estatístico R 4.2. Dessa forma, fez-se a estatística descritiva dos índices de diversidade e fitossociológicos em que foram consideradas as diferenças entre as unidades amostrais do estudo, bem como das espécies presentes em cada unidade amostral. Em relação às variáveis, foram calculados a média e o desvio padrão, sendo utilizada a ferramenta *boxplot* para as variáveis quantitativas, como também foi realizado a comparação das médias por meio da análise de variância ANOVA e o teste de Tukey a 5% e 1% de significância, quando necessário.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 DINÂMICA DA COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA ENTRE 1985-2025

No presente estudo, foram encontrados 1.112 indivíduos, sendo 903 indivíduos arbóreos e 209 não arbóreos (arbustos e palmeiras), pertencentes a 24 famílias botânicas distribuídos em 74 espécies. (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies encontradas no inventário da arborização viária das unidades amostrais de Recife-PE, em 2025.

Nome científico	Nome Popular	Família	O	FR
<i>Acrocomia intumescens</i> Drude	Macaíba	Arecaceae	N	0,27%
<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc.	Palmeira-de-manila	Arecaceae	E	8,18%
<i>Albizia lebbbeck</i> (L.) Benth.	Albizia	Fabaceae	E	0,27%
<i>Annona muricata</i> L.	Graviola	Annonaceae	E	0,09%
<i>Annona squamosa</i> L.	Pinha	Annonaceae	E	0,09%
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Pau-de-jangada	Malvaceae	N	0,18%
<i>Araucaria heterophylla</i> (Salisb.) Franco	Árvore-de-natal	Araucariaceae	E	0,09%
<i>Azadirachta indica</i> A.Juss.	Neem	Meliaceae	E	2,25%
<i>Bauhinia monandra</i> Kurz	Pata-de-vaca	Fabaceae	E	1,80%
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjarana	Meliaceae	N	0,27%
<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Flamboyanzinho	Fabaceae	N	0,18%
<i>Calophyllum inophyllum</i> L.	Puna	Calophyllaceae	E	0,54%
<i>Carica papaya</i> L.	Mamoeiro	Caricaceae	E	0,09%
<i>Cassia fistula</i> L.	Cássia-imperial	Fabaceae	E	0,36%
<i>Cassia javanica</i> L.	Acácia-rosa	Fabaceae	E	0,27%
<i>Cenostigma pluviosum</i> (dc.) gagnon & g.p.lewis	Sibipiruna	Fabaceae	N	0,63%
<i>Cinnamomum verum</i> J. Presl.	Canela-verdadeira	Lauraceae	E	0,09%
<i>Citrus aurantium</i> L.	Tangerina	Rutaceae	E	0,18%
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Sombreiro	Fabaceae	N	2,61%
<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	Flamboyant	Fabaceae	E	0,27%
<i>Duranta erecta</i> L.	Pingo-de-ouro	Verbenaceae	E	0,09%
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia	Myrtaceae	N	0,36%
<i>Fagraeae berteriana</i> A.Gray ex Benth.	Pua kenikeni	Gentianaceae	E	0,18%
<i>Ficus benjamina</i> L.	Ficus-benjamin	Moraceae	E	11,96%
<i>Ficus lyrata</i> Warb.	Ficus-lira	Moraceae	E	0,18%
<i>Ficus carica</i> L.	Figueira	Moraceae	E	0,09%
<i>Filicium decipiens</i> (Wight & Arn.)	Felício	Sapindaceae	E	3,33%
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Rutaceae	N	0,09%

(Continuação)

Nome científico	Nome Popular	Família	O	FR
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	Bignoniaceae	N	5,04%
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-rosa	Bignoniaceae	N	1,26%
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Fabaceae	N	0,09%
<i>Jupunba filamentosa</i> (Benth.) M.V.B. Soares et al.	Olho-de-Pombo	Fabaceae	N	0,36%
<i>Lagerstroemia indica</i> (L.) Pers.	Resedá	Lythraceae	E	0,18%
<i>Lagerstroemia speciosa</i> (L.) Pers.	Resedá-gigante	Lythraceae	E	0,54%
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.	Leucena	Fabaceae	E	0,18%
<i>Libidibia férrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P. Queiroz	Pau-ferro	Fabaceae	N	0,54%
<i>Livistona chinensis</i> (Jacq.) R. Br. ex Mart.	Palmeira-leque	Arecaceae	E	0,09%
<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Acerola	Malpighiaceae	E	0,54%
<i>Mangifera indica</i> L.	Mangueira	Anacardiaceae	E	0,18%
<i>Moquilea tomentosa</i> (Benth.)	Oiti	Chrysobalanaceae	N	12,59%
<i>Moringa Oleifera</i> Lam.	Acácia-branca	Moringaceae	E	0,36%
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack.	Murta	Rutaceae	E	1,44%
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	Castanha-do-maranhão	Malvaceae	N	0,09%
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon	Pau-Brasil	Fabaceae	N	2,43%
<i>Persea americana</i> Mill.	Abacateiro	Lauraceae	E	0,18%
<i>Phoenix roebelenii</i> O'Brien	Palmeira-fênix	Arecaceae	E	0,18%
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Mata-fome	Fabaceae	E	2,88%
<i>Platycladus orientalis</i> (L.) Franco	Tuia-da-china	Cupressaceae	E	0,09%
<i>Plumeria pudica</i> Jacq.	Buquê-de-noiva	Apocynaceae	E	3,60%
<i>Plumeria rubra</i> L.	Jasmim-manga	Apocynaceae	E	0,27%
<i>Pritchardia pacifica</i> Seem. & H.Wendl.	Palmeira-pritchardia	Arecaceae	E	0,36%
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Algaroba	Fabaceae	E	0,36%
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine.	Araçá-rosa	Myrtaceae	N	0,36%
<i>Psidium guajava</i> L.	Goiabeira	Myrtaceae	N	0,27%
<i>Roystonea oleracea</i> O. F. Cook.	Palmeira-imperial	Arecaceae	E	2,43%
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sabão-de-soldado	Sapindaceae	N	1,35%
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira-vermelha	Anacardiaceae	N	0,90%
<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin & Barneby	Cássia-de-sião	Fabaceae	E	12,14%
<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	Cajá-manga	Anacardiaceae	E	0,09%
<i>Spondias mombin</i> L.	Cajá	Anacardiaceae	E	0,27%
<i>Spondias purpurea</i> L.	Seriguela	Anacardiaceae	E	0,09%
<i>Sterculia foetida</i> L.	Chichá-fedorento	Malvaceae	E	0,45%
<i>Syzygium jambos</i> L.	Jambeiro	Myrtaceae	E	0,54%

(Conclusão)				
Nome científico	Nome Popular	Família	O	FR
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f.ex S. Moore	Craibeira	Bignoniaceae	N	1,17%
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-amarelo	Bignoniaceae	N	0,18%
<i>Handroanthus heterophylla</i> (DC.) Britton	Ipê-rosa	Bignoniaceae	E	0,09%
<i>Tabernaemontana divaricata</i> (L.) R.Br.	Jasmim-café	Apocynaceae	E	0,18%
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Ipê-de-jardim	Bignoniaceae	E	1,26%
<i>Terminalia buceras</i> (L.) C. Wright	Olivo-negro	Combretaceae	E	0,09%
<i>Terminalia catappa</i> L.	Castanhola	Combretaceae	E	4,32%
<i>Thespesia populnea</i> (L.) Sol. ex Corrêa	Algodão-da-praia	Malvaceae	E	2,34%
<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) K.Schum.	Chapéu-de- napoleão	Apocynaceae	N	2,61%

Legenda: (O) – Origem; (FR) - frequência relativa.
 Fonte: O Autor (2025).

No estudo de Biondi (1985), foram identificados 1.259 indivíduos, encontrando-se 1.241 indivíduos arbóreos e 18 não arbóreos (arbustos e palmeiras), pertencentes a 12 famílias botânicas distribuídos em 31 espécies. (Tabela 2).

Tabela 2. Lista de espécies encontradas no inventário da arborização viária das unidades amostrais de Recife (PE), em 1985.

Espécie	Nome Popular	Família	O	FR
<i>Albizia lebbekioides</i> (DC.) Benth.	Albícia	Fabaceae	E	0,40%
<i>Acrocomia intumescens</i> Drude.	Macaúba	Arecaceae	N	0,40%
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Murici	Malpighiaceae	N	0,16%
<i>Cassia fistula</i> L.	Canafistula	Fabaceae	E	0,16%
<i>Cassia grandis</i> L.	Cassia-grande	Fabaceae	N	2,46
<i>Cascabela thevetia</i> (L.) Lippold	Chapéu-de- napoleão	Apocynaceae	E	0,63%
<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i> (Benth.) Gagnon & G.P.Lewis.	Sibipiruna	Fabaceae	N	0,48%
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard.	Sombreiro	Fabaceae	N	6,20%
<i>Couroupita guianensis</i> Aubl.	Abricó-de-macaco	Lecythidaceae	N	0,80%
<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook.) Raf.	Flamboyant	Fabaceae	E	3,02%
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia	Myrtaceae	N	0,16%
<i>Ficus elastica</i> Roxb.	Seringueira	Moraceae	E	0,16%
<i>Ficus microcarpa</i> L. F	Figueira-de- bengala	Moraceae	E	3,49%
<i>Filicium decipiens</i>	Árvore-samambaia	Sapindaceae	E	0,87%

Espécie	Nome Popular	Família	(Conclusão)	
			O	FR
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	Ipê-roxo	Bignoniaceae	N	1,27%
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Leucena	Fabaceae	E	0,08%
<i>Mauritia flexuosa</i> L.F.	Buriti	Arecaceae	N	0,40%
<i>Moquilea tomentosa</i> Benth.	Oiti	Chrysobalanaceae	E	16,60%
<i>Paubrasilia echinata</i> (Lam.) Gagnon, H.C.Lima & G.P.Lewis	Pau-brasil	Fabaceae	N	0,16%
<i>Pithecellobium Dulce</i> (Roxb.) Benth.	Mata-fome	Fabaceae	E	1,59%
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Algaroba	Fabaceae	E	7,31%
<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F.Cook	Palmeira-imperial	Arecaceae	E	0,40%
<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S.Irwin & Barneby	Cássia-de-sião	Fabaceae	E	36,93%
<i>Spathodea campanulata</i> P. Beauv.	Espatódea	Bignoniaceae	E	0,71%
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Jamelão	Myrtaceae	E	0,08%
<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & L.M.Perry	Jambo-vermelho	Myrtaceae	E	0,48%
<i>Tamarindus indica</i> L.	Tamarindeiro	Fabaceae	E	0,24%
<i>Terminalia catappa</i> L.	Castanhola	Combretaceae	E	12,63%
<i>Thespesia populnea</i> (L.) Sol. ex Corrêa	Algodão-da-praia	Malvaceae	E	1,59%
Não identificada 1.	-	-	-	0,08%
Não identificada 2.	-	-	-	0,08%

Legenda: (O) – Origem; (FR) - frequência relativa.

Fonte: Biondi (1985).

Em relação ao quantitativo de famílias, observou-se que, em 2025, as famílias Fabaceae (16), Anacardiaceae e Bignoniaceae (8) e Arecaceae (6) apresentaram o maior número de espécies. Biondi (1985) identificou que a família Fabaceae (12) possui a maior quantidade de espécies, sendo 38,70% do total amostrado, seguido das famílias Arecaceae (3) e Bignoniaceae (2). Nesse contexto, observa-se que ocorreu um aumento de mais de 100% na quantitativo de famílias entre os períodos, constatando assim maior diversidade na composição florística.

Dentre as espécies da família Fabaceae registradas em 2025, nove foram classificadas como exóticas e sete como nativas. Já no estudo de Biondi (1985), oito são exóticas e quatro nativas, evidenciando o acréscimo de quatro espécies da família entre os períodos. É comum encontrar a presença da família Fabaceae, visto que é considerada a família mais abundante em florestas tropicais devido à sua diversidade de espécies e importância ecológica (Gomes *et al.*, 2018).

Foi realizado o teste t a nível de gênero, família e espécie entre os períodos de 1985-2025 (Tabela 3).

Tabela 3. Teste t para comparação de frequência dos gêneros, famílias e espécies encontrados na arborização viária de Recife-PE, em 1985 e 2025

Parâmetros	<i>FF</i>	<i>FF</i>	<i>FG</i>	<i>FG</i>	<i>FE</i>	<i>FE</i>
Ano	(1985)	(2025)	(1985)	(2025)	(1985)	(2025)
Média	0,0858	0,0420	0,0160	0,0122	0,3571	0,8690
Variância	0,0323	0,0053	0,0061	0,0013	0,2323	0,1151
Observações	27	27	69	69	84	84
Correlação de Pearson	-0,115		-0,265		-0,5208	
<i>p</i> -valor ($\alpha=0,05$)	0,175 ^{ns}		0,287 ^{ns}		$5,19 \times 10^{-9**}$	

Legenda: FF – Frequência de Famílias; FG – Frequência de Gêneros; FE – Frequência de Espécies nos anos avaliados. ns = não significativo ($p > 0,05$); * = significativo a 5% ($p < 0,05$); ** = significativo a 1% ($p < 0,01$).

Fonte: O Autor (2025).

Os resultados mostram que apesar do aumento no número de famílias registradas entre 1985 e 2025, a frequência média por família foi superior em 1985. Em 2025, observou-se uma redução na variabilidade dessas frequências, o que indica uma distribuição mais equilibrada entre as famílias no período. No entanto, *p*-valor obteve valor acima do nível de significância de 1% ($\alpha = 0,01$), indicando que a diferença não é significativa. Dessa maneira, mesmo com o crescimento na diversidade de famílias ao longo do tempo, a representatividade média por família manteve-se relativamente estável.

Os resultados evidenciaram uma redução na frequência média dos gêneros ao longo do tempo. Observou-se também uma diminuição nas variâncias, sugerindo que, em 2025, as frequências estão distribuídas de forma mais homogênea entre os gêneros. A correlação de Pearson indica uma leve tendência de gêneros mais comuns em 1985 terem se tornado menos frequentes em 2025. No entanto, como o *p*-valor (0,287) foi superior ao nível de significância de 5%, não se verificou diferença estatisticamente significativa entre as médias de frequência dos gêneros nos dois anos analisados.

Na tabela 3, observa-se que houve uma mudança estatisticamente significativa ($p=5,19 \times 10^{-9}$) nas espécies ao longo do período de 1985 a 2025. A média da frequência observada em 2025 (0,869) é muito maior do que em 1985 (0,357). Isso indica um aumento aparente na frequência das espécies.

Foi observado também que a variância diminuiu significativamente de 1985 para 2025. Isso indica que a dispersão das frequências das espécies em 2025 é menor, ou seja, as espécies tendem a ter frequências mais próximas da média em 2025 do que em 1985. Isso poderia indicar uma arborização mais "equalizada" em termos de frequência, ou seja, menos espécies muito raras ou muito dominantes.

A correlação de Pearson negativa de -0,5208 indica que as espécies que eram predominantes em 1985 tendem a ser menos frequentes em 2025 enquanto as menos frequentes em 1985 tornam-se mais comuns em 2025. Isso implica uma reestruturação da arborização em termos de dominância e distribuição das espécies. Aponta-se ainda a possibilidade de haver espécies novas se tornando mais comuns, ou espécies anteriormente raras se tornando mais difundidas, enquanto as antigas diminuem sua abrangência. Esses resultados evidenciam o processo de dinâmica da arborização sob efeitos de manejo urbano (substituições com outras espécies nos plantios), que alteraram a composição e abundância de espécies nas amostras analisadas. Em relação à quantidade de indivíduos, houve um déficit de 147 indivíduos entre os períodos analisados, correspondendo a uma perda de 11,68% do número de árvores nas calçadas entre os períodos.

As espécies mais frequentes em 2025 foram *M. tomentosa* (12,59%), *S. siamea* (12,14%) e *F. benjamina* (11,96%), representando 36,69% do número total de indivíduos amostrados. Já no estudo de Biondi (1985), evidenciou-se as seguintes espécies e quantitativo: *S. siamea* (36,93%), *M. tomentosa* (16,60%) e *T. catappa* (12,63%), com representatividade de 66,16% do total amostrado. Isso revela uma menor proporção por espécie e maior diversidade de espécies entre os períodos, com destaque a espécie *S. siamea*, que obteve um decréscimo de 330 indivíduos. Essa busca pela maior diversidade de espécies pode ser explicada devido à baixa uniformidade das comunidades ecológicas de árvores urbanas decorrentes da dominância de poucas espécies dentro de um centro urbano (Lohr; Kendal; Dobbs., 2016; Wang; Zhang, 2022).

Assim, observa-se que as três espécies mais frequentes ultrapassam o limite recomendado. Segundo Santamour (1990), nenhuma espécie deve representar mais de 10% do total de indivíduos em áreas arborizadas, pois concentrações superiores aumentam a vulnerabilidade a pragas e doenças e reduzem a diversidade vegetal.

Constatou-se que 66,22% espécies foram classificadas como exóticas e 33,78% como nativas do Brasil, já no estudo de Biondi (1985), 87,68% foram classificadas como exóticas e 12,31% como nativas do Brasil. A abundância de indivíduos de espécie exótica pode ser justificada pela prática comum de utilização das espécies exóticas em projetos de arborização no Brasil, o que ocorre tanto por pouco conhecimento de espécies nativas, como pela preferência pelas espécies exóticas, por já serem utilizadas em várias cidades no país na arborização urbana (Santos; Antunes; Bessegatto, 2017).

No entanto, a abundância de indivíduos exóticos pode contribuir para processos de invasões biológicas, que pode acarretar a perda da biodiversidade, além de passarem a se reproduzir ocupando o espaço das espécies nativas, tornando-se dominantes e produzindo modificações nos processos ecológicos naturais (Pontes; Pellizzaro, 2019; Ricklefs, 2021).

Alves, Costa e Costa (2023), em seu estudo sobre espécies exóticas na arborização, constataram que o *F. benjamina* é a espécie exótica mais utilizada na arborização urbana no Brasil, apesar de ser responsável por acarretar conflitos com as estruturas urbanas. Outra espécie recorrente é *A. indica*, que é muito apreciada pela população por causa de sua facilidade de adaptação e rápido crescimento, além da sua copa densa e de boa sombra (Júnior *et al.*, 2008). A predominância dessas espécies também foi obtida na arborização de outras cidades como Marabá – PA (Lopes *et al.*, 2021), Imperatriz – MA (Silva *et al.*, 2018), Grajaú – RJ (Pereira *et al.*, 2019), Mangabeira – CE (Calixto; Santana; Lira, 2009).

O quantitativo de indivíduos não arbóreos também se destaca, com incremento de 191 indivíduos entre os períodos. As palmeiras se destacam pela sua diversidade de usos, inclusive no paisagismo de jardins. Na arborização viária é frequentemente utilizada, devido à alta adaptabilidade em regiões tropicais e estão presentes em quase todos os domínios fitogeográficos do Brasil (Zambrana *et al.*, 2007). No estudo de Maria, Biondi e Bobrowski (2016) realizado em Itanhaém (SP), espécies da família Arecaceae representaram 25% dos indivíduos de porte arbóreo que compõem a arborização viária da cidade.

No presente estudo, cerca de 51,35% das espécies inventariadas apresentaram menos de três indivíduos. Isso pode ser reflexo de substituições ou plantio voluntário realizado por moradores, sem consentimento do órgão gestor da

arborização municipal, corroborado por Coelho e Lima Neto (2023), visto que se deve priorizar um padrão de plantio em ruas com as mesmas espécies em sequência ou intercaladas, a fim de promover melhor gestão para tratamentos silviculturais dos indivíduos plantados.

Foram encontradas 18 espécies em comum nos dois períodos inventariados (1985 – 2025), em que se registrou incremento (ganhos) e decremento (perdas) entre as espécies (Figura 4).

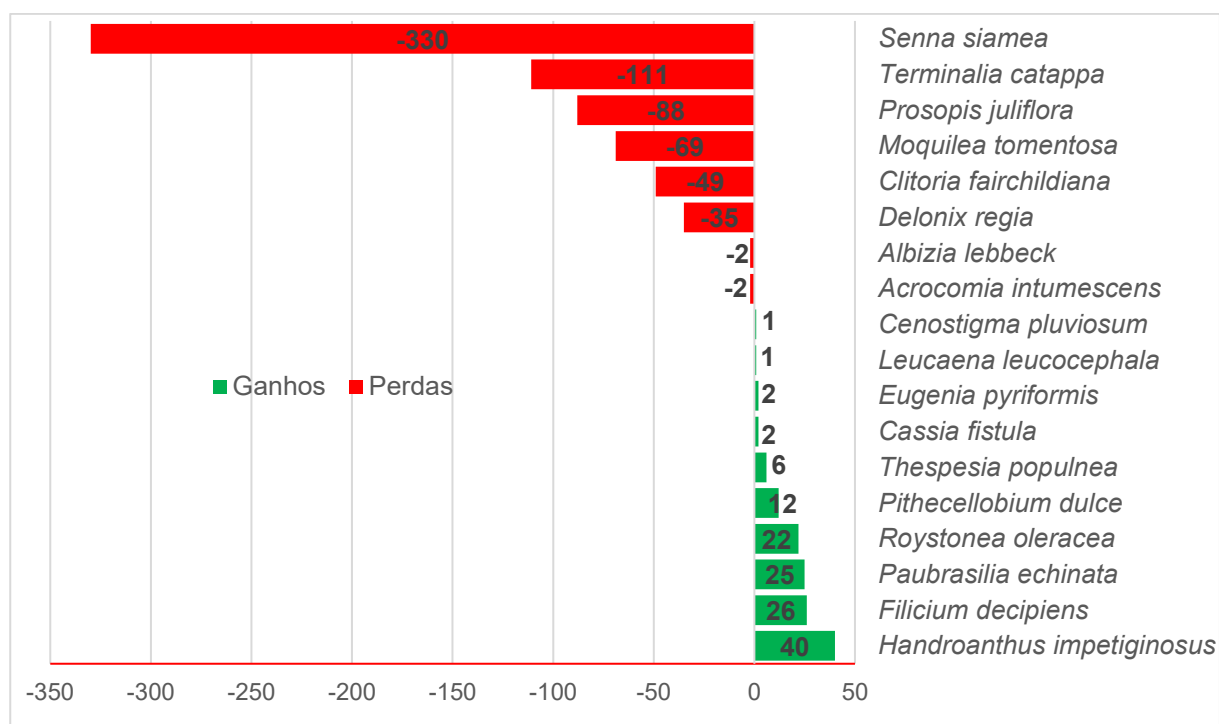


Figura 4. Comparativo das frequências das espécies em comum (1985-2025).

Fonte: O Autor (2025).

A espécie *H. impetiginosus* tornou-se mais frequente, com acréscimo de 1,27% para 5,04%, que é explicado pelo aumento da utilização de espécies do gênero *Handroanthus* sp. nos programas de arborização urbana, com destaque a espécie *H. impetiginosus*, seja em vias públicas, praças ou parques (Oliveira; Lima; Martins, 2018). As espécies *F. decipiens* (0,87% para 3,33%), *P. echinata* (0,16% para 2,43%) e *R. Oleracea* (0,40% para 2,43%) se destacam com os maiores percentuais de incremento de espécies entre os períodos (Figura 4).

Em relação ao decremento (perdas), a espécie *S. siamea* se destaca, visto que em 1985 a espécie representava 36,93% do total amostrado. Já em 2025 apresentou

redução de sua frequência para 12,14%, o que pode ser explicado devido às características de raízes agressivas, que danificam calçadas e tubulações, além da alta densidade de copa, que interfere nas redes de energia elétrica. Situação semelhante é observada com as espécies *T. catappa* (de 12,63% para 4,32%) e *P. juliflora* (de 7,31% para 0,36%), em que o decremento das referidas espécies pode ser explicado pelas características de queda de folhas e frutos por meio da *T. catappa*, exigindo maior manutenção, enquanto a *P. juliflora* apresenta comportamento agressivo (Santos *et al.*, 2018) e alterações de processos ecológicos (Leão *et al.*, 2005).

7.2 ANÁLISE DENDROMÉTRICA DA ARBORIZAÇÃO VIÁRIA

Quanto às variáveis dendrométricas, no período de 2025, foram analisadas as espécies arbóreas que apresentaram valores de frequência relativa geral acima de 3%. Verificou-se que a altura total dos indivíduos apresentou variação de 1,76 a 25,2 m (Figura 5), em que se evidencia a heterogeneidade na distribuição vertical da arborização viária estudada.

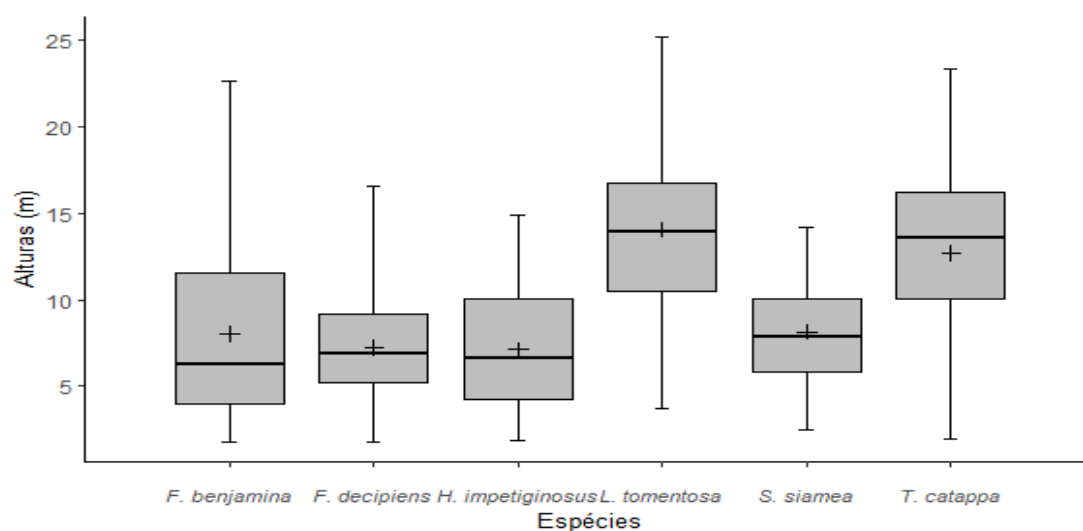


Figura 5. Alturas (m) das espécies arbóreas que representam frequência relativa acima de 3%, presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.

Legenda: A linha média representa a mediana e os valores simbolizados por “+” caracterizam a média.
Fonte: O Autor (2024).

Os maiores valores médios em altura foram observados em *M. tomentosa* (13,27 m), seguida de *T. catappa* (12,62 m), assim, pode-se considerar que as espécies já estão em idade adulta, apresentando-se em grande porte. A menor altura média foi 7,04m (*H. impetiginosus*), espécie que mesmo em fase adulta apresenta-se em médio porte.

Na espécie *F. benjamina*, a mediana e a média situaram-se entre 6,5 e 8 m, indicando que a maioria dos indivíduos se concentra nessa faixa de altura. A média e a mediana estão próximas, indicam uma distribuição relativamente simétrica em torno desses valores. A ampla variação observada pelas linhas inferior e superior demonstram uma grande variabilidade nas alturas, com indivíduos muito jovens/pequenos e outros altos. Isso pode refletir diferentes estágios de desenvolvimento na população amostrada ou a presença de indivíduos de porte variável dentro da espécie em resposta a condições ambientais e tratamentos silviculturais.

Nesse contexto, foi observado que os indivíduos podem ter sofrido podas que limitam o desenvolvimento natural da espécie, já que normalmente possuem grande porte, causando perda das características normais, como altura e arquitetura da copa, além do aumento da vulnerabilidade das árvores da espécie, o que também foi verificado por Maria; Zamproni e Biondi (2020).

O *F. benjamina*. apresentou a menor mediana e média entre as espécies, sugerindo que, em média, esses indivíduos são os mais baixos nas unidades amostradas. *F. decipiens* apresentou menor variação total com o limite superior e inferior mais curtos, sugerindo a menor variabilidade de altura geral na amostra.

Espécies com menor variabilidade (*S. siamea*, *H. impetiginosus*, *F. decipiens*) apresentam indivíduos mais homogêneos em altura, indicando uma população mais uniforme em termos de idade/estágio de desenvolvimento ou que essas espécies tendem a atingir uma altura máxima mais condizente com o ambiente urbano. Ou ainda, por estarem sob a rede de energia elétrica de distribuição de energia, a uniformidade pode ser reflexo de podas de rebaixamento. A Figura 6 representa a distribuição percentual dos indivíduos por classes de altura.

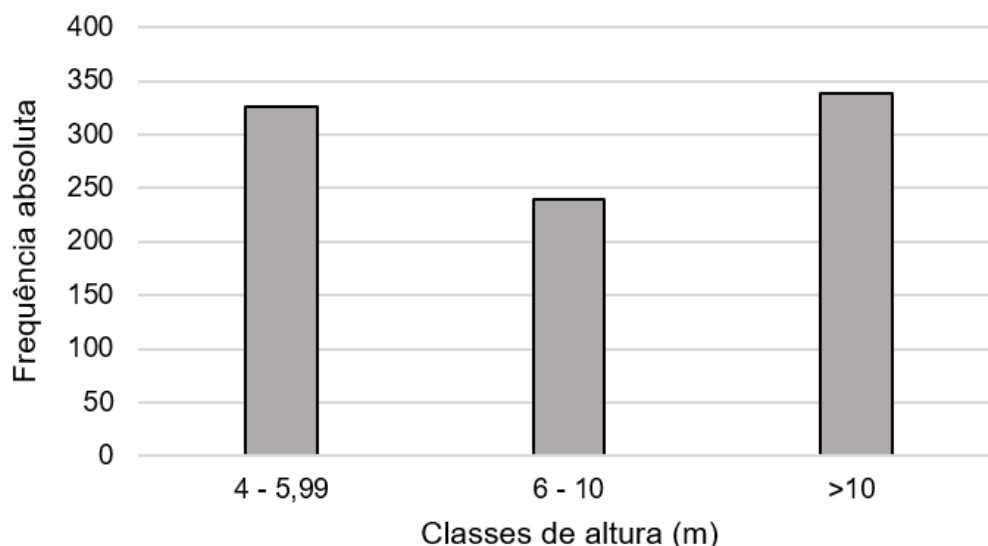


Figura 6. Distribuição da frequência absoluta das árvores por classes de altura presentes na arborização viária amostrada em Recife-PE, em 2025.

Fonte: O Autor (2025).

Os resultados indicam que a maior concentração de árvores se encontra na classe de grande porte (>10 m), seguida pela classe de pequeno porte (até 5,99 m). Já a classe de médio porte (6–10 m) apresentou o menor número de indivíduos, conforme a classificação de Hofle (2010). Essa distribuição pode gerar conflitos entre as copas dessas árvores com a parte baixa da rede de energia elétrica identificadas na cidade, bem como a necessidade de um maior quantitativo de árvores para proporcionar sombreamento equivalente às espécies de maior porte (Lima Neto, 2014). Para Bobrowski (2011), as árvores com alturas entre 5-10 m requerem atenção, devido a maior necessidade de práticas de manejo, destacando-se as podas de manutenção e condução, com o objetivo de atenuar conflitos entre a área de copa e estrutura de rede de energia elétrica.

Na UA5 (Boa Vista) 84,7% dos indivíduos são de grande porte, possivelmente devido ao fato de ser uma área mais antiga da cidade e com a arborização consolidada, o que pode justificar a predominância de árvores adultas e de grande porte. No entanto, outras unidades, como UA1 (Boa Viagem), UA3 (Cordeiro), UA4 (Torre), UA6 (Jardim São Paulo) e UA7 (Ibura) ocorre a predominância de indivíduos de pequeno porte (variando de 37,9% a 56%), além de apresentarem uma distribuição mais equilibrada entre as classes de altura. Ainda no que se refere a distribuição

hipsométrica, foi realizado a distribuição por unidade amostral para o período de 2025, como mostra a Figura 7.

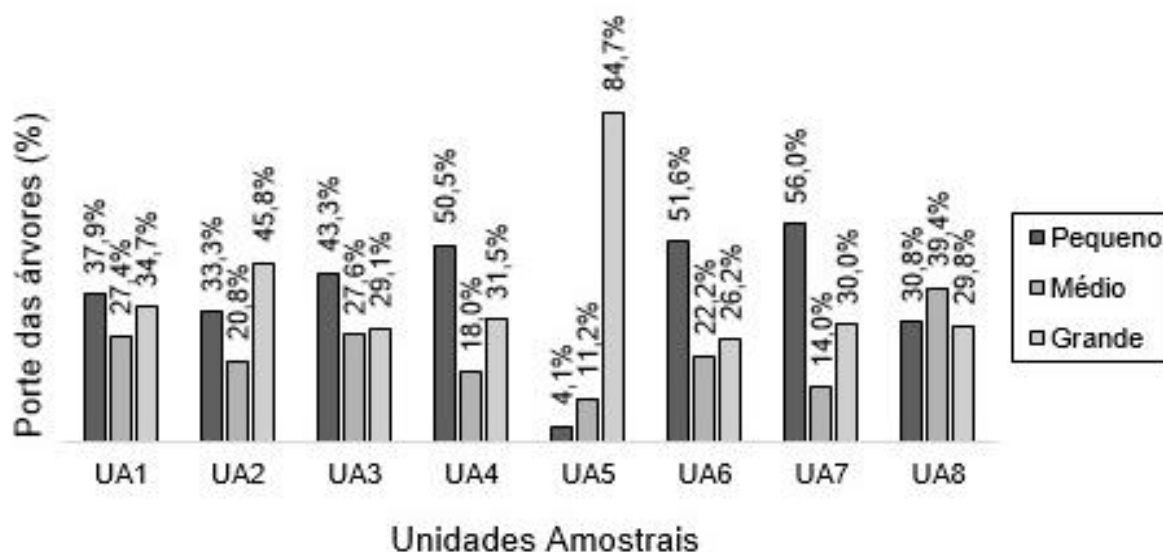


Figura 7. Distribuição hipsométrica das árvores de rua por unidade amostral de Recife-PE, em 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

A partir da figura 7, foi possível observar que a distribuição hipsométrica das árvores das respectivas classes de altura demonstra variabilidade na composição da arborização urbana entre as unidades amostrais avaliadas.

Foi possível observar a predominância de espécies de grande porte (> 10 m) na arborização de ruas do Recife, em 2025. Na UA5 84,7% dos indivíduos são de grande porte, possivelmente devido ao fato de ser uma área mais antiga da cidade e com a arborização consolidada, o que pode justificar a predominância de árvores adultas e de grande porte. No entanto, outras unidades, como UA1, UA3, UA4, UA6 e UA7 ocorre a predominância de indivíduos de pequeno porte (variando de 37,9% a 56%), além de apresentarem uma distribuição mais equilibrada entre as classes de altura.

As unidades amostrais UA1, UA3, UA4, UA6 e UA7 se destacam pela predominância de árvores de pequeno porte, representando 37,9%, 43,3%, 50,5% e 51,6% e 56%, respectivamente. Estas UA's podem corresponder a áreas de plantios recentes, com muitas árvores jovens, ou locais onde foram utilizadas espécies de

pequeno porte devido a restrições de espaço físico ou infraestrutura. Já a UA8 se caracteriza pela predominância de indivíduos de médio porte, com 39,4%.

De maneira geral, a análise conjunta indica que a arborização nas unidades avaliadas é diversificada, refletindo características e necessidades específicas para cada área. A predominância de árvores de pequeno e médio porte nas UA's pode ser vista como uma adaptação às condições e limitações do ambiente urbano, enquanto a presença de árvores de grande porte em unidades específicas destaca a importância de ruas amplas para o equilíbrio ecológico e o bem-estar das populações urbanas. No que se refere a variável Diâmetro a Altura do Peito (DAP), as árvores apresentaram alta amplitude, variando de 2,1 cm a 162,3 cm (Figura 8).

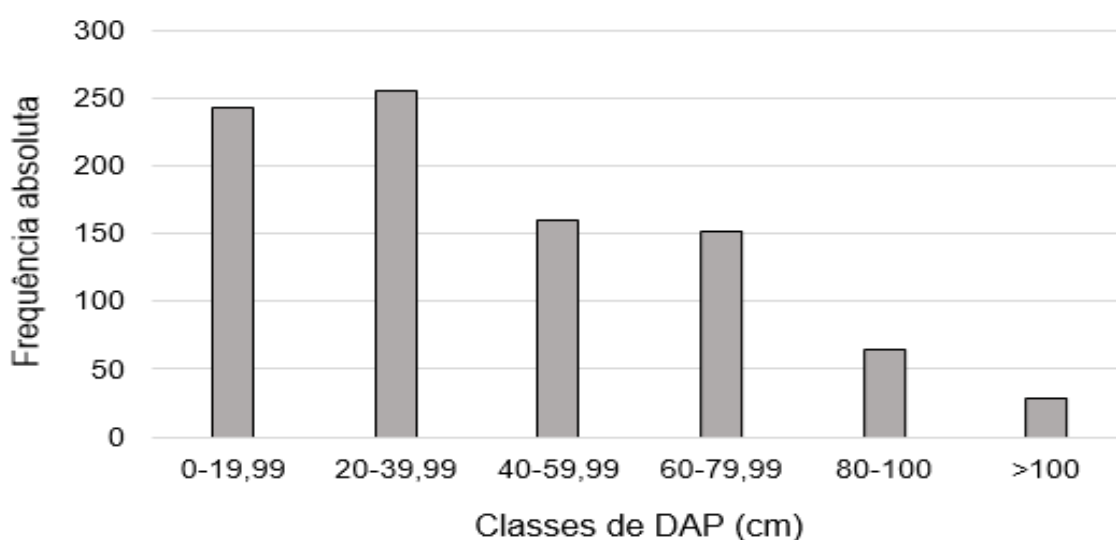


Figura 8. Intervalo de DAP (cm) das espécies arbóreas presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.

Fonte: O Autor (2025).

Dentre as espécies que apresentaram maiores valores de DAP (Figura 8), estão *T. catappa* (162,3 cm), *F. benjamina* (159,2 cm) e *M. tomentosa* (136,2 cm). Com os menores valores estão a *P. americana* (2,1 cm) e *H. impetiginosus* (2,2 cm), reforçando seus respectivos portes arbóreos, em que foi possível observar que indivíduos que apresentaram baixo valor de DAP, majoritariamente se encontravam com menores valores de altura.

Dos indivíduos amostrados, 64,78% apresentaram DAP superiores a 25 cm, indicando que o plantio da maioria das espécies arbóreas não é recente (Figura 9).

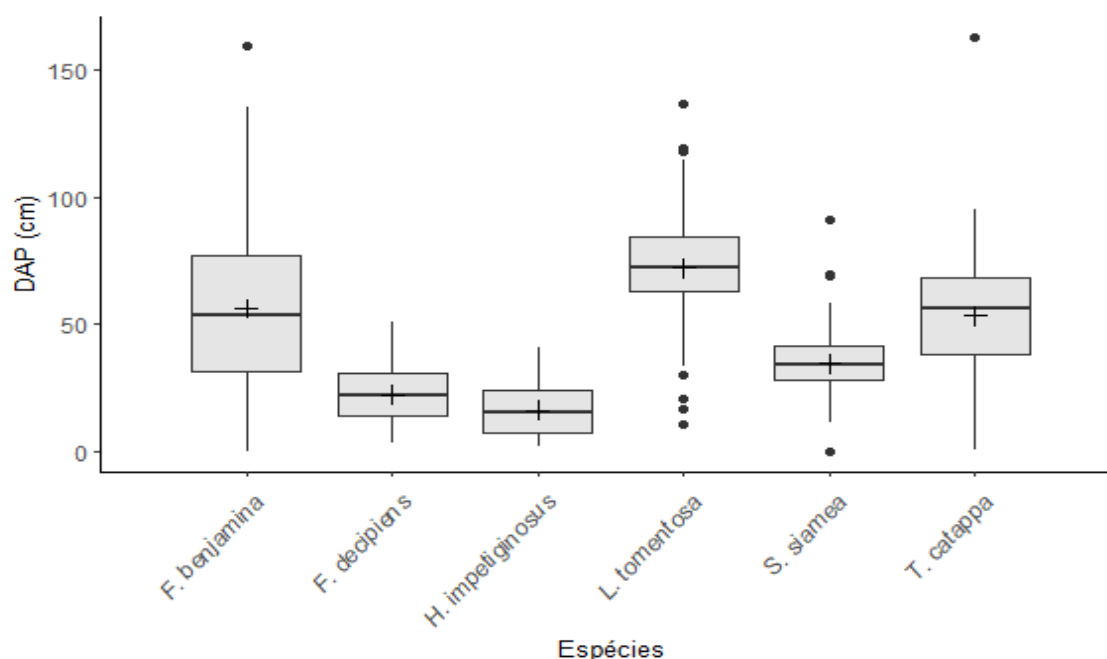


Figura 9. DAP (cm) das espécies arbóreas que representam frequência relativa acima de 3%, presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.

Fonte: O Autor (2025).

É recomendado inserir árvores com alturas que possam estar em conformidade com as redes elétricas, as conduzindo de maneira adequada, pois árvores de grande porte são vistas como risco para as concessionárias de energia, já que seus galhos encostam ou caem sobre a fiação (Martins *et al.* 2011, Lima Neto, 2011).

As espécies apresentam variação na amplitude e na dispersão dos DAP (Figura 9). Observou-se que *F. decipiens* e *H. impetiginosus* demonstram menor variabilidade, indicando que os indivíduos dessas espécies tendem a ter DAP mais homogêneos.

Em contraste, *F. benjamina*, *L. tomentosa* e *T. catappa* exibem maior variabilidade, revelando uma maior heterogeneidade nos tamanhos dos indivíduos amostrados. A presença de múltiplos *outliers* indica a ocorrência de indivíduos com DAP excepcionalmente grandes ou pequenos em relação à maioria dos indivíduos de suas respectivas espécies. Estes *outliers* podem representar árvores mais velhas, com crescimento diferenciado ou características morfológicas atípicas. Os *outliers* podem ser indivíduos de grande valor ecológico (árvores-mãe, árvores de grande porte para sombreamento) ou, em alguns contextos, um desafio para o manejo, por apresentarem conflito com infraestrutura ou risco de queda. Considerando a

valorização da paisagem local e o favorecimento do microclima local, Brum (2020), ressalta que árvores de grande porte na arborização proporcionam maior interceptação da luz solar, por possuírem maior área de copa.

Espécies com DAP médio menores e menos variáveis (*F. decipiens*, *H. impetiginosus*) podem indicar indivíduos mais jovens, um porte naturalmente menor, ou serem mais adequadas para locais com restrição de espaço, necessitando de manejo diferenciado. A análise do DAP foi realizada para as unidades amostrais (Figura 10).

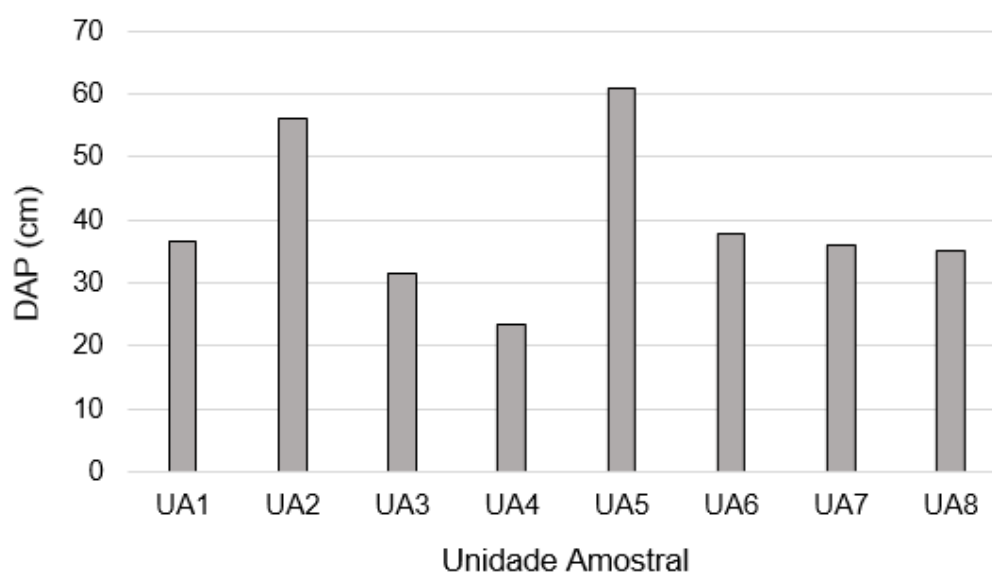


Figura 10. Distribuição do DAP nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE, em 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

Como foi possível observar na Figura 10, as unidades UA2 e UA5 apresentaram os maiores valores médios de DAP, indicando a ocorrência de indivíduos arbóreos de maior porte, enquanto a UA4 apresentou o menor valor médio de DAP, o que pode indicar a predominância de indivíduos mais jovens ou a influência de fatores limitantes ao crescimento.

Quanto à altura da primeira bifurcação (HB), o valor médio encontrado foi de 2,22 m, o valor máximo encontrado foi 15,2 m. Observou-se que 38,16% dos indivíduos apresentaram HB menor que 1,80 m. Isso pode ter ocorrido pelo plantio de mudas fora do padrão adequado e/ou práticas de poda que estimularam o crescimento

de gemas/brotações laterais, contribuindo para a formação de novos galhos abaixo do recomendado. De acordo com o Manual de Arborização do Recife (2017), para a melhor circulação na calçada, sem interferência, é indicado que a HB seja maior que 1,8 m.

As espécies que mais apresentaram problemas relacionados à HB foram *E. pyrifomis*, *M. emarginata* e *T. peruviana*, que apresentaram ramificações próximas ao solo, comprometendo a circulação em calçadas, além de aumentar os riscos de interferência com pedestres e mobiliário urbano. Por outro lado, espécies como *D. regia*, *T. catappa* e *S. foetida* apresentaram bifurcação elevada e arquitetura compatível com o espaço urbano.

A área de copa foi obtida por meio do delineamento dos indivíduos arbóreos das unidades amostrais mensuradas (Figura 11).



Figura 11. Delineamento das áreas de copa das unidades amostrais em Recife- PE, em 2025.

Legenda: A (UA1 - Boa Viagem); B (UA2 - Ilha do Retiro); C (UA3 - Cordeiro); D (UA4 - Torre); E (UA5 - Boa Vista); F (UA6 - Jardim São Paulo); G (UA7 - Ibura); H (UA8 - Casa Forte).

Fonte: O Autor (2025).

Foi possível observar uma variação considerável entre as unidades amostrais. A UA5 (62,8 m²) apresentou as maiores áreas de copa, seguida pela UA2 (49,9 m²).

Por outro lado, as menores médias de área de copa foram observadas nas UA3 (15,7 m²), UA4 (18,4 m²), UA7 (24,0 m²) e UA6 (24,6 m²) (Figura 12).

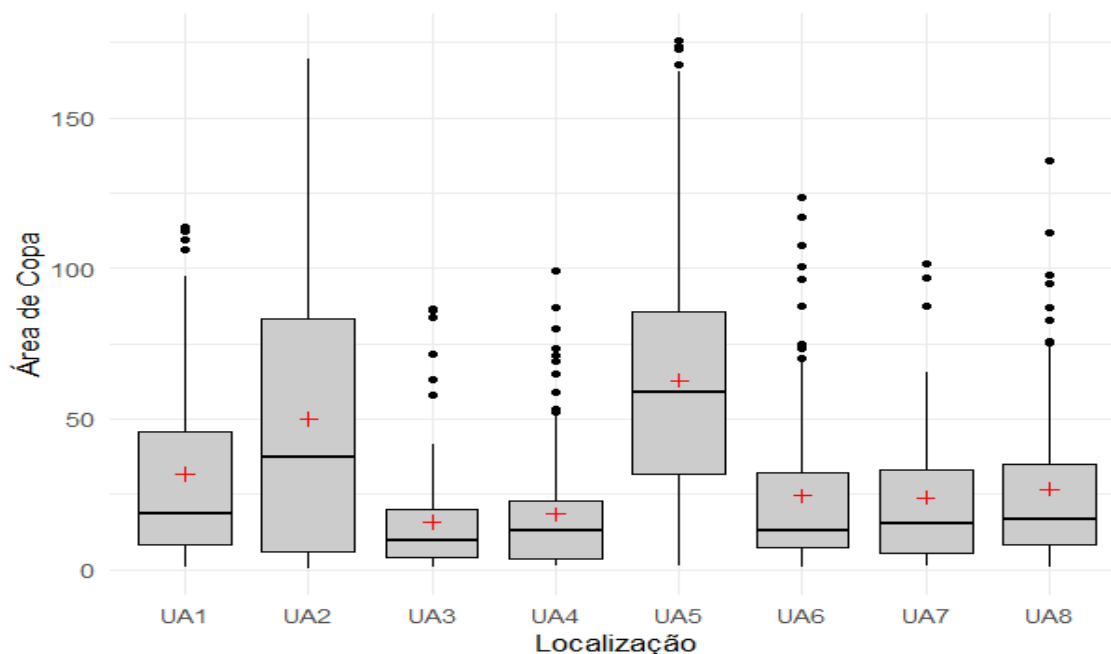


Figura 12. Áreas de copa por unidade amostral analisadas em Recife-PE, em 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

A Figura 12 reforça essa heterogeneidade, evidenciando maior dispersão nos locais com maiores copas e maior uniformidade nas UA's com médias mais baixas, sugerindo variações entre os indivíduos amostrados em uma mesma UA.

A UA5 se destaca com a maior mediana de área de copa (próximo a 60 m²), seguida pela UA2 (próximo a 35 m²) e UA1 (próximo a 20 m²). Isso sugere que, em média, as árvores nessas UA's possuem copas mais desenvolvidas. A UA2 e UA5 apresentam maior dispersão dos 50% centrais dos dados. Isso indica uma maior variabilidade no tamanho das copas dentro dessas unidades, com a presença de indivíduos de copas tanto pequenas quanto grandes.

As unidades UA3, UA4, UA6, UA7 e UA8 apresentam medianas de área de copa consideravelmente menores, todas abaixo de 20 m² e algumas abaixo de 10 m² (UA3, UA4, UA6, UA7, UA8), indicando que as árvores nessas localizações tendem a ter copas menores. As diferenças de área de copa entre as UA's podem estar relacionadas à escolha das espécies arbóreas predominantes em cada UA, à idade

dos indivíduos e ao manejo aplicado. Espécies com copas maiores, de acordo com Bobrowski (2015), podem proporcionar mais benefícios ambientais, econômicos e estéticos, já que a copa é o principal componente da arborização. Enquanto isso, espécies com copas menores podem ser mais adequadas para áreas urbanas com restrições de espaço físico aéreo e largura de calçadas, exigindo um controle mais rigoroso do crescimento das árvores ou ainda locais com maior frequência de podas.

A cobertura do dossel urbano passa por uma remodelação contínua, devido aos plantios de novas árvores, crescimento ou perda de copas de árvores existentes, bem como pela remoção de árvores existentes (Ossola; Hopton, 2018; Croeser *et al.*, 2020; Walters; Sinnott, 2021). A presença de *outliers*, representando árvores com copas extremamente grandes, é um aspecto relevante visto que a oferta dos serviços ecossistêmicos é relacionada a espécie, porte, condição e localização da árvore (Davies *et al.*, 2017).

7.3 CARACTERÍSTICAS DOS PLANTIOS (1985 E 2025)

7.3.1 Distância da árvore ao meio fio e as construções

A distância média do meio fio a árvore das unidades amostrais, em 2025, foi de 0,81 m, valor semelhante a 0,82, obtido por Biondi (1985), o que pode indicar que não houve mudanças significativas de posição de plantios nas calçadas entre os períodos. Os maiores valores foram obtidos das unidades amostrais UA7 (Ibura) e UA2 (Ilha do Retiro), sendo 1,06 m e 1,03 m, respectivamente e os menores valores provêm das unidades amostrais UA1 (Casa Forte) e UA4 (Torre), ambas com o percentual de 0,65m.

Para a cidade do Recife, não é estabelecido a distância ideal entre o eixo do tronco e o meio fio, variando de acordo com a dimensão da área de passeio estabelecida e da espécie a ser inserida (Manual de Arborização do Recife, 2017). Contudo, o Manual de orientação técnica da arborização urbana de Belém (2013) recomenda que para as espécies de médio e grande porte, a distância não seja inferior a 0,6 m, dessa forma as médias das unidades amostrais se encontram acima do referido critério.

No que se refere a distância média das construções a árvore das unidades amostrais, obteve-se, em 2025, o valor de 1,94 m, valor próximo do obtido por Biondi

(1985), de 1,99m. As unidades amostrais UA5 (Boa Vista) e UA1 (Boa Viagem) apresentaram os maiores valores médios, 2,3 m e 2,25 m, respectivamente. As unidades UA8 (Casa Forte) e UA6 (Jardim São Paulo) com 1,47 m e 1,76 m respectivamente, apresentaram os menores valores médios. O Manual de Arborização do Recife (2017) não especifica a distância recomendada entre construções e árvores.

7.3.2 Altura e distância da projeção da rede de energia elétrica à árvore

No que se refere à altura da rede de energia elétrica do presente estudo, a altura média encontrada nas unidades amostrais foi de 4,38 m, valor próximo a 4,42m de altura média (Biondi, 1985) (Tabela 4).

Tabela 4. Valores médios de altura da fiação e projeção da fiação elétrica nas unidades amostrais dos estudos de 1985 e 2025

Unidade Amostrai Ano	Altura da fiação (1985)	Altura da fiação (2025)	Projeção da fiação (1985)	Projeção da fiação (2025)
UA1	4,67	3,7	0,27	0,5
UA2	4,4	3,9	0,35	1,25
UA3	4,39	4,5	0,27	0,3
UA4	4,19	4,6	0,32	0,65
UA5	4,2	4,5	0,17	0,8
UA6	4,2	4,7	0,36	0,95
UA7	4,57	4,4	0,1	1,2
UA8	4,17	4,7	0,29	1,4
MÉDIA	4,35	4,38	0,27	0,88

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

A variação da altura da fiação em 2025 oscilou entre 3,70 m (UA1) e 4,70 m (UA6 e UA8), valores próximos ao intervalo registrado em 1985 (4,17 m a 4,67 m). Apesar de médias semelhantes entre os períodos, a menor altura observada em algumas unidades pode ocasionar maior necessidade de podas frequentes, o que compromete a saúde e estética do componente arbóreo e eleva os custos de manutenção das árvores. Em relação a distância da projeção da rede de energia elétrica em relação às árvores, a altura média das unidades amostrais foi de 0,88m, valor superior à média de 0,27m do estudo de Biondi (1985).

Para a obtenção das médias da projeção da fiação (2025) desconsiderou-se os valores zero (rede de energia elétrica em conflito com a estrutura da árvore) e casos de inexistência de rede de energia elétrica. Os valores médios de altura da fiação dos estudos apresentaram variação, com destaque para a UA1, com variação de 0,97 m. A mesma unidade apresenta a menor média de 2025, o que pode ser relacionado com os resultados de conflitos da referida unidade, destaque nos percentuais de conflitos com a fiação elétrica.

No que se refere a projeção da fiação, as unidades UA7 (Ibura) e UA8 (Casa Forte) apresentaram variação entre os estudos de 1,10 m e 1,11 m, respectivamente. Na figura 13 mostra que a UA7 obteve o menor percentual de conflitos com a fiação elétrica, em que retrata a interação entre a fiação elétrica nas calçadas e o conflito com as árvores.

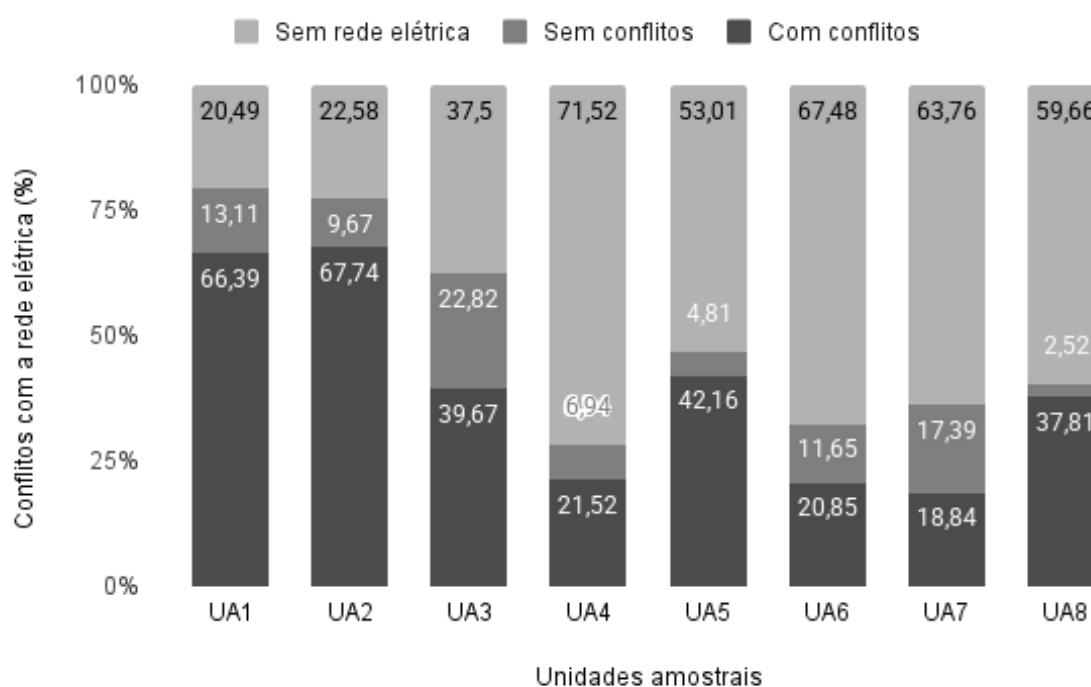


Figura 13. Relação entre a presença da fiação elétrica nas calçadas e o conflito com as árvores nas unidades amostrais analisadas em Recife– PE, no período de 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

Os resultados indicam que a rede de energia elétrica pode estar alinhada à árvore em sua posição na calçada, o que não está em desacordo com a normativa NDU 016 (Energisa, 2018), que prevê coexistência da rede de energia elétrica, árvores e mobiliários na posição de faixa de serviços nas calçadas. O Manual de Arborização do Recife (2017) orienta que sejam plantadas árvores de médio e grande porte, mesmo com a presença de redes elétricas, recomendando que seja conduzido o crescimento das árvores, para ser possível a passagem da fiação em meio ou sob a copa.

Pode-se observar que nas UA1 e UA2 mais de 50% dos indivíduos apresentaram conflitos com a fiação elétrica (Figura 13). Resultado semelhante sobre rede de energia elétrica foi encontrado nas vias públicas de Rio Grande - RS, por Damo (2015), em que foi observado que 52,3% das árvores se encontravam em conflito com a fiação. E esse conflito é justificado pelo autor, que pode estar relacionado ao porte e à extensão da copa das espécies inventariadas. Ainda sugere que é necessário fazer o manejo dos indivíduos em estágio juvenil, para que seja possível a passagem da fiação elétrica entre os galhos, podendo evitar podas que possam causar danos a estrutura e estética das árvores.

De acordo com Periotto *et al.* (2016), no ambiente urbano é comum encontrar árvores em conflito com a fiação elétrica. Esse conflito pode ser reduzido ou até mesmo evitado com a intervenção com podas e escolha adequada das espécies.

Além disso, é possível inserir espécies de grande porte sob a fiação elétrica, desde que as copas dos indivíduos arbóreos recebam tratamentos culturais e manejo adequado (Figura 14).



Figura 14. Exemplos de conflito com fiação elétrica. (A) *L. leucocephala* na UA4 (Torre) e *T. catappa* (B) na UA1 (Boa Viagem) em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

7.3.3 Distância à próxima árvore

A média de distância a próxima árvore das unidades amostrais, em 2025, foi de 9,15 metros, valor inferior aos 12,23 metros, obtido no estudo de Biondi (1985). Os valores médios por unidade amostral foram representados na figura 15.

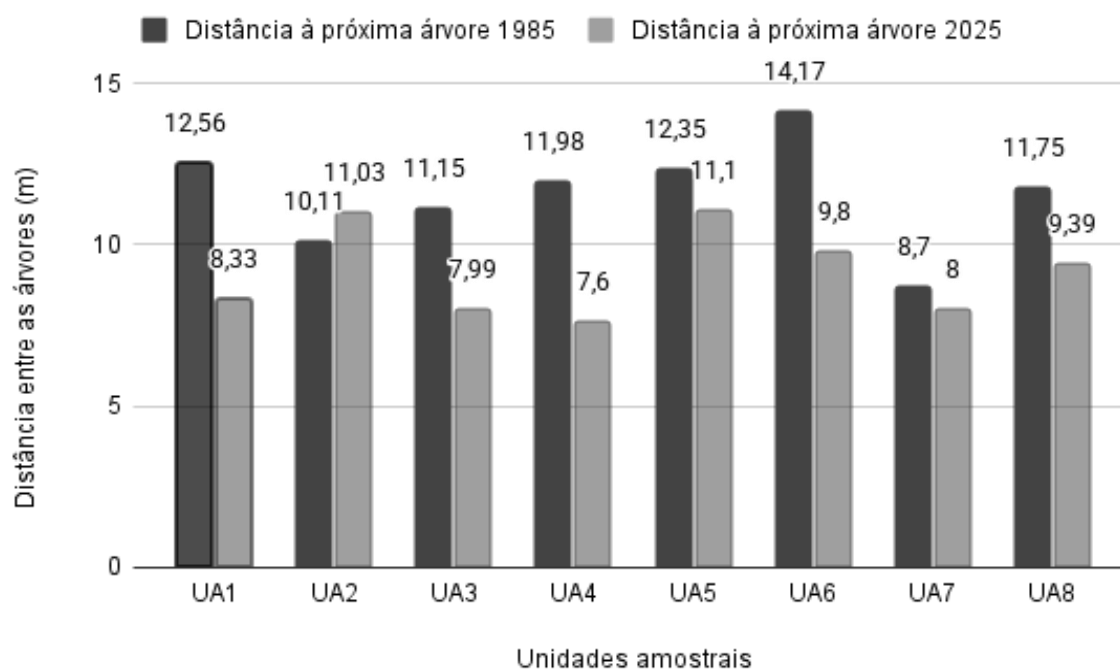


Figura 15. Valores médios da distância a próxima árvore (metros) por unidade amostral nos anos de 1985 e 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

As diferenças observadas entre os anos de 1985 e 2025 revelam um reposicionamento dos plantios nas calçadas. Isso permite considerar que houve remoção e/ou substituição das árvores e/ou replantios com a mesma espécie. As substituições podem ser influenciadas pelo estágio de declínio dos indivíduos ao longo do intervalo de tempo estudado e/ou acondicionamento da infraestrutura das calçadas e moradias (abertura de garagem, rampas de acesso).

Nesse sentido, as unidades amostrais que apresentaram as maiores médias foram UA5 e UA2 (Ilha do Retiro) e as menores médias correspondem às UA4 (Torre) e UA3 (Cordeiro). No estudo de 1985 as maiores médias foram obtidas pelas UA6 (Jardim São Paulo), UA1 (Boa Viagem) e UA5 (Boa Vista).

As unidades UA4, UA6 e UA1 apresentaram a maior diferença de médias, sendo 4,38, 4,37 e 4,23, respectivamente. Os valores da distância a próxima árvore das UA4, UA6 e UA1 (2025) apresentam-se desuniformes, com variações entre 0,56m e 140,8m (UA4), 0,26m e 113,6m (UA6) e 1,9m e 105,6m (UA1), prejudicando a

estética do componente arbóreo. Nos casos da distância entre os indivíduos for menor que o recomendado, que é 5m entre pequeno porte, 8m médio porte e 12m grande porte (Manual de Arborização Urbana do Recife, 2017), pode acarretar em competição por recursos (luz, água e nutrientes) e danos a infraestrutura urbana.

7.3.4 Área de crescimento da árvore

No aspecto área de crescimento da árvore (Tabela 5), têm-se a média geral de 1,53m², com a maior média (4,63m²) pertencente a UA5 (Boa Vista) e a menor (0,55m²) correspondente a UA1 (Boa Viagem). No estudo de Biondi (1985) obteve 1,03m² de média geral, maior média (3,61m²) correspondente a UA6 (Jardim São Paulo) e a menor (0,19m²) a UA4 (Torre).

Tabela 5. Valores médios da área de crescimento da árvore por unidade amostral

Unidade Amostral Ano	Área de crescimento (m ²) (1985)	Área de crescimento (m ²) (2025)
UA1	0,89	0,55
UA2	1,10	0,79
UA3	1,20	1,81
UA4	0,19	1,00
UA5	0,23	4,63
UA6	3,61	0,99
UA7	0,00	0,71
UA8	0,99	1,77

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.
Fonte: O Autor (2025).

De acordo com o Manual de Arborização do Recife (2017), áreas de passeios com largura entre 1,50m a 2,00m recomenda-se que as dimensões dos alegretes sejam de 0,45 m x 1,00 m, para áreas de passeio entre 2,00 m a 2,50 m, 0,65 m x 1,00 m. Para áreas de passeio acima de 2,50 m, alegretes de 1,00 m a 2,00 m x 2,00 m. Apesar das médias das áreas de crescimento das árvores das unidades amostrais estarem acima do mínimo recomendado, as demais unidades possuem dimensionamento de alegretes abaixo de 0,45 m². Cerca de 4,85% dos indivíduos estão inseridos em alegretes com dimensões abaixo do recomendado, com a maior representatividade na UA1 (Boa Viagem), com o percentual de 23,77% dos indivíduos. Os valores médios que obtêm maior variação entre os períodos são das unidades

amostrais UA5 e UA6, com 4,4 m² e 2,62 m², respectivamente. Em relação a UA5, por se tratar de uma unidade presente no centro urbano, pode-se tomar como entendimento de reflexo da preocupação com o elemento árvore.

Já na UA6 ocorreu um decréscimo entre os períodos, mesmo considerando que 26,54% da composição florística da unidade é composta pela espécie *F. benjamina*, que possui o sistema radicular superficial e agressivo e necessita de uma área de crescimento com maiores dimensões. Dessa maneira, pode-se notar indícios de mal planejamento, interferência da urbanização e competição da árvore com a infraestrutura urbana na unidade.

Outra questão é a alta representatividade das árvores com alegres danificados e/ou ausentes, inviabilizando a medição, com percentual de 73,25% do total das unidades amostrais. Destaca-se as unidades UA8 (Casa Forte), UA5 (Boa Vista) e UA2 (Ilha do Retiro), com 83,09%, 77,91% e 77,41%, respectivamente. Esses resultados podem ser explicados pela falta de padronização dos alegres e competição da árvore com a infraestrutura urbana.

7.3.5 Localização das árvores

No aspecto localização, identificou-se que, em 2025, 78,95% das árvores estão localizadas próximas a áreas residenciais. O percentual de 73,8% foi obtido por Biondi (1985) (Figura 16).

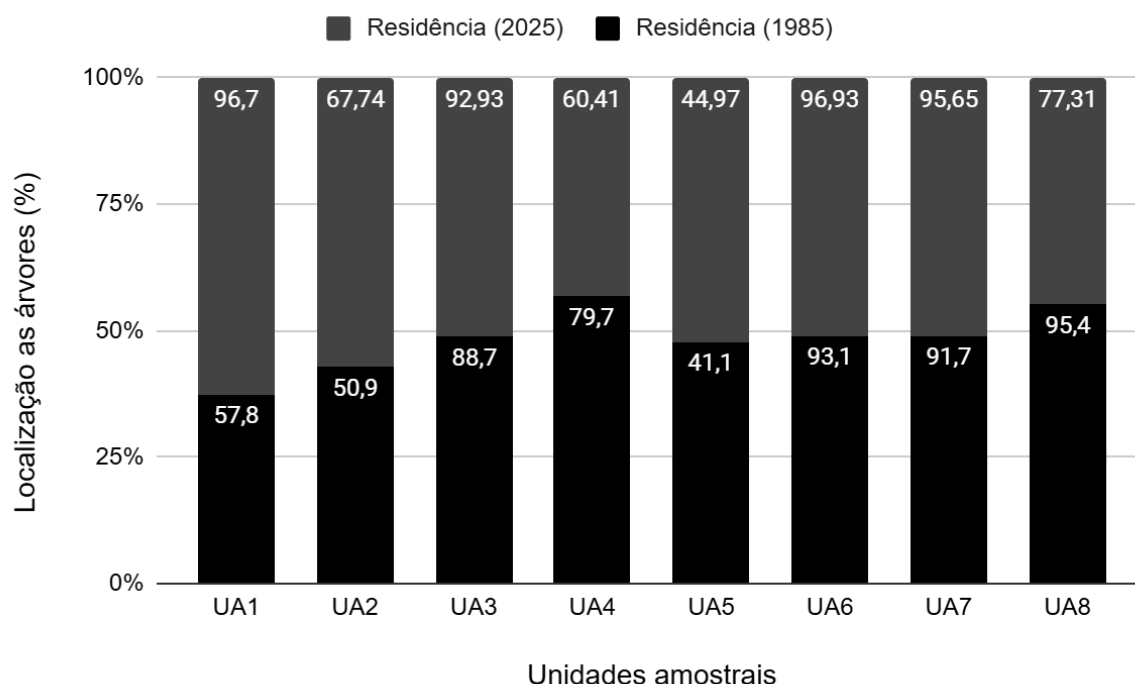


Figura 16. Percentual de localização das árvores próximas a residências por unidade amostral, nos anos de 1985 e 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.
Fonte: O Autor (2025).

A unidade amostral com maior acréscimo de percentual de indivíduos próximos a áreas residenciais foi a UA1 (Boa Viagem), com 38,9%, o que pode ser explicado devido à valorização das áreas circundantes da Orla de Boa Viagem, a expansão urbana e maior infraestrutura e oferta de serviços, ocasionando a expansão de áreas residenciais. A análise da distribuição de indivíduos arbóreos próximos a áreas comerciais mostra que 14,47% são próximos a áreas comerciais e 10,6% no estudo de Biondi (1985). A Figura 17 revelou os maiores acréscimos percentuais nas unidades amostrais UA2 (Ilha do Retiro) e UA8 (Casa Forte), com aumentos de 14,22% e 11,26%, respectivamente.

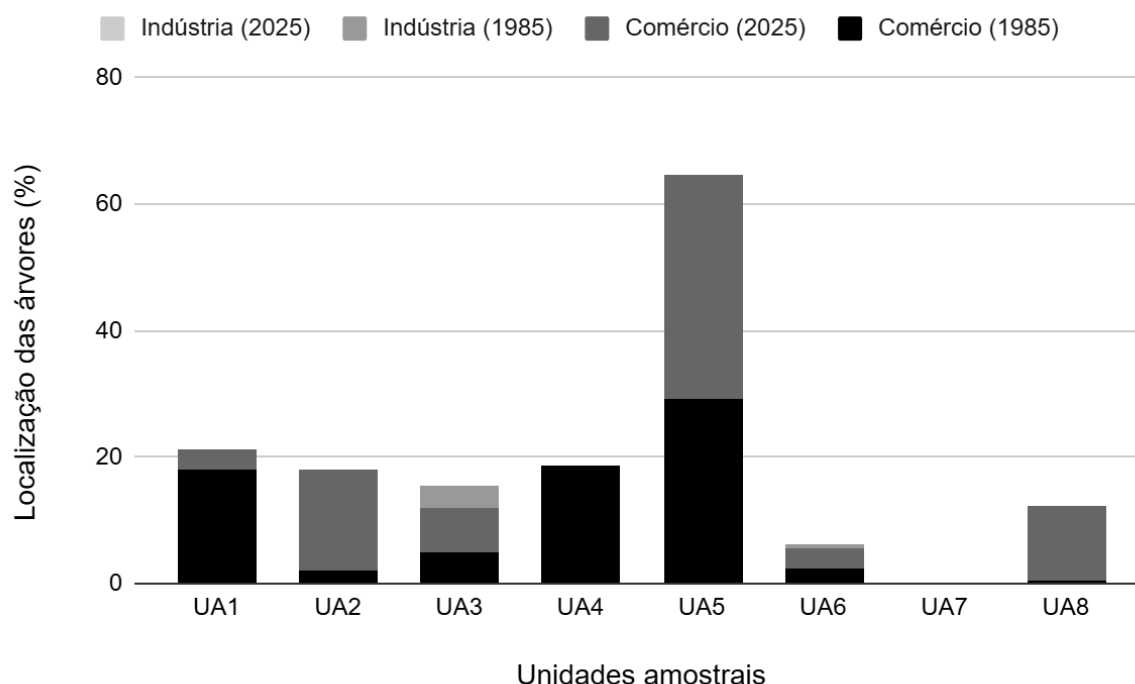


Figura 17. Percentual de localização das árvores próximas a zonas comércio-indústria por unidade amostral nos anos de 1985 e 2025.

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

Este padrão na UA2 pode ser atribuído à localização estratégica da Ilha do Retiro, que facilita o acesso às zonas sul, oeste e central da cidade. Para a UA8, no bairro de Casa Forte, o crescimento é justificado pelo desenvolvimento urbano consolidado, pela vasta oferta de serviços e pela consequente valorização da região ao longo dos anos.

Em contrapartida, na UA4 (Torre), embora tenha havido um acréscimo geral de indivíduos arbóreos entre os períodos estudados, observou-se um decréscimo no percentual de árvores próximas a áreas comerciais (Figura 17). Este fenômeno pode ser explicado por dinâmicas de realocação temporal do comércio local ou por estratégias específicas de planejamento da arborização urbana no bairro. Adicionalmente, fatores como o intenso fluxo de pedestres e a predominância de fachadas comerciais com letreiros podem influenciar a presença e o manejo da arborização nessas áreas.

Na UA7 (Ibura) ocorreu a diminuição do percentual de árvores próximas a ponto de ônibus, o que pode ser explicado pela reconfiguração das linhas de ônibus e otimização do sistema de transporte público devido a implementação dos terminais rodoviários na região metropolitana.

A ausência de indivíduos próximos a terrenos baldios na UA1 foi identificada, comparado ao estudo de Biondi (1985). Isso pode ser explicado pela diminuição de terrenos baldios no bairro nos dias atuais, decorrente do processo de ocupação e desenvolvimento imobiliário que o bairro passou entre os 40 anos estudados.

Mudanças também ocorreram na UA2 (Ilha do Retiro), em que se constatou a diminuição de árvores próximas a praças no presente estudo comparado ao estudo de Biondi (1985). Isso pode ter ocorrido pelas modificações temporais da infraestrutura urbana, a exemplo de modificações estruturais nas praças, afetando na dinâmica da arborização de ruas do bairro.

7.4 CONDIÇÃO DA ÁRVORE

7.4.1 Condição geral da copa

Foi possível verificar que 36,54% dos indivíduos apresentaram copa vigorosa, 60,8% dos indivíduos com médio vigor, precisando de podas corretivas ou reparos e poucos sinais de insetos e 3,1% em estado geral de declínio, com presença de danos mecânicos, injúrias e/ou insetos (Figura 18).

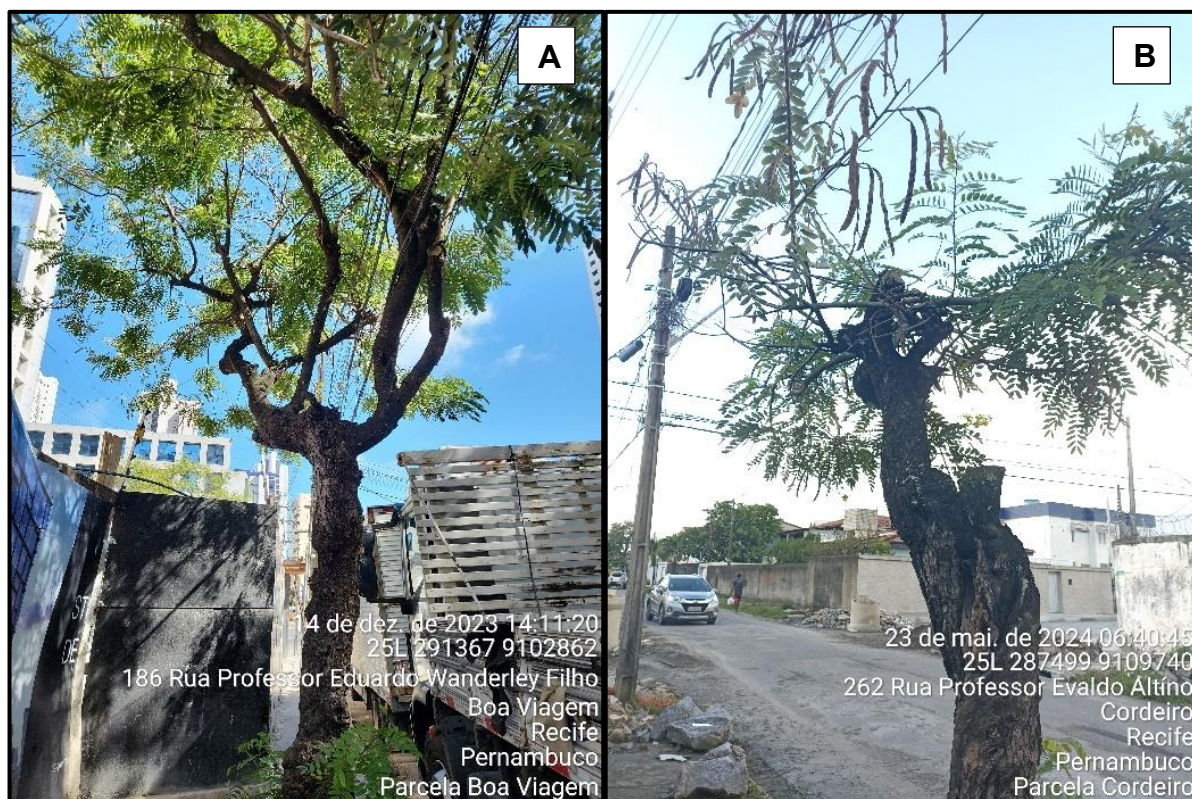


Figura 18. Condições de copa da espécie *S. siamea* (A e B) presentes nas UA1 (Boa Viagem) e UA3 (Cordeiro) analisadas em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

Os resultados encontrados diferem do estudo de Biondi (1985) em que 74,6% das árvores foram classificadas como copa vigorosa, 22,3% médio vigor e 3,1% com condição geral de declínio. No estudo de Ximenes; Silveira e Silveira (2021) identificou-se o percentual de 85% das copas vigorosas. A diferença entre os resultados informados pode ter sido pela influenciada pelo processo de desenvolvimento urbano ocorrida na cidade e pelas condições do ambiente urbano impostas ao componente arbóreo, tais como espaço limitado de crescimento e frequência de podas mal executadas e necessidade de manutenção. Segundo Tan e Shibata (2022), o procedimento de poda quando realizado em condições inadequadas, pode restringir o desenvolvimento da copa, resultando em crescimento atrofiado e vigor reduzido.

7.4.2 Condição de tronco

Quanto aos danos no tronco, verificou-se, em 2025, que 26,79% dos indivíduos não apresentam danos, possuem forma ereta e livre de doenças ou patógenos; 70,50% possuem troncos com tortuosidades ou com a casca parcialmente destruída e com indícios de insetos e/ou patógenos e 2,78% dos indivíduos com grande tortuosidade e/ou casca destruída, apresenta danos severos devido as insetos e/ou doenças, sem possibilidade de recuperação, o que diverge do obtido por Biondi (1985), em que se obteve 62,1%, 27,5% e 10,4%, respectivamente.

Entre as unidades amostrais observou-se que o maior percentual de indivíduos não apresenta danos, possuem forma ereta e livre de doenças ou patógenos são as UA6 (Jardim São Paulo) com 92,02% e UA7 (Ibura) com 84,05%.

A UA1 (Boa Viagem) possui um alto percentual de indivíduos que possuem troncos com tortuosidades ou com a casca parcialmente destruída e com indícios de insetos e/ou patógenos (60,97%), mas destaca-se o percentual de 15,44% de indivíduos que apresentam danos severos devido as insetos e/ou doenças, sem possibilidade de recuperação. Isso sugere práticas de manejo e supressão devido aos riscos de acidentes aos transeuntes e equipamentos urbanos.

Na Figura 19, pode-se observar conflitos com equipamentos urbanos, vandalismo, podas inadequadas e ausência de tutoramento em mudas e/ou árvores jovens foram fatores considerados em campo.

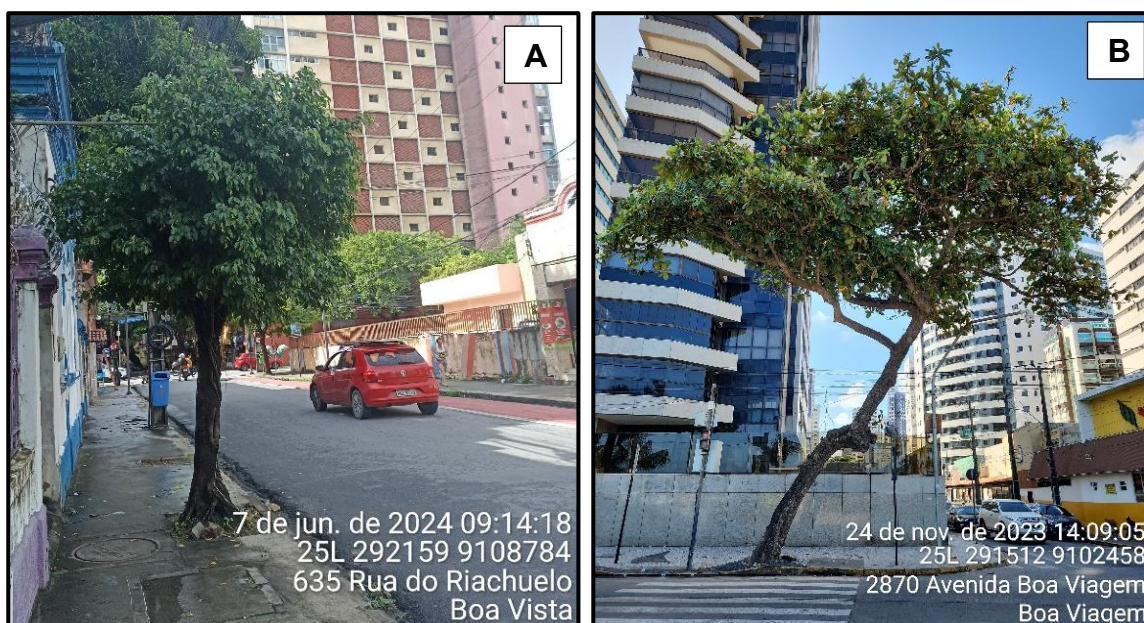




Figura 19. Condições de tronco das espécies *F. benjamina* (A), *T. catappa* (B), *P. dulce* (C) e *T. populnea* (D) presentes nas unidades UA5 (A), UA1 (B), UA6 (C) e UA7 (D) analisadas em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

As árvores de rua, quando expostas a condições urbanas desfavoráveis como más condições de solo (Loeb, 1992; Jim, 2003; Jim; Zhang, 2013; Tang, 2018) e alta densidade de equipamentos urbanos (Wong, 2010; Tan *et al.*, 2016) podem apresentar condições prejudiciais à população, como a inclinação acentuada de copa e tronco, bem como a deterioração interna e danos às raízes (Li *et al.*, 2009; Shu *et al.*, 2011; Gao; Liu, 2014; Jia, 2014; Meunpong *et al.*, 2019). Tais condições são acentuadas quando inseridas no contexto de condições climáticas desfavoráveis, como a queda de galhos, troncos ou da árvore (Gao; Liu, 2014; Jia *et al.*, 2021), afetando, portanto, a mobilidade e segurança urbana dos transeuntes (Lopes *et al.*, 2009; Lazim; Misni, 2016; Jia *et al.*, 2021).

7.4.3 Condições de raízes

Observou-se que 50,62% dos indivíduos apresentam raiz de forma subterrânea, 33,99% com raiz de forma superficial e 15,37% com raiz expostas de forma superficial, ocasionando danos aos canteiros e calçadas. No estudo de Biondi

(1985) foi obtido os percentuais 44,3%, 21% e 34,7%, respectivamente. A diminuição dos percentuais de indivíduos com raízes que danificam a estrutura urbana pode estar relacionada ao planejamento e práticas de manejo mais consolidadas entre os períodos, fazendo com que as áreas de passeio e circulação da população apresente menos riscos aos transeuntes.

Dentre as espécies que apresentam afloramento de raízes, destacam-se a *M. tomentosa* (28,07%), *F. benjamina* (18,13%), *S. siamea* (12,28%), *T. catappa* (9,36%), *P. dulce* (7,6%) e *C. fairchildiana* com 5,26% (Figura 20).



Figura 20. Afloramento de raízes das espécies *L. tomentosa* (A), *F. decipiens* (B), *S. siamea* (C) e *A. indica* (D) presentes nas UA5 (Boa Vista), UA3 (Cordeiro), UA4 (Torre) e UA2 (Ilha do Retiro) analisadas em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

No estudo de Pelegrim, Lima e Lima (2012) e Silva *et al.*, (2018) a *M. Tomentosa* foi espécie mais frequente em relação a afloramento de raízes (71,70% e 11,97%, respectivamente). A espécie é presente na arborização de diversas cidades, contudo suas características estruturais de porte devem ser consideradas, em especial o sistema radicular, que comumente entra em conflito com os equipamentos urbanos. Foi realizado o teste *t* a nível de condições de copa, tronco e raiz entre os períodos de 1985-2025 (Tabela 6).

Tabela 6. Teste *t* para comparação de médias de condições de copa, tronco e raiz encontrados na arborização viária de Recife-PE, em 1985 e 2025

Parâmetros (Ano)	CC (1985)	CC (2025)	CT (1985)	CT (2025)	CR (1985)	CR (2025)
Média	1,2325	1,5800	1,4337	1,7212	1,9262	1,6175
Variância	0,0154	0,0303	0,0294	0,0791	0,2050	0,0561
Observações	8	8	8	8	8	8
Correlação de Pearson	0,1364		0,6507		0,1342	
<i>p</i> -valor ($\alpha=0,05$)	0,000534*		0,0302**		0,117 ^{ns}	

Legenda: CC – Condições de Copa; CT – Condições de Tronco; CR – Condições de Raiz nos anos avaliados. ns = não significativo ($p > 0,05$); * significativo a 5% ($p \leq 0,05$); ** significativo a 1% ($p \leq 0,01$).

Fonte: O Autor (2025).

A análise da condição da copa (CC) revelou alterações na qualidade estrutural entre 1985 e 2025 ($p < 0,01$). Embora a correlação de Pearson indique uma relação muito baixa entre os períodos, sugerindo que poucos padrões se mantiveram, o conjunto dos resultados estatísticos aponta que as alterações ocorridas nas últimas décadas exerceram impacto direto sobre a vitalidade e o formato das copas. Esse cenário pode ser explicado pela influência de podas e o efeito cumulativo de fatores urbanos.

Em relação a condição do tronco (CT), as alterações identificadas foram significativas ao nível de 5%, indicando diferenças entre os períodos avaliados. A correlação obtida foi moderada, o que aponta para uma relativa manutenção do padrão estrutural entre os períodos, indicando que, mesmo sob impactos físicos, pragas ou danos mecânicos, as árvores mantêm certa estabilidade na condição do tronco.

A condição da raiz (CR) não apresentou diferenças estatisticamente significativas, embora tenha mostrado baixa correlação entre os períodos avaliados,

sugerindo possíveis mudanças no estado radicular ao longo do tempo. Esse resultado pode estar associado a transformações no uso e ocupação do solo, ao aumento da compactação em áreas urbanas e às intervenções em calçadas e vias, fatores que afetam diretamente a expansão e a saúde das raízes.

7.5 DANOS AS ÁRVORES DEVIDO A PODA

Na comparação dos danos por poda entre os períodos, observa-se o aumento significativo nos percentuais de copas desbalanceadas e deformação de copa, e diminuição do percentual de podas drásticas (Tabela 7).

Tabela 7. Comparação dos percentuais de danos por poda entre os anos de 1985 e 2025 em Recife-PE

Tipo de Dano (Ano)	Percentual em 1985	Percentual em 2025
Copa desbalanceada	3,8%	34,88%
Deformação de copa	9,1%	18,93%
Poda drástica	33,7%	3,54%
Retirada total da copa	0,8%	—
Ramificações grandes em baixa altura	1,4%	—
Total com danos por poda	50,0%	57,35%

Fonte: Biondi (1985) e o Autor (2025).

Foi observado um aumento na incidência total de danos decorrentes de podas, passando de 50% em 1985 para 57,35% em 2025. Apesar dos avanços significativos nas técnicas de poda e do maior acesso a guias e manuais informativos, esses resultados indicam a persistência ou mesmo o agravamento de práticas inadequadas na condução das intervenções. Tal cenário pode ser atribuído a diversas causas, incluindo falhas na formação técnica das equipes, ineficácia na fiscalização das operações ou pressões operacionais, como a poda para liberação da fiação elétrica.

A Tabela 7 apresenta também uma mudança no tipo de dano predominante. Em 1985, o dano mais comum era a poda drástica (33,7%), que é extremamente agressiva e não recomendada. Em 2025, houve uma redução percentual das podas drásticas (3,54%), o que pode indicar uma maior conscientização sobre os impactos negativos desse tipo de intervenção.

As podas drásticas causam desequilíbrio biomecânico à árvore, a deixando propícia à queda (Mattheck; Breloer, 1997), propiciando os riscos de danos materiais (patrimônio público e privado) e humanos (vida dos transeuntes) (Mendes *et al.*, 2022).

Na Figura 21, observa-se que a espécie *F. benjamina* se destacou no estudo com o percentual de 50,39% dos indivíduos apresentando danos decorrentes de podas, com destaque para as UA5 (Boa Vista) e UA7 (Ibura), com os percentuais de 89,18% e 77,77% dos indivíduos afetados, respectivamente. No estudo de Maria *et al.* (2021) realizado em indivíduos de *F. benjamina*, observou-se o surgimento de brotações epicórnica e feridas ocasionadas por podas inadequadas, o que comprometeu a estrutura das árvores.

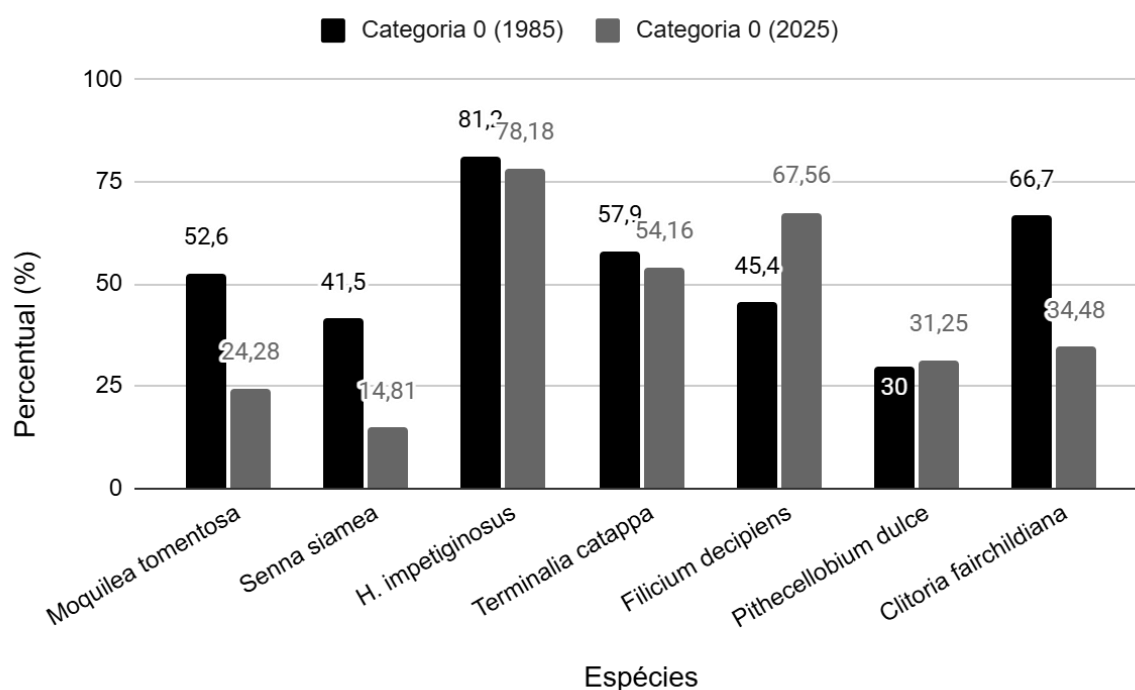


Figura 21. Percentuais da categoria 0 (nenhum dano) das espécies mais frequentes nos anos de 1985 e 2025.

Fonte: O Autor (2025).

Dentre as espécies analisadas (Figura 21), observou-se que a *M. tomentosa*, *S. Siamea*, *H. impetiginosus*, *T. catappa* e *C. fairchildiana* apresentaram menor percentual da categoria 0 entre os períodos, indicando recorrência de conflitos com a rede aérea e equipamentos urbanos decorrentes do desenvolvimento urbano. As

espécies *F. decipiens* e *P. dulce* obtiveram maior percentual entre os períodos, com destaque para a *F. decipiens* que obteve 22,16% de superávit. Em relação as categorias 1 (não balanceamento de copa) e 2 (deformação de copa) identificou-se o aumento do percentual de indivíduos entre os períodos (Figura 22).

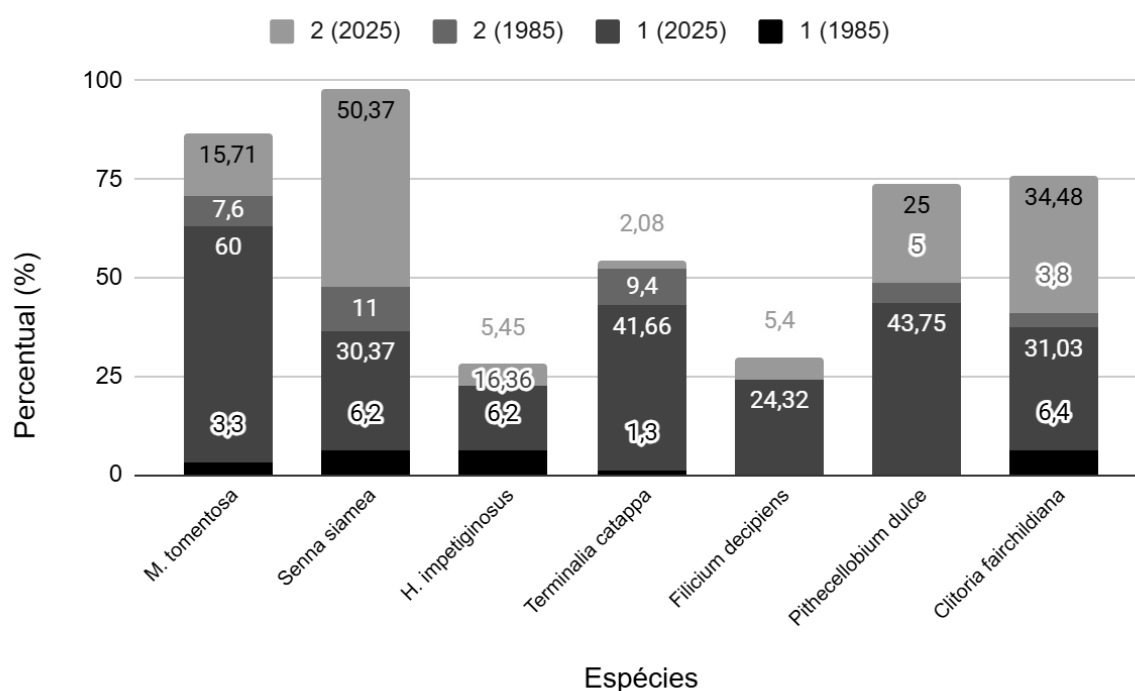


Figura 22. Classificação de danos de poda pelas espécies em comum mais plantadas nos anos de 1985 e 2025.

Fonte: O Autor (2025).

No que se refere a categoria 1 (não balanceamento de copa), a espécie *M. tomentosa* (56,7%) e *P. dulce* (43,75%) apresentam as maiores diferenças de percentuais. A espécie *P. dulce* está presente entre as espécies mais plantadas do presente estudo e é uma espécie exótica, não recomendada pelo Manual de Arborização Urbana do Recife (2017) e possui características em comum como o rápido crescimento e copa densa, o que pode justificar o histórico de podas e a presença de injúrias físicas na estrutura, bem como as necessidades atuais de práticas de manejo.

Em relação a categoria 2 (deformação de copa) o contexto é semelhante ao da categoria 1 (não balanceamento de copa), apresentando incremento de espécies

entre os períodos analisados, com destaque para a *S. siamea* (39,37%) com a maior diferença de percentual. Segundo Schwab *et al.* (2014) a prática de poda, além de outros fatores, é o principal fator que altera a estrutura das espécies florestais inseridas na arborização viária. No referido estudo, realizado na cidade de Santa Maria (RS), foi observado que 74,88% dos indivíduos apresentavam deformações de copa decorrente de podas mal executadas.

No que se refere a categoria 4 (ferida de corte grande e sem nenhum preservativo) se destaca por apresentar um decréscimo considerável em todas as espécies entre os períodos, em que exceto pela espécie *S. siamea* com percentual de 0,74% em 2025, as demais espécies não apresentam indivíduos que se classificam nesta categoria.

A espécie *P. dulce* obteve o maior decréscimo entre os períodos, de 65% (1985) para 0 (2025). Dessa maneira, observa-se que, mesmo com o déficit das categorias 3 (remoção de copa), 4 (ferida de corte grande e sem nenhum preservativo) e 5 (grandes tocos de galho deixados a baixa altura) entre os períodos, os indícios da ineficiência das práticas de manejo do tipo poda se faz presente, ocasionando a não conformidade dos parâmetros estruturais e estéticos (Figura 23).



Figura 23. Indivíduos que sofreram podas drásticas: *F. benjamina* (A) e *S. Siamea* (B) presentes nas unidades amostrais analisadas em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

A relação de podas drásticas com a presença de redes aéreas foi identificada, já que a *S. siamea* apresentou o maior percentual de indivíduos sob fiação elétrica (42,22%), seguida por *F. benjamina* (39,10%) e *C. fairchildiana* (24,14%), demonstrando a necessidade de podas, para evitar conflitos com a infraestrutura, contribuindo para as deformações observadas nas copas. Assim, espécies como a *S. siamea*, contato com às fiações elétricas acabam sendo mais impactadas por práticas de manejo inadequadas.

7.5.1 Danos ao tronco

Na população amostrada, 25,79% dos indivíduos apresentaram danos em troncos, sendo: 10,61% presença de objetos no tronco (pregos, arames, etc), 10,43% cortes no tronco, 2,78% com defeitos ou danos físicos devido às amarras do tutor e 1,97% com descascamento ou anelamento do tronco. Já no estudo de Biondi (1985), 31,5% de indivíduos apresentaram danos no tronco, em que 5,9% apresenta objetos no tronco (pregos, arames, etc), 11,3% cortes no tronco, 0,3% defeitos ou danos físicos por conta das amarras do tutor, 5,6% descascamento ou anelamento do tronco e 0,2% com a presença de arame farpado.

Na Tabela 8, observa-se não apenas uma evolução no estado geral das árvores urbanas entre 1985 e 2025 nas unidades amostrais, como também mudanças no tipo de danos físicos sofridos pelas árvores.

Tabela 8. Percentual das categorias de danos ao tronco por unidade amostral nos anos de 1985 e 2025.

Unidade Amostrai	Categoria 0		Categoria 1		Categoria 2		Categoria 3		Categoria 4		
	Ano	1985	2025	1985	2025	1985	2025	1985	2025	1985	2025
UA1		56,9	59,01	1,3	15,57	7,2	7,37	7,6	6,55	11,2	11,47
UA2		96,2	85,71	-	1,58	-	3,17	3,8	1,58	-	7,93
UA3		52,5	73,36	-	0,54	6,7	-	6,2	11,95	28,3	14,13
UA4		91,5	65,97	-	-	5,1	-	-	27,77	-	6,25
UA5		71,9	85,14	-	-	0,8	-	9,1	8,43	2,4	6,42
UA6		71,3	87,11	0,5	0,61	8,4	-	4,4	6,13	-	6,13
UA7		66,7	73,91	-	10,14	25	-	-	7,24	-	8,69
UA8		73,7	63,02	-	1,68	3,2	0,84	3,7	9,24	14,7	25,21

Legenda: 0 = nenhum dano; 1 = defeitos ou danos físicos devido às amarras do tutor; 2 = descascamento ou anelamento do tronco; 3 = presença de objetos estranhos no tronco (pregos,

arames, etc.); 4 = cortes no tronco. UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte. Fonte: O Autor (2025).

Pode-se observar uma diminuição de 5,71% do percentual entre os períodos, com destaque para a diferença de 4,71% entre os indivíduos com presença de objetos no tronco. Ocorreu também um aumento de 3,63% em relação aos indivíduos com descascamento ou anelamento do tronco.

Em relação ao percentual de nenhum dano no tronco (categoria 0), as unidades amostrais UA3 (Cordeiro), UA4 (Torre) e UA6 (Jardim São Paulo) se destacam, em que nas UA3 e UA6 houve um acréscimo no percentual de 20,86% e 15,81%, respectivamente (Tabela 8). Isso sugere uma melhora geral nas condições das árvores avaliadas em 2025. Entretanto, na UA4 ocorreu um decréscimo de 25,53% entre os períodos, o que pode estar relacionado ao aumento do percentual de objetos estranhos no tronco (categoria 3) de 27,77% entre os estudos.

Os menores percentuais da categoria 0 em 2025 podem ser relacionados ao vandalismo e falta de manejo da arborização. No estudo de Coelho e Lima Neto (2023) realizado na cidade do Recife analisaram o plantio de mudas entre os anos de 2016 e 2020, em que na amostra analisada, 45,54% das mudas plantadas foram suprimidas desde o primeiro ano de plantio, indicando assim um alto índice de vandalismo. Nascimento, Vilas-Boas e Rocha (2022) em um estudo, sobre a percepção ambiental da arborização urbana de Recife, e afirmaram que a população relata a falta de manutenção e a existência de poucas árvores como fatores que levam as pessoas a não gostarem do verde urbano da cidade.

Em relação a categoria 1 (defeitos ou danos físicos devido às amarras do tutor), de maneira geral houve um aumento entre os períodos, com destaque para a UA1 (14,27%) e a UA7, em que não se constatou percentuais em 1985 e em 2025 obteve-se 10,14%. Além disso, o surgimento em outras unidades (UA2, UA3 e UA8) indicam vandalismo na retirada de tutores ou má instalação de mudas.

A UA7 apresentou percentual zero em 2025 na categoria 2 (descascamento ou anelamento do tronco), o que pode indicar melhorias nas práticas de manejo do componente arbóreo, contudo a mesma unidade, bem como as demais UA's de maneira geral, apresentaram percentuais maiores em relação as categorias 3 (presença de objetos estranhos no tronco (pregos, arames, etc.) e 4 (cortes no tronco), o que evidencia a necessidade de práticas de educação ambiental mais eficientes, essenciais na preservação da integridade do componente arbóreo.

A categoria 5, que trata de danos devido a veículos, não se constatou indivíduos em 2025 nessa categoria, evidenciado melhorias na infraestrutura viária e urbana da cidade. Observou-se também que em todas as unidades amostrais (2025) não se identificou indivíduos inclusos na categoria 6 (envolvimento do tronco com arame farpado).

Em relação as espécies em comum mais frequentes entre 1985-2025 com danos ao tronco (Tabela 9).

Tabela 8. Percentual das categorias de danos ao tronco entre as espécies em comum mais plantadas nos anos de 1985 e 2025 na arborização de Recife-PE.

Espécies 1985/2025	FR 1985	FR 2025	0	0	1	1	2	2	3	3	4	4
	(%)	(%)	(1985)	(2025)	(1985)	(2025)	(1985)	(2025)	(1985)	(2025)	(1985)	(2025)
<i>Moquilea tomentosa</i>	16,6	12,59	78,5	83,09	-	-	4,3	-	9,6	10,56	1,9	6,33
<i>Senna siamea (Lam.)</i>	36,93	12,14	51	60,74	-	1,48	9,5	0,74	5,4	11,85	21,9	25,18
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1,27	5,04	68,7	70,90	6,2	7,27	6,2	-	6,2	10,90	-	10,90
<i>Terminalia catappa L.</i>	12,63	4,32	75,5	65,62	-	6,25	4,4	-	9,4	15,62	3,1	12,5
<i>Pithecellobium dulce</i>	1,59	2,88	70	84,37	-	-	5	3,12	5	6,25	10	6,25
<i>Clitoria fairchildiana</i>	6,20	2,61	82	64,28	2,6	-	2,6	-	2,6	3,57	9	32,14

Legenda: 0 = nenhum; 1 = defeitos ou danos físicos devido às amarras do tutor; 2 = descascamento ou anelamento do tronco; 3 = presença de objetos estranhos no tronco (pregos, arames, etc.); 4 = cortes no tronco.

Fonte: O Autor (2025).

A espécie *P. Dulce* foi a espécie com maior incremento (14,37%) da categoria “0” entre os períodos. Por outro lado, as espécies *C. fairchildiana* (17,72%) e *T. catappa* (9,88%) apresentaram os maiores déficit da categoria “0”. Em 1985, a espécie *T. catappa* não apresentou indivíduos inseridos na categoria “1”, o que mudou no período de 2025, com aumento de 6,25%. Na categoria “2” destaca-se a *S. siamea*, com diferença percentual de 8,76%, o que pode indicar melhores práticas de manejo entre os períodos. No que se refere a categoria “4”, a espécie *C. fairchildiana* apresentou um aumento de 23,14% entre os períodos, indicando o aumento do vandalismo referente a espécie entre os períodos.

No estudo de Biondi (1985), percentuais da categoria 5 (danos devido a veículos) foram obtidos pelas espécies em comum mais plantadas entre os períodos, com exceção das espécies *C. fairchildiana* e *M. tomentosa*, contudo, em 2025 não se constatou indivíduos que se enquadrem na referida categoria, o que se considerou o desenvolvimento da infraestrutura urbana entre os períodos. Isso sugere uma melhor demarcação e organização dos componentes urbanos, atenuando os riscos de danos provenientes de veículos. Situação semelhante ocorre na categoria “6”, em que no período de 2025 não se identificou árvores com envolvimento do tronco com arame farpado (Figura 24).



Figura 24. Presença de objetos estranhos nas espécies *C. fairchildiana* (A) e *L. ferrea* (B) presentes nas UA7 (Ibura) e UA5 (Boa Vista) em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2025).

7.6 PRESENÇA DE INSETOS E DOENÇAS

Observou-se que 78,4% dos indivíduos das UA's apresentaram boas condições, 18,8% condições satisfatórias, dos quais 3,43% possuem sinais de ataques de insetos e/ou doenças e precisavam de pequenos reparos. Em estado ruim ou em declínio, foi possível observar a presença de 2,8% dos indivíduos.

A ocorrência de insetos sobressaiu-se na UA1 (Boa Viagem) com o percentual de 48,38% da totalidade. Dentre esse percentual, 60% é representado pela praga cochonilha. A UA2 (Ilha do Retiro) destacou-se por não apresentar ocorrência de insetos. Já no estudo de Biondi (1985) as unidades amostrais com maior ocorrência de insetos foram as UA4 (Torre), UA1 (Boa Viagem) e UA6 (Jardim São Paulo), com 55,9%, 48,4% e 44,1%, respectivamente, com destaque para percevejos, presentes em maiores proporções nas unidades amostrais UA4 (32,2%) e em menor proporção na UA8 (Casa Forte), com 1,4%.

Dentre as espécies observadas com presenças de insetos, a *S. siamea* se destaca (Figura 25), com percentual de 22,58%, em comparação às outras espécies inventariadas, o que ocorre com a mesma espécie no estudo de Biondi (1985), em que 21,5% das árvores tinham a presença de insetos.

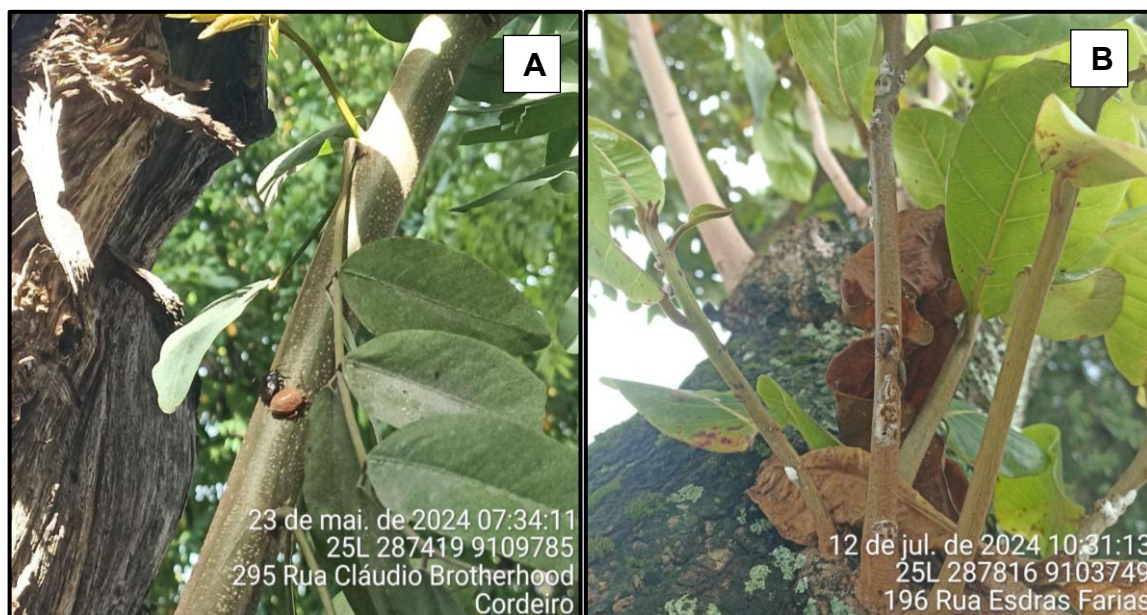


Figura 25. Presença de insetos nas espécies *S. siamea* (A) e *T. catappa* (B) presentes nas UA3 (Cordeiro) e UA7 (Ibura) analisadas em Recife-PE.

Fonte: O Autor (2024).

A presença de insetos foi verificada em diferentes espécies, em que 0,89% apresentaram formigas cortadeiras, 0,62% com cupins e percevejos, 0,35% brocas, 0,17% cochonilhas e 0,08% apresentavam soldadinhos.

O estudo de Biondi (1985) constatou que 66,6% dos indivíduos das unidades amostrais estavam isentos de insetos e que 15,5% continham soldadinhos, 8,3% percevejos, 2,1% cupins, 1,9% cochonilhas, 1,7% brocas e 0,2% formigas. A presença de insetos em *S. siamea* também foi verificada por Souza, Figueiredo e Braga (2013), no Distrito de Rafael Arruda em Sobral - CE, em que foi realizado duas coletas em estações diferentes (inverno e verão), em ambas a ordem Hymenoptera (formigas) obteve destaque, com 14,37% e 4,19%, respectivamente. As ordens Hemiptera (3,29%) e Coleoptera (1,49%) também foram identificadas.

Em relação a presença de doenças, identificou-se que 0,72% do total amostrado está isento de doenças, percentual inferior aos 3,4% obtido por Biondi (1985). A UA1 (Boa Viagem) foi a que mais teve indícios de doenças, em que 5,73% dos indivíduos apresentaram doenças abióticas, sendo 71,42% na espécie *A. merrillii* e 28,57% na espécie *T. catappa*. Na UA5, em 1 (um) indivíduo (0,40% do total amostrado na unidade) se constatou indícios de fungos da espécie *M. tomentosa*.

Nas demais unidades amostrais não foi identificado indivíduos com indícios de doenças, o que difere do estudo de Biondi (1985), em que as unidades UA1, UA6 (Jardim São Paulo), UA5 e UA8 (Casa Forte) apresentaram ocorrência de doenças nos respectivos percentuais: 7,2%, 6,9%, 3,9% e 1,4%. A observação de campo considerou como critério a presença de danos aparentes por avançado grau de infestação.

Sendo assim, o monitoramento fitossanitário é essencial para a manutenção da arborização urbana, visto que orienta o gestor na definição de ações de controle ou mitigação dos agentes danosos às árvores (Lira, Pereira, Silva, 2016). Dentre as maiores ameaças de perturbação a arborização urbana, estão as pragas de insetos, patógenos fúngicos e variações de temperatura e umidade (Ordóñez; Duinker, 2015; Rötzer *et al.* 2021).

7.7 NECESSIDADE DE MANUTENÇÃO

Na população amostrada do presente estudo, 85,38% dos indivíduos precisavam de poda leve, enquanto 8,97% precisavam de poda pesada, totalizando 94,35% dos indivíduos amostrados. 5,65% indivíduos não apresentaram necessidades de práticas do tipo poda. Biondi (1985) identificou que 43,2% apresentaram necessidade de poda leve e 25,4% podas pesadas, totalizando 68,6% dos indivíduos amostrados, com 26,5% sem necessidade de manutenção.

Em relação aos indivíduos com necessidade de remoção, somente 0,17% dos indivíduos amostrados apresentaram características para remoção, valor inferior ao 4,9% obtido por Biondi (1985), o que pode indicar o desenvolvimento das práticas de manejo do componente arbóreo entre os períodos de estudo.

A Tabela 10 mostra a evolução percentual das necessidades de manutenção arbórea (poda leve, poda pesada e remoção) por unidade amostral entre 1985 e 2025.

Tabela 10. Percentual de necessidades de manutenção do tipo poda e remoção por unidade amostral nos períodos de 1985-2025

Unidade Amostrai (Ano)	Poda leve (1985)	Poda leve (2025)	Poda pesada (1985)	Poda pesada (2025)	Remoção (1985)	Remoção (2025)
UA1	38,1	73,7	39,0	9,0	6,0	0,8
UA2	28,3	91,9	15,0	0,0	1,9	1,6
UA3	41,2	85,3	22,5	0,5	5,8	0,0
UA4	44,0	99,3	25,4	0,0	1,7	0,0
UA5	50,2	99,1	34,4	0,8	1,6	0,0
UA6	52,0	99,3	16,8	0,6	4,6	0,0
UA7	50,0	97,1	25,0	2,8	0,0	0,0
UA8	37,3	95,7	14,7	0,8	6,0	0,0

Legenda: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

As unidades amostrais em 2025 obtiveram em sua totalidade um aumento significativo no percentual de necessidade de podas leves, comparada aos dados de 1985, destacando-se as variações das unidades UA2 (63,63%) e UA8 (58,49%), em que o desenvolvimento da infraestrutura urbana entre os períodos de estudo associa-se a utilização de espécies exóticas de grande porte, como também o estágio de desenvolvimento avançado dos indivíduos podem explicar o atual panorama.

Entretanto, quando se compara os percentuais de necessidades de podas pesadas, pode-se constatar menores valores comparado ao obtido pelo estudo de 1985, em que as unidades amostrais UA5 (33,6%) e UA1 (29,99%) apresentam as maiores diferenças de percentuais.

Já as UA2 e UA4 se destacam por não apresentar necessidades de podas pesadas entre o período 1985-2025. A diminuição desses percentuais pode ser justificada pelas práticas de manejo de maneira preventiva, a exemplo das podas periódicas, em que reduz a necessidade de podas corretivas pesadas. Em relação aos percentuais de necessidades de manutenção (Tabela 11).

Tabela 9. Percentual de necessidades de manutenção do tipo poda e remoção das espécies mais plantadas no período de 2025.

Espécies (2025)	%		
	Poda leve (2025)	Poda pesada (2025)	Remoção (2025)
<i>Moquilea tomentosa</i>	99,28	0,71	0,00
<i>Senna siamea</i>	79,25	2,22	0,00
<i>Ficus benjamina</i>	97,74	2,25	0,00
<i>Adonidia merrillii</i>	100,00	0,00	0,00
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	100,00	0,00	0,00
<i>Terminalia catappa</i>	81,25	10,41	2,08
<i>Plumeria pudica</i>	92,25	0,00	0,00
<i>Filicium decipiens</i>	91,66	0,00	0,00
<i>Pithecellobium dulce</i>	71,87	15,62	0,00
<i>Thevetia peruviana</i>	96,55	0,00	0,00
<i>Clitoria fairchildiana</i>	89,28	3,57	0,00
<i>Roystonea oleracea</i>	100,00	0,00	0,00

Fonte: O Autor (2025).

A *S. siamea* foi a espécie com maior frequência no estudo de Biondi (1985) e a segunda com maior frequência no presente estudo, no qual ocorreu um aumento de 26,25% no percentual de podas leves, redução de 17,98% em podas pesadas e percentual nulo no aspecto remoção. Apesar da espécie *S. siamea* ser representativa em ambos os estudos, ela não é recomendada para o plantio na arborização urbana de Recife (Manual de Arborização Urbana do Recife, 2017) devido as suas características de adaptação ao ambiente urbano e pelo fato de ser classificada como exótica, o que pode acarretar em desequilíbrio ecológico no componente arbóreo ao reduzir a diversidade e aumentar a vulnerabilidade a pragas e doenças.

Outra espécie presente em ambos os estudos é a *M. tomentosa*, sendo a segunda mais frequente em 1985 e a primeira mais frequente em 2025 (Tabela 12). A *T. catappa* foi única espécie que apresentou percentual na categoria remoção, devido ao indivíduo presente na UA1 (Boa Viagem), que apresentava danos estruturais severos, sendo recomendado a sua remoção. A espécie *P. dulce* obteve o maior percentual da categoria podas pesadas, evidenciando a necessidade de práticas de manejo.

Tabela 10. Percentual de necessidades de manutenção do tipo poda e remoção por unidade amostral no período de 1985.

Espécies 1985.	Frequência (%) (1985)	Poda leve (1985)	Poda pesada (1985)	Remoção (1985)
<i>Senna siamea</i>	36,9	53	20,2	3,6
<i>Moquilea tomentosa</i>	16,6	55,5	31,6	0
<i>Terminalia catappa</i>	12,6	28,9	37,7	10,7
<i>Prosopis juliflora</i>	7,3	18,5	46,7	7,6
<i>Clitoria fairchildiana</i>	6,2	38,5	5,1	5,1
<i>Ficus microcarpa</i>	3,4	27,3	45,4	4,5
<i>Delonix regia</i>	3	36,8	15,8	13,1
<i>Cassia grandis</i>	2,4	29	29	16,1
<i>Pithecellobium dulce</i>	1,5	35	55	0
<i>Thespesia populnea</i>	1,5	70	20	5
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	1,2	37,5	0	0
<i>Filicium decipiens</i>	0,8	27,3	18,2	9,1

Fonte: O Autor (2025).

Em relação as necessidades de manutenção do tipo poda, houve um acréscimo de 46,28% nos percentuais de podas do tipo leve e decréscimo no percentual de podas do tipo pesada de 19,49% entre os estudos, indicando uma maior necessidade de práticas de manejo dos indivíduos dessa espécie.

Assim, a comparação entre os resultados de 1985 e 2025 evidencia as mudanças nas necessidades de manutenção da arborização de ruas, o que pode ser reflexo de alterações no espaço físico disponível para o crescimento das árvores nas calçadas e/ou ter ocorrido, ao longo dos 40 anos, a adequação da altura das copas de alguns indivíduos, superando (e.g.) os problemas de podas para adequação da fiação.

7.8 COMPARATIVO DOS ÍNDICES ECOLÓGICOS DA ARBORIZAÇÃO DE RUAS ENTRE 1985 E 2025

Na tabela 13 é possível observar a comparação da diversidade da arborização viária do presente estudo e do estudo de Biondi (1985) por unidade amostral.

Tabela 13. Comparativo dos índices ecológicos em Recife-PE aplicados em 1985 e 2025 para as unidades amostrais de Recife-PE

Unidade Amostral	H' (1985)	H' (2025)	C' (1985)	C' (2025)	d1 (1985)	d1 (2025)	J' (1985)	J' (2025)
UA1	1,64	2,48	0,26	0,11	2,22	4,37	0,66	0,82
UA2	2,04	1,93	0,18	0,20	3,27	2,67	0,79	0,81
UA3	1,30	2,70	0,41	0,11	2,01	6,33	0,54	0,77
UA4	1,24	3,00	0,35	0,06	1,23	6,24	0,77	0,88
UA5	0,84	1,70	0,59	0,33	1,45	3,81	0,40	0,56
UA6	1,64	2,62	0,29	0,11	2,45	5,10	0,64	0,81
UA7	0,57	2,72	0,68	0,08	1,21	5,67	0,52	0,86
UA8	1,72	2,87	0,29	0,09	2,79	6,70	0,63	0,83

Legenda: Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H'), Índice de Simpson (C'), Índice de Odum (d1) e Equabilidade de Pielou (J'). Unidades: UA1: Boa Viagem; UA2: Ilha do Retiro; UA3: Cordeiro; UA4: Torre; UA5: Boa Vista; UA6: Jardim São Paulo; UA7: Ibura; UA8: Casa Forte.

Fonte: O Autor (2025).

A análise dos índices ecológicos nos anos de 1985 e 2025 nas oito unidades amostrais mostrou mudanças na diversidade da arborização viária. O Índice de Diversidade de Shannon (H') foi superior, em 2025, na maioria das unidades amostrais, indicando uma maior diversidade de espécies entre os períodos. Os maiores valores foram obtidos nas unidades amostrais UA3 (Cordeiro), UA8 (Casa Forte) e UA6 (Jardim São Paulo), apresentando diferenças de valores entre 1,40, 1,15 e 0,98, enquanto na UA2 (Ilha do Retiro) apresentou valor menor comparado ao obtido no estudo de Biondi (1985), sugerindo uma possível perda de diversidade nessa unidade amostral.

O Índice de Diversidade Ecológica de Simpson (C') foi inferior, em 2025, em todas as unidades amostrais, com exceção da UA2 (Ilha do Retiro), com destaque para a UA7 (Ibura), UA3 (Cordeiro), UA4 (Torre), com diferenças de valores entre 0,60, 0,30 e 0,29, respectivamente. Esses valores sugerem a diminuição de dominância de algumas espécies, tornando a distribuição mais homogênea. Essa mudança pode estar associada a um manejo urbano mais equilibrado, que reduziu a concentração de poucas espécies dominantes.

No que se refere ao Índice de Odum (D1), os valores demonstraram aumento em 2025, com destaque para as unidades amostrais UA3 (Cordeiro), UA4 (Torre) e UA6 (Jardim São Paulo), o que pode ser corroborado pelo aumento no número de espécies presentes nessas áreas em 2025, como também pode ser influenciado com as alterações nas espécies escolhidas para plantio no decorrer do período e por mudanças nas diretrizes de arborização urbana.

O índice de Equitabilidade de Pielou (J') retratou maiores valores em todas as unidades amostrais quando comparado aos valores obtidos por Biondi (1985), demonstrando maior equilíbrio de espécies em termos de distribuição. Esse crescimento foi mais evidente nas UA7 (Ibura) e UA8 (Casa Forte), podendo indicar que a arborização viária apresenta composição mais diversificada e melhor distribuída. Em relação ao comparativo das médias, pode-se observar o aumento de 81,96% na média da diversidade, indicando ampliação do número e distribuição de espécies (Tabela 14).

Tabela 14. Comparação de médias para os índices ecológicos (teste t, $\alpha=0,01$) nos anos de 1985 e 2025, nas unidades amostrais de Recife-PE.

Índice (Ano)	Média (1985)	Média (2025)	Diferenças entre médias (%) 1985-2025	t (pareado)	p-valor
H' (Shannon)	1,37	2,5	54,8%	4,7	0,0022**
C (Simpson)	0,38	0,14	271,4%	-3,94	0,0056**
d1 (Odum)	2,08	5,11	40,7%	4,74	0,0021**
J' (Pielou)	0,62	0,79	78,5%	5,33	0,0011**

Legenda: ** significativo a 1% ($p \leq 0,01$).

Fonte: O Autor (2025).

Houve uma redução de 63% na média do índice de dominância, o que indica distribuição mais equilibrada entre as espécies, sem que uma única domine excessivamente. O aumento de 145,7% na riqueza de espécies, revelando uma arborização urbana muito mais diversa em 2025. O aumento de 27,4% na equabilidade indica que as espécies estão sendo distribuídas de forma mais uniforme nas unidades amostrais.

Todos os índices apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,01$) entre os dois períodos. Isso evidencia que houve uma melhoria expressiva na qualidade ecológica da arborização urbana de Recife entre 1985 e 2025, com maior diversidade, equidade, complexidade estrutural; e menor dominância de poucas

espécies. Observa-se no Quadro 1 os índices ecológicos aplicados em diferentes cidades brasileiras.

Quadro 1. Valores dos Índices ecológicos aplicados a arborização de ruas em diferentes cidades brasileiras.

Autores	Local	H'	J'	C	d1
Bobrowski (2011)	Curitiba-PR	-	-	-	14,56
Biz <i>et al.</i> (2015)	Dois Vizinhos-PR	-	-	-	2,01
Silva; Rodrigues; Lucena (2017)	Tuparetama -PE	2,26	-	-	-
Silva <i>et al.</i> (2020)	Analândia-SP	3,19	-	-	-
Lima Neto <i>et al.</i> (2021)	Boa Vista-RR	2,79	0,58	0,11	4,93/8,2
Fonseca <i>et al.</i> (2022)	Montes Claros-MG	2,89	-	-	-
Silva; Botezelli; Bucci (2022)	Cabo Verde-MG	-	0,78	-	-
Cordeiro; Longo (2022)	Campinas-SP	-	-	0,96	-

Legenda: Índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H'), Equabilidade de Pielou (J'), Índice de Simpson (C) e Índice de Odum (d1).

Fonte: O Autor (2024).

No presente estudo (Tabela 14) o valor médio obtido do índice H' foi menor que o encontrado no estudo de Silva *et al.* (2020), realizado na cidade de Analândia-SP, por Fonseca *et al.* (2022) na cidade de Montes Claros – MG, e por Lima Neto *et al.* (2021) realizado em Boa Vista-RR, sendo superior ao obtido por Silva, Rodrigues e Lucena (2017). O índice H' nas amostras analisadas apresenta-se como de moderada a alta diversidade florística, mesmo com fatores que impactam a diversidade como o manejo decorrente da arborização e predominância de espécies exóticas.

O valor do índice C encontrado no estudo foi semelhante ao que o estudo de Lima Neto *et al.* (2021) obteve em Boa Vista-RR e menor que o encontrado por Cordeiro e Longo (2022 Segundo os critérios de Uramoto *et al.* (2005), valores reduzidos do índice de Simpson estão associados a menor dominância de espécies e, conseqüentemente, a maior diversidade. Com base nesse parâmetro, o resultado obtido para Recife (C = 0,14) evidencia baixa concentração de indivíduos em poucas espécies, o que caracteriza uma comunidade arbórea com distribuição mais equilibrada. Lima Neto *et al.* (2021) afirmam que o índice de Simpson captura bem a distribuição de abundância de espécies.

O índice J' no estudo foi de 0,77 para a cidade de Recife, valor semelhante ao encontrado em Cabo Verde - MG, que foi de 0,78 (Silva; Botezelli; Bucci, 2022), enquanto no estudo de Lima Neto *et al.* (2021) obteve-se 0,58. O valor obtido do índice J' indica que a equitabilidade do componente arbóreo está moderada a alta, indicando

que as espécies apresentam abundância equilibrada, possibilitando que as práticas de plantio e manejo viabilizem uma distribuição mais uniforme das espécies.

A uniformidade e a diversidade são fatores que se buscam no planejamento, na implantação e na condução da arborização de ruas, possibilitando conciliar o melhor manejo com a melhor qualidade ambiental. Nesse sentido, o Índice de *Simpson* (C) evidenciou baixa dominância de espécies, o que reflete uma maior uniformidade na composição arbórea, resultado também apontado por Lima Neto *et al.* (2021). O índice d1 apresentou valor maior do que o encontrado na cidade de Dois Vizinhos - PR, obtendo 2,01 (Biz *et al.*, 2015), indicando uma alta distribuição de espécies. Segundo Silva Filho e Bortoleto (2005) índices acima de 2,45 podem ser considerados como satisfatórios.

O índice de similaridade de *Jaccard* determina a semelhança entre ambientes a partir do número de indivíduos amostrados (Soares *et al.*, 2021). A similaridade média do estudo foi de 0,317. A partir do resultado obtido para as oito unidades amostrais, nos anos de 1985 e 2025, observou-se diferentes padrões na composição florística (Figura 26).

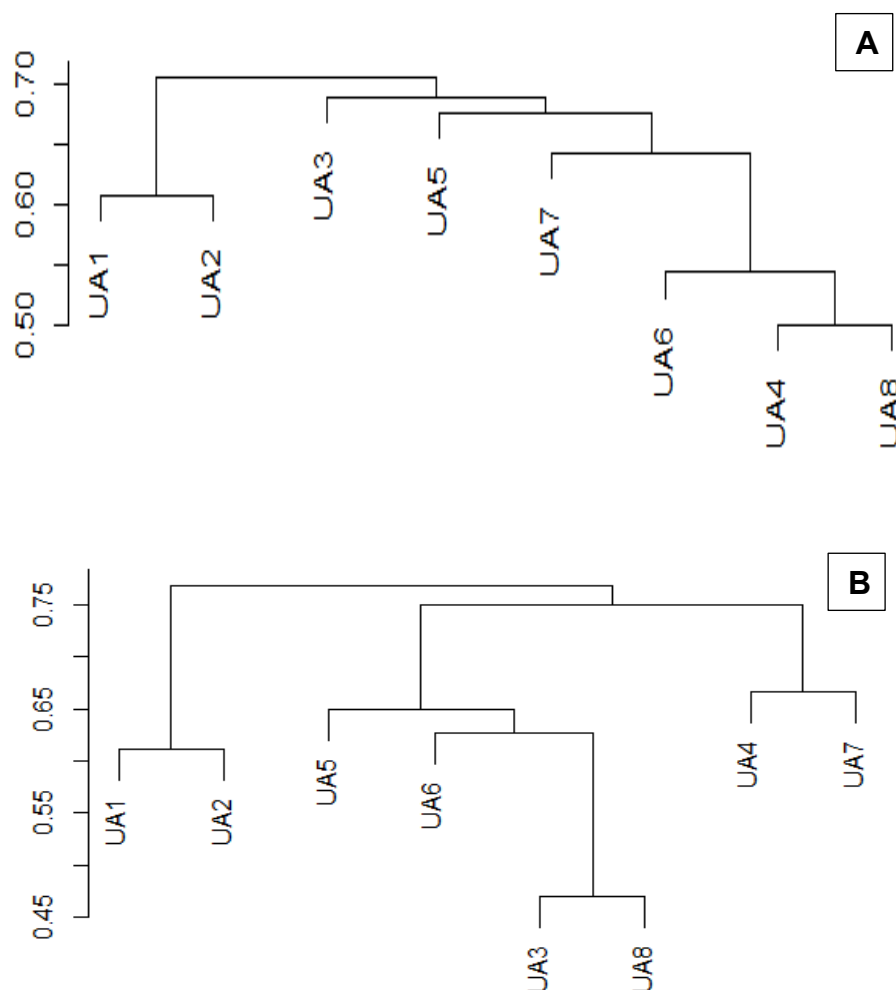


Figura 26. Dendrogramas do índice de similaridade de Jaccard das unidades amostrais analisadas em Recife-PE nos anos de 2025 (A) e 1985 (B).

Fonte: O Autor (2024).

No ano de 2025 notou-se a formação de dois grupos, no qual o primeiro grupo agrega seis unidades amostrais, sendo UA4 e UA8 os mais semelhantes, e o segundo grupo, formado por UA1 e UA2. A formação de dois grupos, sugere heterogeneidade entre as unidades amostrais estudadas. Resultado semelhante foi encontrado por Aniceto, Silva e Gadelha (2024), em estudo que analisou a composição, diversidade e similaridade de espécies arbóreas de quatro parques urbanos da cidade do Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, obtendo variação entre 0,09 e 0,33.

Observa-se que os agrupamentos se tornam mais coesos, com redução das distâncias de dissimilaridade entre diversas unidades, como UA1 e UA2, e UA3, UA5 e UA7. Esse padrão aponta para uma uniformização florística significativa ao longo do tempo, o que pode estar associado a ações de manejo mais sistemáticas. A presença

de agrupamentos mais compactos evidencia uma convergência florística entre áreas anteriormente distintas.

Os agrupamentos possuem semelhanças entre si, visto que em 2025 o primeiro grupo é formado pelas unidades amostrais UA1 e UA2, o que também ocorre no estudo de 1985. Contudo, o segundo grupo difere entre os períodos, observando-se que em 2025 as UA4 e UA8 possuem a maior similaridade do grupo, e no estudo de 1985 entre essa similaridade ocorre entre as UA4 e UA7. A diferença a nível de similaridade entre as unidades amostrais pode ser influenciada pelas mudanças (substituição e ampliação do número de indivíduos) ocorridas na composição florística.

A comparação entre os dendrogramas obtidos a partir do índice de similaridade de Jaccard (Figura 26), referentes aos anos de 2025 e 1985, respectivamente, revela mudanças estruturais na composição florística das Unidades Amostrais (UA's) de Recife-PE ao longo de quatro décadas.

Foi aplicado a matriz de similaridade de *Jaccard* nos períodos de estudo. Observa-se um aumento na diversificação das espécies, a UA6 apresenta uma queda geral na similaridade com outras unidades de até 0,86 em 1985 para no máximo 0,49 em 2025. Já UA3, que era relativamente semelhante, em 1985, a UA2 e UA4 (0,80 e 0,67, respectivamente), cai para 0,29 e 0,33 em 2025, indicando forte renovação das espécies locais (Tabela 15).

Tabela 15. Matriz binária de similaridade de *Jaccard* entre as unidades amostrais analisadas em Recife-PE no ano de 2025.

	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6	UA7	UA8
UA1	1							
UA2	0.39	1						
UA3	0.32	0.29	1					
UA4	0.30	0.20	0.33	1				
UA5	0.31	0.23	0.28	0.33	1			
UA6	0.34	0.32	0.34	0.42	0.38	1		
UA7	0.36	0.25	0.29	0.31	0.28	0.43	1	
UA8	0.33	0.26	0.30	0.50	0.29	0.49	0.33	1

Fonte: O Autor (2024).

Os coeficientes de *Jaccard* são relativamente baixos e demonstram a alta diferenciação entre as unidades amostrais em relação à composição florística das unidades amostrais analisadas em Recife-PE. Análise semelhante ao estudo de Souza *et al.* (2011) fez uso da matriz de similaridade, aplicada na avaliação da composição florística de 22 praças em Aracaju-SE.

A partir da matriz de similaridade (Tabela 15) foi observada maior semelhança entre as UA4 e UA8, apresentando frequências que mostram uma composição semelhante de espécies, em que a presença da espécie *A. merrillii* ocorreu em UA4 (7 indivíduos) e UA8 (2 indivíduos), *A. indica* que foi encontrada em ambas unidades amostrais, com frequência de 1 indivíduo, *F. decipiens* (UA4= 1 indivíduo, UA8= 4 indivíduos), *H. heptaphyllus* (UA4 = 17 indivíduos, UA8 = 8 indivíduos) e *F. benjamina* com 37 indivíduos na UA4 e 9 na UA8.

A elevada semelhança entre UA6 e UA8 pode ser relacionada à presença de espécies compartilhadas e com frequências relativamente próximas, como *F. benjamina*, que foi uma das espécies mais abundantes em ambas as UA's (UA6 = 43 indivíduos, UA8 = 9 indivíduos), enquanto o *H. heptaphyllus* apresentou 6 indivíduos na UA6 e 8 indivíduos na UA8. A *C. fairchildiana* mostrou frequências semelhantes com 5 indivíduos na UA6 e 9 indivíduos na UA8. Apesar de diferenças quantitativas em algumas frequências, como no caso de *F. decipiens* (UA6 = 14, UA8 = 4), a ocorrência das mesmas espécies utilizadas para arborização urbana em diferentes unidades amostrais contribuiu para a alta similaridade.

No entanto, a menor semelhança, observada entre UA2 e UA4, indica diferenças na composição e frequência das espécies. Enquanto *A. merrillii* foi altamente representada na UA2 (43). Essa esteve ausente na UA4, indicando possíveis diferenças no planejamento na composição florística ou condições que limitaram sua presença. A ausência de espécies como *H. heptaphyllus* e *C. fairchildiana* na UA2 e sua presença na UA4 reforçam a divergência florística entre essas unidades.

Nas unidades amostrais com maior similaridade, podem ser indicativos de condições urbanas mais homogêneas, favorecendo a presença de um conjunto semelhante de espécies. Para Zamproni *et al.* (2019), para diminuir a homogeneidade é recomendado a introdução de novas espécies para que seja possível a melhora estética e ecológica do ambiente urbano, evitando a perda de patrimônio arbóreo caso

ocorra surto de praga e/ou doença. As matrizes de similaridade evidenciam diferenças expressivas entre os períodos de estudo (Tabela 16).

Tabela 16. Matriz binária de similaridade de *Jaccard* entre as unidades amostrais analisadas em Recife-PE em 1985.

	UA1	UA2	UA3	UA4	UA5	UA6	UA7	UA8
UA1	1.0							
UA2	0.61	1.0						
UA3	0.56	0.80	1.0					
UA4	0.79	0.80	0.67	1.0				
UA5	0.67	0.76	0.54	0.70	1.0			
UA6	0.81	0.48	0.59	0.71	0.69	1.0		
UA7	0.75	0.86	0.73	0.67	0.78	0.86	1.0	
UA8	0.71	0.78	0.47	0.75	0.72	0.67	0.80	1.0

Fonte: O Autor (2025).

Em 1985, as unidades amostrais apresentam semelhança expressiva na composição florística, com os maiores valores de similaridade obtidos entre Ilha do Retiro (UA2) e Ibura (UA7) e entre Jardim São Paulo (UA6) e Ibura (UA7). A menor valor de similaridade foi observada entre as unidades Ilha do Retiro (UA2) e Jardim São Paulo (UA6) e Cordeiro (UA3) e Casa Forte (UA8), indicando média similaridade entre as unidades amostrais citadas (Tabela 16).

As unidades UA2 e UA7 constam em comum a presença das espécies *S. siamea* (UA2= 5 indivíduos, UA7= 10 indivíduos) e *D. regia* (UA2= 1 indivíduo, UA7= 1 indivíduo). Entre as unidades UA6 e UA7, as espécies *S. siamea* (UA6= 99 indivíduos, UA7= 10 indivíduos) e *P. juliflora* (UA6= 5 indivíduos, UA7= 1 indivíduo) se fazem presentes.

Em relação as UA's com menor similaridade, destacam-se as unidades UA2 e UA6, em que ocorre a maior dissimilaridade de composição florística, ocorrendo em comum entre as unidades somente as espécies *S. siamea* (UA2=5 indivíduos; UA6=99 indivíduos) e *T. catappa* (UA2= 2 indivíduos; UA6= 39 indivíduos) e as unidades UA3 e UA8, em que as espécies *F. decipiens* (8 indivíduos), *T. avellanadae* (1 indivíduo), *R. oleraceae* (2 indivíduos), *A. lebbek* (3 indivíduos), *E. uvalha* (2 indivíduos) e *L. leucocephala* (1 indivíduo) são presentes na UA8 e ausentes na UA3.

A análise das matrizes de Jaccard mostra a desconcentração florística entre as UA's no período de 40 anos. Isso é reflexo do plantio de espécies diferentes e substituições dos indivíduos no período estudado.

7.9 PARÂMETROS FITOSSOCIOLÓGICOS APLICADOS A ARBORIZAÇÃO DE RUAS

Em relação aos parâmetros fitossociológicos, foi obtido os valores de Densidade e Dominância Relativa, Valor de Importância e Índice de Performance para os períodos de estudo (Tabela 17).

Tabela 17. As 10 espécies arbóreas de maior valor de importância e respectivos parâmetros fitossociológicos das unidades amostrais analisadas em Recife-PE (2025-1985)

2025						
Espécie	Ni	DR/ha (%)	DoR (%)	O	VI (%)	IPE
<i>Moquilea tomentosa</i>	140	15,50	34,95	N	21,99	1,12
<i>Ficus benjamina</i>	133	14,73	13,10	E	14,18	0,92
<i>Senna siamea</i>	135	14,95	8,43	E	12,78	0,97
<i>Terminalia catappa</i>	48	5,32	9,75	E	6,79	0,84
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	56	6,20	2,73	E	5,04	1,08
<i>Pithecellobium dulce</i>	32	3,54	7,71	N	4,75	1,08
<i>Clitoria fairchildiana</i>	29	3,21	4,90	N	3,77	1,19
<i>Filicium decipiens</i>	37	4,10	2,48	E	3,56	0,87
<i>Thespesia populnea</i>	26	2,88	2,15	E	2,64	1,05
<i>Paubrasilia echinata</i>	27	2,99	1,22	E	2,40	0,79
1985						
Espécie	Ni	DR/ha (%)	DoR (%)	O	VI (%)	IPE
<i>Senna siamea</i>	465	36,93	25,02	E	20,66	-
<i>Moquilea tomentosa</i>	209	16,6,	34,25	N	16,95	-
<i>Terminalia catappa</i>	159	12,62	11,30	E	7,98	-
<i>Prosopis juliflora</i>	92	7,30	9,65	E	5,65	-
<i>Ficus microcarpa</i>	44	3,49	6,87	E	3,45	-
<i>Clitoria fairchildiana</i>	78	6,19	2,18	N	2,79	-
<i>Delonix regia</i>	38	3,01	2,81	E	1,94	-
<i>Cassia grandis</i>	31	2,46	2,28	N	1,58	-
<i>Pithecellobium dulce</i>	20	1,58	1,54	E	1,04	-
<i>Thespenia populnea</i>	20	1,58	0,36	E	0,65	-

Legenda: Ni = Número de indivíduos; DR = Densidade Relativa; DoR= Dominância Relativa; VI (%) = Valor de Importância Relativo; IPE = Índice de Performance da Espécie.

Fonte: O Autor (2025).

O desempenho da *M. tomentosa* pode estar relacionado a característica da espécie que apresenta ampla área de copa, fator que influencia na dominância e traz benefícios no que se refere a mitigação de ilhas de calor, ofertando sombreamento. Entretanto, a escolha de espécies para arborização viária deve se basear também em outros parâmetros quantitativos. As espécies *P. dulce* e *T. catappa* apresentam

valores elevados de dominância, contudo podem apresentar conflitos com a estrutura urbana, como o desenvolvimento de raízes superficiais.

Para o IPE, as espécies que obtiveram valores maiores que 1,0 foram *M. tomentosa*, *H. impetiginosus*, *C. fairchildiana*, *T. populnea* e *P. dulce*. Nas espécies com valores próximos a 1,0, têm-se a *S. siamea* e o *F. benjamina*. Na análise do índice de performance deve-se considerar as características estruturais das espécies que impõem limitações ao seu uso na arborização viária. A exemplo da espécie *M. tomentosa*, que apesar de possuir ampla dominância e alta cobertura de copa, apresenta sistema radicular superficial e agressivo, o que pode causar danos em calçadas e redes subterrâneas em casos de ambientes limitados em espaço disponível. No caso da espécie *C. fairchildiana*, que apesar de constar elevado valor de IPE, considera-se a frequência de quebra de galhos, o que compromete a segurança de veículos e transeuntes.

Em 1985, a *S. siamea* apresentou os maiores valores de DR (36,93%) e DoR (25,02%), resultando no maior VI (20,66%). Esses dados indicam que a espécie é amplamente utilizada e possui porte significativo, exercendo papel central na composição da paisagem urbana. A espécie *M. tomentosa* também se destacou, especialmente quanto à dominância relativa (34,25%), o que indica grande área de copa, embora apresente densidade inferior (16,6%). Seu VI (16,95%) reflete essa importância estrutural e sua ampla copa pode contribuir positivamente para o sombreamento urbano. No entanto, seu uso em arborização viária deve considerar possíveis limitações, como o sistema radicular superficial que podem comprometer sua adequação em calçadas estreitas ou áreas com infraestrutura urbana densa.

A análise dos dados de 1985 e 2025 revela mudanças estruturais importantes na arborização viária de Recife. Observa-se uma queda nos valores de Densidade Relativa de algumas espécies, indicando redução no número de indivíduos e perda de dominância. A *S. siamea* apresentava a maior Densidade Relativa em 1985, valor que reduziu em 2025, evidenciando uma mudança significativa na composição florística entre os períodos.

A *T. catappa* era uma das espécies com maior densidade relativa em 1985, enquanto em 2025, o *F. benjamina* se destacou. Essas mudanças revelam uma substituição entre espécies dominantes, refletindo uma redistribuição na composição florística da arborização entre os períodos. A presença de espécies exóticas em um ecossistema pode desencadear diversos problemas ambientais, ecológicos e

econômicos. Um dos principais problemas é o risco de invasões biológicas, consideradas uma das maiores ameaças à biodiversidade global. Quando espécies exóticas conseguem se adaptar e se dispersar no ambiente, elas frequentemente competem com espécies nativas, podendo levar à sua redução ou até extinção. Isso ocorre porque as espécies introduzidas muitas vezes não possuem predadores naturais no novo habitat, o que lhes confere vantagens competitivas (Simberloff *et al.*, 2013; Ricklefs, 2021).

7.10 CLASSIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES MAIS ADEQUADAS EM 1985 E 2025

Na tabela 18, apresenta-se a classificação das espécies mais adequadas à arborização nos anos de 1985 a 2025.

Tabela 18. Classificação das espécies mais adequadas nos períodos de 1985 e 2025 para a arborização viária de Recife-PE.

Espécies no ano 2025	Espécies no ano 1985	Ranking
<i>Plumeria pudica</i> Jacq	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1
<i>Roystonea oleracea</i> O. F. Cook	<i>Filicium decipiens</i> (Wight & Arn.)	2
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	<i>Thespesia populnea</i> (L.) Sol. ex Corrêa	3
<i>Adonidia merrillii</i> (Becc.) Becc	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	4
<i>Filicium decipiens</i> (Wight & Arn.)	<i>Terminalia catappa</i> L.	5
<i>Thevetia peruviana</i> (Pers.) K.Schum	<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin & Barneby	6
<i>Ficus benjamina</i> L.	<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf	7
<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth	<i>Moquilea tomentosa</i> (Benth.)	8
<i>Terminalia catappa</i> L.	<i>Cassia grandis</i> L.f.	9
<i>Moquilea tomentosa</i> (Benth.)	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC	10
<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin & Barneby	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth	11
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	<i>Ficus microcarpa</i> L.f.	12

Fonte: O Autor (2025).

A *P. pudica* obteve o primeiro lugar na classificação das espécies mais adequadas, sendo classificada como boa em todas as variáveis utilizadas. Contudo, trata-se de uma espécie exótica e não recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017).

H. impetiginosus ficou em terceiro lugar na classificação. A espécie é recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017) e apesar da 11ª posição em relação a necessidades de manutenção, apresentou boas classificações nas variáveis “resistência a insetos” e “resistência a doenças”. Devido aos valores estéticos ofertados, os ipês são utilizados para fins ornamentais, devido as suas cores que destoam na paisagem de ambientes naturais e urbanizados (Mendes; Oliveira, 2019).

A. merrillii (4º lugar) obteve boas classificações no que se refere a resistência a insetos, danos devido a poda e em tronco (2º lugar), contudo apesar de seus valores estéticos considerados, é uma espécie exótica e não recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017).

F. decipiens (5º lugar) destaca-se pelas classificações nas variáveis resistência a insetos e doenças, e a boa classificação em relação as necessidades de manutenção. É uma espécie tolerante a condições adversas e agrega valores estéticos ao ambiente urbano, e apesar de ser considerada exótica, é recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017) devido ao seu bom desempenho.

T. peruviana foi classificada em sexto lugar, contudo sua utilização na arborização urbana não é recomendada devido a sua toxicidade, o que pode ocasionar riscos aos transeuntes, principalmente as crianças (Prefeitura municipal de Tangará da Serra, 2023).

F. benjamina (7º lugar) é uma das espécies mais presentes na composição da arborização viária em âmbito global (Maria *et al.*, 2021) e segundo o estudo de Maria; Zamproni e Biondi (2020) a espécie apresentou condições fitossanitárias e estruturais deficientes, principalmente relacionado aos danos por poda. Sua classificação na variável “danos devido a poda” exemplifica essa relação entre a característica de copa densa e os conflitos com a estrutura urbana.

P. dulce foi classificada em oitavo lugar. A espécie é exótica e não recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017). Possui características de uma árvore de grande porte e copa densa, o que se pode observar devido a influência no IPE adquirido (1,01), em que inviabiliza sua utilização em áreas urbanas com

espaço reduzido, justificando dessa maneira a décima classificação na variável “danos devido a poda”.

Em nono lugar na classificação, *T. catappa*, que apesar de ser bastante utilizada no paisagismo de cidades (Baratelli *et al.*, 2012; Mbah; Eme; Eze, 2013; Marjenah, 2017), trata-se de uma espécie exótica e não recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017). Apresentou classificações medianas nas variáveis “necessidades de manutenção” e “danos devidos à poda”, o que pode ser justificado pelas características de rápido crescimento e copa densa em relação aos conflitos com a estrutura urbana.

M. tomentosa é a espécie com maior frequência do estudo, contudo obteve a décima classificação dentre as mais adequadas. Apesar das ótimas classificações nas variáveis “resistência a insetos” e “resistência a doenças”, obteve a décima primeira posição na variável “danos devido a poda”. Dentre as características, a copa densa se destaca, e tal fato, aliado com a alta frequência e os conflitos com a infraestrutura urbana, podem justificar a classificação final da espécie.

S. siamea ficou em 11º na classificação. É a segunda espécie de maior frequência do estudo. Apesar de não ser recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017), foi a espécie mais frequente (36,93%) no estudo de Biondi (1985). Obteve a melhor classificação na variável “necessidades de manutenção”, em contra partida está em 12º em relação a “danos devido a poda” e 11º em “danos ao tronco”. Trata-se de uma espécie exótica de rápido crescimento, em que o maior quantitativo de indivíduos está inserido em um contexto de conflitos com equipamentos urbanos, o que justifica as referidas classificações.

C. fairchildiana foi classificada em 12º dentre as espécies mais plantadas. Classificações nas variáveis “danos devido a poda”, “danos ao tronco” e “necessidade de manutenção” justificam essa posição. Apesar de apresentar IPE considerado alto para o estudo (1,02) influenciado pela mensuração da área de copa, essa espécie não é recomendada pelo Manual de Arborização de Recife (2017).

Observa-se na análise comparativa da classificação de espécies mais adequadas em 40 anos a transição para espécies de menor porte e menor impacto em infraestrutura urbana, como *A. merrillii* e *T. peruviana* substituindo espécies maiores como *D. regia* e *P. juliflora*. Espécies antes comuns, como *M. tomentosa*, *P. juliflora* e *F. microcarpa*, foram rebaixadas ou retiradas da classificação prioritária em 2025. Tal mudança pode ser reflexo dos seus impactos negativos identificados ao

longo do tempo, como crescimento desordenado, a produção excessiva de frutos ou sementes escorregadias e agressividade radicular (Lima Neto, Melo; Souza, 2011).

Embora a classificação apresentada na Tabela 18 evidencie as espécies com melhor desempenho nas variáveis avaliadas, é importante destacar que esses resultados representam, sobretudo, a adaptação das espécies às condições urbanas de Recife entre os anos de 1985 e 2025, e não necessariamente a sua adequação como recomendação para novos plantios, a exemplo das espécies *P. pudica* e *A. merrillii* que, apesar de se destacarem em critérios técnicos, não ofertam os benefícios ecossistêmicos que as espécies arbóreas, como maior sombreamento e contribuição mais significativa para o equilíbrio ecológico urbano. Além disso, tais espécies são exóticas e não recomendadas pelo Manual de Arborização de Recife (2017).

Nesse sentido, o *H. impetiginosus* é uma espécie recomendada pelo manual da cidade e que apresentou bons resultados, surge como exemplo positivo de espécie que pode integrar de forma mais adequada a arborização viária da cidade do Recife.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O diagnóstico comparativo entre 1985 e 2025 permitiu concluir que, ao longo de 40 anos, houve mudanças significativas na composição florística e na estrutura da arborização viária da cidade de Recife-PE.

A análise entre os períodos revelou decréscimo no quantitativo da arborização de ruas, com redução de 11,68% no total de indivíduos arbóreos.

Quanto a composição florística, ao longo dos 40 anos, houve decréscimo na frequência de espécies dominantes, como *S. siamea* e *T. catappa*, e maior equilíbrio na distribuição. Espécies como *H. impetiginosus* e *P. echinata* apresentaram aumento, indicando valorização de nativas. A análise de dispersão confirmou alterações significativas nas frequências e o aumento de indivíduos não arbóreos sugere mudanças paisagísticas ao longo do período estudado.

A comparação dos parâmetros dendrométricos mostrou alteração de porte dos indivíduos entre os anos analisados. Em 1985 predominavam árvores de grande porte e o padrão se manteve em 2025, embora algumas unidades amostrais apresentem maior proporção de indivíduos de pequeno porte, possivelmente associados a plantios mais recentes e restrições do ambiente urbano. A maior ocorrência de altura de bifurcação abaixo de 1,80 m, em 2025, revela a necessidade de melhoria no plantio e

condução das árvores urbanas, mesmo com as oportunidades de melhoria identificadas quanto à padronização e manejo técnico.

As árvores nas áreas estudadas se encontram, minoritariamente, em estágio de declínio e/ou em condição de risco devido a práticas de manutenção inadequadas ao longo dos anos. No entanto, conclui-se que houve o aumento nas copas desbalanceadas e descaracterizadas, além dos danos físicos em troncos ocasionados por cortes, descascamento e objetos estranhos, evidenciando fragilidades na condição fitossanitária e estruturais que comprometem a segurança dos transeuntes, estrutura dos equipamentos urbanos.

Nesse contexto, a manutenção deficiente, associada aos impactos do meio urbano, contribui para o declínio das árvores de rua em Recife. Assim, recomenda-se melhoria nas práticas de manejo, monitoramento fitossanitário e educação ambiental que são essenciais para garantir a integridade do componente arbóreo.

A análise do meio físico entre os períodos, não revelou mudanças significativas nas dimensões médias de distanciamento e áreas de crescimento próximas às recomendadas pelo manual de arborização da cidade. Pode-se concluir que as práticas objetivam a coexistência entre a arborização e infraestrutura urbana, contudo ainda há necessidades de melhoria, a exemplo da elevação nos percentuais de conflitos com rede de energia elétrica, que compromete a saúde e o desenvolvimento adequado das árvores.

Constatou-se o aumento expressivo nos índices de diversidade de Shannon (H') e equabilidade de Pielou (J'), associado à redução do Índice de Simpson (C), atestou maior diversidade e distribuição mais equilibrada das espécies em 2025, com menor dominância de poucas espécies. Os parâmetros fitossociológicos reiteram essa dinâmica, revelando a redução da densidade e dominância de espécies antes predominantes, sugerindo a diversificação e redistribuição na arborização. O Valor de Importância revelou alterações na dominância das espécies, evidenciando tanto a persistência de espécies exóticas com conflitos na estrutura urbana quanto o incremento de espécies nativas com bom desempenho. Essas mudanças refletiram em avanços pontuais no manejo, mas também revelaram a necessidade de melhor planejamento na escolha das espécies.

A comparação dos parâmetros fitossociológicos e índices ecológicos entre os períodos viabilizou a compreensão da dinâmica da arborização, considerado pelo aumento na riqueza de espécies e famílias, acompanhado por maior diversidade

florística e distribuição mais equilibrada em espécies, indicando uma arborização mais heterogênea que anteriormente.

A classificação das espécies evidenciou diferenças entre aquelas que se mostraram apenas adaptadas às condições urbanas e as realmente adequadas para novos plantios. O *H. impetiginosus* destaca-se por reunir resistência fitossanitária, menor impacto à infraestrutura urbana e constar no Manual de Arborização do Recife (2017), enquanto a *R. oleracea* e a *P. pudica*, apesar do bom desempenho em alguns critérios, são exóticas que não oferecem os mesmos benefícios ecossistêmicos das espécies nativas e, portanto, devem ser avaliadas com cautela em futuros programas de arborização.

A análise das espécies identificadas na arborização viária do Recife evidenciou que, embora a recomendação oficial priorize espécies nativas e adaptadas, espécies exóticas frequentemente utilizadas demonstraram desempenho satisfatório quanto à resistência a pragas, doenças e características estruturais. Dessa maneira, recomenda-se a seleção de espécies nativas como diretriz prioritária no planejamento da arborização, embora seja possível a inclusão das espécies exóticas com desempenho positivo na funcionalidade e resistência da arborização viária, desde que atendidas as diretrizes de manejo.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA. **Climatologia de Recife**. Recife, 2024. Disponível em: <https://www.apac-homo.pe.gov.br/climatologia/519-climatologia>. Acesso em: 4 dez. 2024.
- ALENCAR, L. S.; SOUTO, P. C.; MOREIRA, F. T. A.; SOUTO, J. S.; BORGES, C. H. A. Inventário quali-quantitativo da arborização urbana em São João do Rio do Peixe-PB. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 10, n. 2, p. 117–124, 2014. Disponível em: <https://acsa.revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/554>. Acesso em: 4 nov. 2024.
- ALMEIDA, D. N.; RONDON NETO, R. M. Análise da arborização urbana de duas cidades da região norte do Estado de Mato Grosso. **Revista Árvore**, v. 34, n. 5, p. 899–906, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/yZzWxgnf9557JkBYZYNt7bt/>. Acesso em: 4 nov. 2024.
- ALVES, L. P.; COSTA, J. A. S.; COSTA, C. B. N. Arborização urbana dominada por espécies exóticas em um país megadiverso: falta de planejamento ou desconhecimento? **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 16, n. 3, p. 1304–1375, 2023. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/372034644_Arborizacao_urbana_dominada_por_especies_exoticas_em_um_pais_megadiverso_falta_de_planejamento_ou_desconhecimento. Acesso em: 13 out. 2024.
- ANDRADE, M. N. M. de; JERONIMO, C. E. de M. Diagnóstico da arborização do espaço urbano da cidade de João Pessoa, PB. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 194–208, 2015.
- ANICETO, F. D. S.; GADELHA, F. H. L.; PAZ, D. H. F. Inventário florístico em praças públicas do município do Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco, como indicador de planejamento ambiental. **Revista Principia**, v. 60, n. 4, p. 1073–1094, 2023.
- ANICETO, F. D. S.; SILVA, L. S.; GADELHA, F. H. L. Diversidade de espécies vegetais em parques urbanos: um estudo em áreas verdes da cidade do Cabo de Santo Agostinho, Pernambuco. **Ambiente: Ensaios**, v. 35, n. 53, e213163, 2024. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paam/article/view/213163>. Acesso em: 4 nov. 2024.
- AQUA, M. D.; MÜLLER, N. T. G. Diagnóstico da arborização urbana de duas vias na cidade de Santa Rosa-RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 9, n. 3, p. 141–145, 2014. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/63147>. Acesso em: 14 set. 2024.
- ARAÚJO, M. N.; ARAÚJO, A. J. **Arborização urbana**. Série de cadernos técnicos da agenda parlamentar: Paraná-PR, 2016.
- BADSHAH, L.; HUSSAIN, F.; SHER, Z. Floristic inventory, ecological characteristics and biological spectrum of plants of Parachinar, Kurrum agency, Pakistan. **Pakistan Journal of Botany**, v. 48, n. 4, p. 1547–1558, 2016. Disponível em: [https://www.pakbs.org/pjbot/PDFs/45\(4\)/04.pdf](https://www.pakbs.org/pjbot/PDFs/45(4)/04.pdf). Acesso em: 3 out. 2024.

BARATELLI, T. G. et al. Phytochemical and allelopathic studies of *Terminalia catappa* L. (Combretaceae). **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 41, p. 119–125, 2012.

BARCELLOS, A. et al. **Manual para elaboração do plano municipal de arborização urbana**. Paraná, 2012.

BIBIANO, I. S. C. et al. Composição e diversidade florística do bairro Lagunho, Santarém, PA. In: **Congresso Florestal Brasileiro**, 9., 2022, Brasília/DF. Anais [...]. Brasília/DF: [s. n.], 2022.

BIONDI, D. **Diagnóstico da arborização de ruas da cidade do Recife**. 1985. 188 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural do Paraná, Curitiba, 1985.

BIONDI, D.; LIMA NETO, E. M. Pesquisas em arborização de ruas. In: BIONDI, D. (org.). **Inventário florestal contínuo e dinâmica da arborização de ruas**. Curitiba: O autor, 2011. p. 150.

BIONDI, D.; BOBROWSKI, R. Utilização de índices ecológicos para análise do tratamento paisagístico arbóreo dos parques urbanos de Curitiba-PR. **Enciclopédia Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 3006–3017, 2014. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/2903>. Acesso em: 4 nov. 2024.

BIONDI, D. E. **Floresta urbana**. Curitiba: O autor, 2015. 202 p.

BIZ, S. et al. Indicadores de diversidade para a arborização viária do bairro Centro Norte da cidade de Dois Vizinhos – Paraná. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 10, n. 3, p. 1–13, 2015. Disponível em: <http://www.revsbau.esalq.usp.br/teste/ojs2.3.7/index.php/REVSBAU/article/view/473>. Acesso em: 9 ago. 2025.

BIZ, S. et al. Indicadores de diversidade para a arborização viária do bairro Centro Norte da cidade de Dois Vizinhos – Paraná. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 10, n. 3, p. 1–13, 2016. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/63208>. Acesso em: 14 set. 2023.

BLOOD, A. et al. How do urban forests compare? Tree diversity in urban and periurban forests of the Southeastern US. **Forests**, v. 7, p. 1–15, 2016. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/7/6/120>. Acesso em: 4 nov. 2024.

BOBROWSKI, R. **Estrutura e dinâmica da arborização de ruas de Curitiba, Paraná, no período 1984–2010**. 2011. 145 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural do Paraná, Curitiba, 2011. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/26399>. Acesso em: 14 set. 2024.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Distribuição e dinâmica da área de copa na arborização de ruas de Curitiba, Paraná, Brasil, no período de 1984–2010. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 625–635, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/xrf7TXN6LBqRNW5xmS8fF7v/>. Acesso em: 10 set. 2024.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D. Comportamento de índices de diversidade na composição da arborização de ruas. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 4, p. 475–486,

2016. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/floram/a/jgpPj8XhBnMNcwBTJtR6VjJ/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 4 nov. 2024.

BOBROWSKI, R.; FERREIRA, R. L. C.; BIONDI, D. Descrição fitossociológica da arborização de ruas por meio de diferentes formas de expressão da dominância e da densidade. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1167–1178, 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/25107>. Acesso em: 4 nov. 2024.

BONAMETTI, J. H. Arborização urbana. **Revista Terra & Cultura: Cadernos de Ensino e Pesquisa**, v. 19, n. 36, p. 51–55, 2020. Disponível em: <http://publicacoes.unifil.br/index.php/Revistatestes/article/view/1412>. Acesso em: 4 nov. 2024.

BORGES, D. A. B. et al. Análise da arborização urbana na cidade de Patos/PB. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 11, n. 4, p. 1343–1359, 2018.

BRITO, F.; HORTA, C. J. G.; AMARAL, E. F. L. A urbanização recente no Brasil e as aglomerações metropolitanas. **OSF Preprints**, p. 1–12, 2018. Disponível em: [10.31219/osf.io/84b92](https://osf.io/84b92). Acesso em: 4 nov. 2024.

BRUM, D. L. O. **Arborização urbana: um estudo de caso em Frederico Westphalen - RS**. 2020. 32 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal de Santa Maria, 2020.

BUCCI, M. E. D. et al. Arborização urbana como política de promoção de saúde e de planejamento urbano: um levantamento das capitais brasileiras. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 8, n. 19, p. 725–738, mai. 2021.

CAJAIBA, R. L.; SILVA, W. B. Levantamento de entomofauna em arborização urbana no município de Uruará, Pará, norte do Brasil. **Biota Amazônia**, v. 7, n. 1, p. 69–73, 2017. Disponível em: https://oasisbr.ibict.br/vufind/Record/UNIFAP-3_c8e9281df4c7142c097fc26f13279908. Acesso em: 14 set. 2024.

CALIXTO, J. T.; SANTANA, G. M.; LIRA, J. A. Análise quantitativa da arborização urbana de Lavras da Mangabeira, CE, Nordeste do Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 4, n. 3, p. 99–109, 2009.

CECATO, S. A.; RODRIGUES, G. A.; BOVERIO, M. A. Estratégia de quantificação de abundância de árvores usando o software Google Earth Pro. **Interface Tecnológica**, v. 17, n. 2, 2020.

CELESTINO, P. C. G. **Parâmetros para avaliação da arborização viária: fitossociologia, morfometria, fitossanidade e índice de risco**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2019.

CHAVES, A. D. C. G. et al. A importância dos levantamentos florísticos e fitossociológicos para a conservação e preservação das florestas. **Agropecuária Científica do Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 43–48, 2013. Disponível em: <https://acsa.revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/449>. Acesso em: 4 nov. 2024.

CLARKE, L. W.; JENERETTE, G. D.; DAVILA, A. The luxury of vegetation and the legacy of tree biodiversity in Los Angeles, CA. **Landscape and Urban Planning**, v. 116, p. 48–59, 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204613000753>. Acesso em: 14 out. 2024.

COELHO, C. B.; LIMA NETO, E. M. Sobrevivência e qualidade de plantios na arborização de ruas em Recife-PE. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 18, n. 2, p. 1–16, 2023.

CONWAY, T. M. Tending their urban forest: residents' motivations for tree planting and removal. **Urban For. Urban Green**, v. 17, p. 23–32, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866715300339>. Acesso em: 12 out. 2024.

COOK, E. M. et al. Residential landscapes as social-ecological systems: a synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. **Urban Ecosystems**, v. 15, p. 19–52, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/225214279_Residential_Landscapes_as_Social-Ecological_Systems_A_Synthesis_of_Multi-Scalar_Interactions_between_People_and_Their_Home_Environment. Acesso em: 12 out. 2024.

CORDEIRO, D. S.; LONGO, R. M. Diagnóstico ambiental da arborização urbana no campus 1 da PUC Campinas. In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 27.; ENCONTRO DE INICIAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO E INOVAÇÃO, 12., 2022, Campinas-SP. Anais [...]. Campinas: **Pontifícia Universidade de Campinas**, 2022.

COUTTS, A. M. et al. Temperature and human thermal comfort effects of street trees across three contrasting street canyon environments. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 124, n. 1–2, p. 55–68, 2016. Disponível em: <https://watersensitivecities.org.au/content/temperature-human-thermal-comfort-effects-street-trees-across-three-contrasting-street-canyon-environments/>. Acesso em: 10 set. 2024.

CROESER, C. et al. Patterns of tree removal and canopy change on public and private land in the City of Melbourne. **Sustainable Cities and Society**, v. 56, 2020.

DAMO, A. Diagnóstico da arborização em vias públicas dos bairros Cidade Nova e Centro na cidade de Rio Grande – RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 10, n. 1, p. 43–60, 2015. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/63246>. Acesso em: 4 nov. 2024.

DAVIES, H. J. et al. Delivery of ecosystem services by urban forests. **Forestry Commission Research Report**, 2017.

DE MARCO, J. C.; ASSIS, E. S. **Serviços ecossistêmicos prestados pela arborização urbana**. São Paulo: [s. n.], 2020.

DOBBS, C. et al. Urban ecosystem services in Latin America: mismatch between global concepts and regional realities? **Urban Ecosystems**, v. 22, p. 173–187, 2019.

Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11252-018-0805-3>. Acesso em: 4 nov. 2024.

ENERGISA. **NDU 016: Compatibilização da arborização com as redes de distribuição.** [S. l.]: Energisa, 2018. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/494293918/NDU-016-Compatibilizacao-Da-Arborizacao-Com-as-Redes-de-Distribuicao>. Acesso em: 9 ago. 2025.

FARIA, B. C.; PEREIRA, M. A. V.; JUNIOR, J. C. S. Análise comparativa dos serviços ecossistêmicos de áreas verdes da cidade de Natal, Rio Grande do Norte. **Revista de Estudos Geoeducacionais**, v. 10, n. 21, p. 1–18, 2019.

FARIA, D. G. et al. Arborização urbana no município de Três Rios – RJ: espécies utilizadas e a percepção de seus benefícios pela população. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 8, n. 2, p. 58–67, 2013. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/66422>. Acesso em: 4 nov. 2024.

FILHO, D. F. S. et al. Banco de dados relacional para cadastro, avaliação e manejo da arborização em vias públicas. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 629–642, 2002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/KtDyJNtBmFLkfPCxjGjfhPR/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 4 nov. 2024.

FONSECA, A. P. M. et al. Arborização da praça Doutor João Alves, Montes Claros, Minas Gerais. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 17, n. 4, p. 138–150, 2022. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/87039>. Acesso em: 4 nov. 2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS – FAO. **Guidelines on urban and peri-urban forestry.** Roma, Itália, 2016. 172 p.

GAO, M.; LIU, J. Overview of security research on the landscape trees. **Journal of Northwest Forestry University**, v. 29, n. 4, p. 278–281+292, 2014.

GIEHL, E. L. H.; BUDKE, J. C. Aplicação do método científico em estudos fitossociológicos no Brasil: em busca de um paradigma. [s. l.], 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.13140/2.1.4749.1525>. Acesso em: 4 nov. 2024.

GOMES, G. S. et al. Botanical composition of Fabaceae family in the Brazilian Northeast, Maranhão, Brazil. **Asian Journal of Environment & Ecology**, v. 6, n. 4, p. 1–10, 2018. DOI: 10.9734/AJEE/2018/41207. Disponível em: <https://journalajee.com/index.php/AJEE/article/view/25>. Acesso em: 2 jan. 2025.

GONÇALVES, A. M. et al. Levantamento quali-quantitativo da diversidade florística da arborização urbana em Itacoatiara – AM. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 8, p. 81072–81091, 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/354366405_Levantamento_quali-quantitativo_da_diversidade_floristica_da_arborizacao_urbana_em_Itacoatiara_-_AM_Qualitative_and_quantitative_survey_of_floristic_diversity_of_urban_trees_in_Itacoatiara_-_AM. Acesso em: 4 nov. 2024.

GONÇALVES, L. M. et al. Arborização urbana: a importância do seu planejamento para qualidade de vida nas cidades. **Ensaio e Ciência**, v. 22, p. 128–136, 2018.

GRÊT-REGAMEY, A. et al. Integrating ecosystem services into spatial planning — a spatial decision support tool. **Landscape and Urban Planning**, v. 165, p. 206–219, 2017.

HEEZIK, Y. V. et al. Garden size, householder knowledge, and socio-economic status influence plant and bird diversity at the scale of individual gardens. **Ecosystems**, v. 16, n. 8, p. 1442–1454, 2013. Acesso em: 1 Out. 2024.

HOFLE, H. E. **Levantamento da arborização urbana do bairro Sagrado Coração de Jesus em São Miguel do Iguaçu-PR**. 2010. 63 f. Monografia – Faculdade Dinâmica de Cataratas, Foz do Iguaçu, 2010.

HUSSAIN, M. et al. Assessment of plant communities and identification of indicator species of an ecotonal forest zone at Durand Line, District Kurram, Pakistan. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 17, n. 3, p. 6375–6396, 2019. Disponível em: https://www.aloki.hu/pdf/1703_63756396.pdf. Acesso em: 6 out. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Sinopse do Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv49230.pdf>. Acesso em: 10 set. 2024.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Bioma predominante por município para fins estatísticos**. 2012. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/40519-ibge-define-bioma-predominante-em-cada-municipio-brasileiro-para-fins-estatisticos>. Acesso em: 9 ago. 2025.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **De 2010 a 2022, população brasileira cresce 6,5% e chega a 203,1 milhões**. Agência IBGE Notícias, 2023. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/37237-de-2010-a-2022-populacao-brasileira-cresce-6-5-e-chega-a-203-1-milhoes>. Acesso em: 28 out. 2024.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020**. Rio de Janeiro: JBRJ, 2020. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 9 ago. 2025.

JARDIM, J. P.; UMBELINO, G. M. Mapeamento de áreas verdes e da arborização urbana: estudo de caso de Diamantina, Minas Gerais. **Revista Espinhaço**, v. 9, n. 2, p. 28–39, 2020. Disponível em: <https://revistas.ufvjm.edu.br/revista-espinhaco/article/view/165>. Acesso em: 10 set. 2024.

JIA, X. Reasons and countermeasures for the partial crown and narrow crown of garden trees. **China Flowers Hort.**, n. 18, p. 46–47, 2014.

JIA, Y.; LEI, J.; HUANG, S. Safety risk assessment and management of street trees on Huanshi Road in Guangzhou. **Guangdong Landsc. Archit.**, v. 43, n. 4, p. 93–96, 2021.

JIM, C. Y. Protection of urban trees from trenching damage in compact city environments. **Cities**, v. 20, n. 2, p. 87–94, 2003.

JIM, C. Y.; ZHANG, H. Defect-disorder and risk assessment of heritage trees in urban Hong Kong. **Urban For. Urban Green**, v. 12, n. 4, p. 585–596, 2013.

JÚNIOR, F. R. et al. Análise da arborização urbana em bairros da cidade de Pombal no Estado da Paraíba. **Revista SBAU**, v. 3, n. 4, p. 3–19, 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/242133112_ANALISE_DA_ARBORIZACAO_URBANA_EM_BAIRROS_DA_CIDADE_DE_POMBAL_NO_ESTADO_DA_PARAIBA. Acesso em: 7 out. 2024.

JUSTIN, M. et al. Urban tree diversity – Taking stock and looking ahead. **Urban forest & urban green**, v. 15, p. 1–5, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/283491634_Urban_Tree_Diversity_-_Taking_Stock_and_Looking_Ahead. Acesso em: 4 nov. 2024.

KENDAL, D.; WILLIAMS, N. S. G.; WILLIAMS, K. J. H. Drivers of diversity and tree cover in gardens, parks and streetscapes in an Australian city. **Urban For. Urban Green**, v. 11, p. 257–265, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866712000350>. Acesso em: 12 out. 2024.

KERSHAW, J. A.; DUCEY, M. J.; BEERS, T. W.; HUSCH, B. **Forest Mensuration**. 5. ed. John Wiley & Sons: 632 p., 2017.

KONIJNENDIJK, C. C.; RANDRUP, T. B. Urban Forestry. In: BURLEY, J.; ENVANS, J.; YOUNGQUIST, J. A. **Encyclopedia of Forest Sciences**. Elsevier Sciences, 2004. p. 471–478. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/280562809_Urban_Forestry. Acesso em: 4 nov. 2024.

KRAMER, J. A.; KRUPKE, R. A. Caracterização florística e ecológica da arborização de praças públicas do município de Guarapuava, PR. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 647–658, 2012. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/ywTTq37RDRtMNDNwW6vCt7M/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 4 nov. 2024.

LACERDA, L. I. A. et al. Arborização Urbana: desafios e instrumentos para o planejamento integrado com a expansão urbana e as dinâmicas sociais. **Scientific Journal ANAP**, [s. l.], v. 3, n. 12, mar. 2025.

LACERDA, R. M. A.; LIRA FILHO, J. A.; SANTOS, R. V. Indicação de espécies de porte arbóreo para a arborização urbana no semi-árido Paraibano. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 1, p. 51–68, 2011.

LAZIM, R. M.; MISNI, A. Public perceptions towards tree risk management in Subang Jaya municipality, Malaysia. **Procedia Soc. Behav. Sci.**, v. 222, p. 881–889, 2016.

LEÃO, T. C. C.; ALMEIDA, W. R.; DECHOUM, M. S.; ZILLER, S. R. **Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas**. Recife: Cepan, 2005. 99 p.

LI, C.; WENG, S.; LIN, Y.; PANG, R. Advance on assessment of landscaping tree health and hazard. **Guangdong Agric. Sci.**, n. 7, p. 186–189, 2009.

LIMA NETO, E. M.; MELO E SOUZA, R. Comportamento e características das espécies arbóreas nas áreas verdes públicas de Aracaju, Sergipe. **Scientia Plena**, v.

7, n. 1, p. 017301-1, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0173011111000911>. Acesso em: 2 ago. 2025.

LIMA NETO, E. M.; BIONDI, D.; ARAKI, H.; BOBROWSKI, R. Fotografias aéreas para mensuração da área de copa das árvores de ruas de Curitiba – PR. **Revista Floresta**, v. 42, n. 3, p. 577–586, jul./set. 2012.

LIMA NETO, E. M.; BIONDI, D.; LEAL, L.; SILVA, F. L. R.; PINHEIRO, F. A. P. Análise da composição florística de Boa Vista-RR: subsídio para a gestão da arborização de ruas. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização**, v. 11, n. 1, p. 58–72, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/331217054_ANALISE_DA_COMPOSICAO_FLORISTICA_DE_BOA_VISTA-RR_SUBSIDIO_PARA_A_GESTAO_DA_ARBORIZACAO_DE_RUAS. Acesso em: 3 out. 2024.

LIMA NETO, E. M.; BIONDI, D.; PINHEIRO, F. A. P.; CONDÉ, T. M.; DIAS, L.; GONÇALVES, M. P. M. Índices ecológicos para a gestão da arborização de ruas de Boa Vista-RR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 16, n. 1, p. 21–34, 2021. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/77163>. Acesso em: 4 nov. 2024.

LIMA NETO, E. M.; LIMA, K. G. S.; SANTOS, J. P. M. S. Avaliação da qualidade da arborização no Parque do Atalaia, município de Escada – Pernambuco. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 18, n. 4, p. 95–110, 2023. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/383515499_AVALIACAO_DA_QUALIDADE_DA_ARBORIZACAO_NO_PARQUE_DO_ATAIA_MUNICIPIO_DE_ESCADA-PERNAMBUCO. Acesso em: 4 nov. 2024.

LINDNER, M. et al. Climate change and European forests: What do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? **J. Environ. Manag.**, v. 146, p. 69–83, 2014.

LIRA, E. S.; PEREIRA, J. G.; SILVA, A. P. V. Diagnóstico da arborização urbana da área central de Maria de Jetibá, ES. **Revista UNIVAP**, v. 12, n. 40, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.18066/revistaunivap.v22i40.992>. Acesso em: 13 out. 2024.

LOEB, R. E. Will a tree grow in Brooklyn? **J. For.**, v. 90, n. 1, p. 20–24, 1992.

LOHR, V. I.; KENDAL, D.; DOBBS, C. Urban trees worldwide have low species and genetic diversity, posing high risks of tree loss as stresses from climate change increase. **Acta Horticulturae**, v. 1108, p. 263–270, 2016.

LOPES, A. et al. Wind risk assessment in urban environments: the case of falling trees during windstorm events in Lisbon. In: **Bioclimatology and Natural Hazards**, 2009. p. 55–74.

LOPES, F. S. et al. Diagnóstico quali quantitativo da arborização de três avenidas de Marabá, PA, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 16, n. 3, p. 63–75, nov. 2021.

LOVETT, J. C.; MARSHALL, A. R.; CARR, J. Changes in tropical forest vegetation along an altitudinal gradient in the Udzungwa Mountains National Park, Tanzania. **African Journal of Ecology**, v. 44, n. 4, p. 478–490, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/227734110_Changes_in_tropical_forest_vegetation_along_an_altitudinal_gradient_in_the_Udzungwa_Mountains_National_Park_Tanzania. Acesso em: 13 out. 2024.

MACO, S. E.; MCPHERSON, E. G. A practical approach to assessing structure, function, and value of street tree populations in small communities. **Journal of Arboriculture**, v. 29, n. 2, p. 84–97, 2003. Disponível em: <https://research.fs.usda.gov/treesearch/48727>. Acesso em: 4 nov. 2024.

MAGRAY, J. A. et al. Phyto-ecological analysis of *Phytolacca acinosa* Roxb. assemblages in Kashmir Himalaya, India. **Frontiers in Forest and Global Change**, v. 5, 2022. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/362077650_Phyto-ecological_analysis_of_Phytolacca_acinosa_Roxb_assemblages_in_Kashmir_Himalaya_India. Acesso em: 13 out. 2024.

MARIA, T. R. B. C.; BIONDI, D.; BOBROWSKI, R. Inventário florístico quali-quantitativo das vias públicas de Itanhaém – SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 11, n. 4, p. 79–97, 2016.

MARIA, T. R. B. C.; ZAMPRONI, K.; BIONDI, D. Avaliação quali-quantitativa de *Ficus benjamina* Linn. na arborização viária de Itanhaém – SP. **Acta Biológica Catarinense**, v. 7, n. 1, p. 82–91, 2020.

MARIA, T. R. B. C.; BIONDI, D.; BEHLING, A.; SOUSA, N. J. Influência da poda nos defeitos estruturais de *Ficus benjamina* na floresta urbana de Itanhaém – São Paulo. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 16, n. 2, p. 1–19, 2021. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/download/80863/pdf>. Acesso em: 4 nov. 2024.

MARJENAH, M.; PUTRI, N. P. Morphological characteristic and physical environment of *Terminalia catappa* in East Kalimantan, Indonesia. **Asian J. For.**, p. 33–39, 2017.

MARTINS, F. R. Fitossociologia de florestas no Brasil: um histórico bibliográfico. **Pesquisas – Série Botânica**, n. 40, p. 103–164, 1989.

MARTINS, L. F. V. et al. Análise da compatibilidade da arborização viária com o ambiente construído na cidade de Luiziana, Paraná, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 6, n. 3, p. 103–127, 2011.

MATTHECK, C.; BRELOER, H. **The Body Language of Trees: a Handbook for Failure Analysis**. London: The Stationery Office, 1997. 239 p.

MBAH, B. O.; EME, P. E.; EZE, C. N. Nutrient potential of almond seed (*Terminalia catappa*) sourced from three states of Eastern Nigeria. **African J. Agric. Res.**, p. 629–633, 2013.

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and Human Well-being**. Washington: Island Press, 2005. Disponível em:

<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em: 14 set. 2024.

MENDES, F. H.; OLIVEIRA, R. L. Z. de. Percepção da arborização urbana por estudantes de marketing. **South American Development Society Journal**, v. 5, n. 14, p. 189, 2019.

MENDES, F. H. et al. Perdas ecossistêmicas geradas por podas indevidas na arborização urbana do Bairro Cambuí, em Campinas/SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 17, n. 3, p. 1–15, 2022.

MEXIA, T. et al. Ecosystem services: urban parks under a magnifying glass. **Environmental Research**, v. 160, p. 469–478, 2018. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935117316602>. Acesso em: 14 set. 2024.

MICHALKA, J. R. C.; MALAGUTI, R. Intervenções no meio ambiente natural para construção das cidades. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 3, n. 16, p. 122–137, 2015. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/gerenciamento_de_cidades/article/view/1016. Acesso em: 14 set. 2024.

MILANO, M. S. **Avaliação e análise da arborização de ruas de Curitiba–PR**. 1984. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1984.

MILANO, M. S. **Avaliação quali-quantitativa e manejo da arborização urbana: exemplo de Maringá–PR**. 1988. 120 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1988.

MILCU, A. I. et al. Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. **Ecology and Society**, v. 18, n. 3, p. 44, 2013.

MILLAR, C. I.; STEPHENSON, N. L. Temperate forest health in an era of emerging megadisturbance. **Science**, v. 349, p. 823–826, 2015.

MONTEIRO, C. A. F.; MENDONÇA, F. **Clima Urbano**. 2. ed. São Paulo: Contexto, 2015.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. Meio ambiente urbano. In: MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E MUDANÇA DO CLIMA. Perguntas frequentes. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima, 2024. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/aceso-a-informacao/perguntas-frequentes/qualidade-ambiental-e-meio-ambiente-urbano/meio-ambiente-urbano?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 8 set. 2025.

MORAIS, S. M. F. et al. Composição florística da arborização urbana de Botelhos, MG. **Regnella Scientia**, v. 4, n. 2, p. 12–2, 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/335773039_COMPOSICAO_FLORISTICA_DA_ARBORIZACAO_URBANA_DE_BOTELHOS_MG. Acesso em: 10 set. 2024.

MOURA, C. H. R.; BEZERRA, O. G.; LAPA, T. A. Contradições entre a salvaguarda da natureza e as representações sociais da Unidade de Conservação Parque dos Manguezais (Recife-PE) através do prisma da ZEIS Ilha do Destino. *Scientific Journal*

ANAP, v. 1, n. 4, 2023. Edição Especial – Anais do II Congresso Latino-Americano de Desenvolvimento Sustentável. Disponível em: <https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/anap/article/view/4003>. Acesso em: 16 set. 2025.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. **Fitossociologia no Brasil**, p. 174–212, 2011. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285587185_Metodos_de_levantamento_do_componente_arboreo-arbustivo. Acesso em: 4 nov. 2024.

MUÑOZ, A. M. M.; FREITAS, S. R. Importância dos serviços ecossistêmicos nas cidades: revisão das publicações de 2003 a 2015. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, 2017. Disponível em: <https://periodicos.uninove.br/geas/article/view/10049>. Acesso em: 14 set. 2023.

MUSSELLI, J. F.; MARTINEZ, N. M.; ROCHA LIMA, A. B. C. Fitossanidade da floresta urbana linear da Rua Anchieta em Jundiaí – SP, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 15, n. 4, p. 93–108, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/347678351_FITOSSANIDADE_DA_FLORESTA_URBANA_LINEAR_DA_RUA_ANCHIETA_EM_JUNDIAI-SP_BRASIL. Acesso em: 4 nov. 2024.

MEUNPONG, P.; BUATHONG, S.; KAEWGRAJANG, T. Google Street View virtual survey and in-person field surveys: an exploratory comparison of urban tree risk assessment. **Arboric. J.**, v. 41, n. 4, p. 226–236, 2019.

NASCIMENTO, B. B.; VILAS-BOAS, D. A. C.; ROCHA, A. P. A. A percepção ambiental dos munícipes sobre a arborização urbana na cidade do Recife (Pernambuco). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 11, n. 1, p. 106–119, 2023.

NOVAES, D. S. **Inventário da arborização viária do bairro São Francisco Xavier na cidade de Dois Vizinhos – PR**. 2019. 119 p. Monografia – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2019. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/10810>. Acesso em: 4 nov. 2024.

NOWAK, D. J. Historical vegetation change in Oakland and its implications for urban forest management. **Journal of Arboriculture**, v. 19, n. 5, p. 313–319, 1993.

NOWAK, D. J.; NOBLE, M. H.; SISINNI, S. M.; DWYER, J. F. People and trees: assessing the US Urban Forest Resource. **Journal of Forestry**, v. 99, n. 3, p. 37–42, 2001.

NOWAK, D. J. et al. A ground based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. **Arboriculture & Urban Forestry**, v. 34, n. 6, p. 347–358, nov. 2008.

NOWAK, D. J.; GREENFIELD, E. J. Tree and impervious cover change in U.S. cities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 11, p. 21–30, 2012.

NUNES, R. L. et al. Levantamento qualitativo da arborização urbana do bairro Ferrarópolis na cidade de Garça, SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 8, n. 1, p. 65–74, 2013.

OLIVEIRA, L. M. et al. Diagnóstico da arborização nas calçadas de Gurupi, TO. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 12, n. 1, p. 105–121, 2017. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/331215155_DIAGNOSTICO_DA_ARBORIZACAO_NAS_CALCADAS_DE_GURUPI_TO. Acesso em: 4 nov. 2024.

OLIVEIRA, A. S.; SANCHES, L.; MUSIS, C. R. Benefícios da arborização em praças urbanas – O caso de Cuiabá/MT. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 9, n. 9, p. 1900–1915, 2013.

OLIVEIRA, M. et al. Reflexos da evolução urbana sobre a arborização em Erechim, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Arborização Urbana**, v. 8, n. 2, p. 87–88, 2013. Disponível em:

https://www.researchgate.net/publication/332822248_REFLEXOS_DA_EVOLUCAO_URBANA SOBRE_A_ARBORIZACAO_EM_ERECHIM_SUL_DO_BRASIL/fulltext/5ccb9899299bf11c2a3d159c/REFLEXOS-DA-EVOLUCAO-URBANA-SOBRE-A-ARBORIZACAO-EM-ERECHIM-SUL-DO-BRASIL.pdf. Acesso em: 14 set. 2024.

OLIVEIRA, V. P.; LIMA, M. D. R.; MARTINS, W. B. R. Morfometria de *Handroanthus impetiginosus* (Mart. ex DC.) Mattos (Bignoniaceae) na arborização da cidade de Paragominas, Pará, Brasil. **Revista AgroAmbiente On-line**, v. 12, n. 3, p. 213–223, jul.–set. 2018.

ORDÓÑEZ, C.; DUINKER, P. N. Climate change vulnerability assessment of the urban forest in three Canadian cities. **Climatic Chang.**, v. 131, n. 4, p. 531–543, 2015.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. ONU. **World Cities Day: 2024**. Disponível em: <https://www.un.org/en/observances/cities-day>. Acesso em: 12 jun. 2025.

OSSOLA, A.; HOPTON, M. E. Measuring urban tree loss dynamics across residential landscapes. **The Science of the Total Environment**, ed. 612, p. 940–949, 2018.

PAIVA, L. V.; ARAÚJO, G. M.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 3, p. 365–373, 2007. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbb/a/RPNMmknTYJDCwWGzccWWsFF/?lang=en>. Acesso em: 14 set. 2023.

PARANÁ. Ministério Público. **Manual para elaboração do plano municipal de arborização Urbana**. 2. ed. Curitiba: Procuradoria-Geral de Justiça, 2018. Disponível em:

https://meioambiente.mppr.mp.br/arquivos/File/Manual_Arborizacao_Urbana_2_edicao.pdf. Acesso em: 4 nov. 2024.

PEARCE, L. M.; DAVISON, A.; KIRKPATRICK, J. B. Personal encounters with trees: the lived significance of the private urban forest. **Urban For. Urban Green**, v. 14, p. 1–7, 2015. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866714001277>. Acesso em: 9 out. 2024.

PELEGIM, E. A. L.; LIMA, A. P. L.; LIMA, S. F. Avaliação qualitativa e quantitativa da arborização no bairro Flamboyant em Chapadão do Sul, MS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 7, n. 1, p. 126–142, 2012.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA, D. A. **Inventário florestal**. Curitiba: Editora da UFPR, 1997.

PEREIRA, A. W. et al. Análise quali quantitativa da arborização urbana de dois bairros do município do Rio de Janeiro por meio do geoprocessamento. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 14, n. 2, p. 43–61, jun. 2019.

PERIOTTO, F. et al. **Arborização urbana: Características, funções e manejo**. In: Estudos sobre impactos ambientais: Uma abordagem contemporânea. Botucatu: Editora FEPAF, 2019. 293 p.

PERIOTTO, F.; PITUCO, M. M.; HELMANN, A. C.; SANTOS, T. O.; BORTOLOTTI, S. L. Análise da arborização urbana no município de Medianeira, Paraná. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 11, n. 2, p. 59–74, 2016. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/63428>. Acesso em: 14 set. 2024.

PIMENTEL, R. M. M. Censo da Arborização Viária de um Bairro da Cidade do Recife, Pernambuco, com a Utilização de um Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 2, p. 285–301, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/322350613_Censo_da_Arborizacao_Viaria_de_um_Bairro_da_Cidade_do_Recife_Pernambuco_com_a_Utilizacao_de_um_Sistema_de_Informacao_Geografica. Acesso em: 4 nov. 2024.

PINHEIRO, C. R.; SOUZA, D. D. A importância da arborização e sua influência no microclima. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 6, n. 1, p. 67–82, 2017. Disponível em: https://portaldeperiodicos.animaeducacao.com.br/index.php/gestao_ambiental/article/view/4179?articlesBySimilarityPage=29. Acesso em: 14 set. 2024.

PONTES, C. R.; PELLIZZARO, L. Inventário das espécies arbóreas das vias urbanas de Itapejara D'Oeste, Paraná, Brasil. **Saber Científico (ReSc)**, v. 8, n. 1, p. 50–64, 18 maio 2021.

PREFEITURA MUNICIPAL DE TANGARÁ DA SERRA. **Manual técnico de arborização urbana**. Tangará da Serra: Prefeitura, 2023. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/705956365/Manual-Tecnico-de-Arborizacao-Urbana-or>. Acesso em: 1 jul. 2025.

RABÊLO, D. et al. Comparação entre dois procedimentos de amostragem para inventário da arborização urbana no centro urbano de Gurupi – TO. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 9, n. 4, p. 170–180, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/331215336_COMPARACAO_ENTRE_DOIS_PROCEDIMENTOS_DE_AMOSTRAGEM_PARA_INVENTARIO_DA_ARBORIZACAO_DO_CENTRO_URBANO_DE_GURUPI-TO. Acesso em: 4 nov. 2024.

REIS, D. S. et al. O uso de imagem de satélite na avaliação de indicadores de floresta urbana da cidade de Arinos, MG. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 12, n. 2, p. 1–15, 2017.

RECIFE, Prefeitura Municipal. Caracterização física e territorial do município do Recife. Recife: Prefeitura do Recife, 2021. Disponível em: <http://dados.recife.pe.gov.br/>. Acesso em: 16 set. 2025.

RECIFE. Prefeitura Municipal. Secretaria de Transportes Urbanos e Obras. Departamento de Ecologia. **Levantamento florístico da cidade do Recife**. [S.l.: s.n.], [s.d.].

RESEMINI, R. et al. Building greener cities together: urban afforestation requires multiple skills to address social, ecological, and climate challenges. **Plants**, v. 14, n. 3, p. 404, 2025.

RICKLEFS, R. A. **Economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2021.

RODE, R. et al. Comparação florística entre uma floresta ombrófila mista e uma vegetação arbórea estabelecida sob um povoamento de *Araucaria angustifolia* de 60 anos. **Cerne**, v. 15, n. 1, p. 101-115, jan./mar. 2009.

ROLIM, F. D.; CARVALHO, G. L. L.; SILVEIRA, J. A. R. Arborização urbana: a importância do seu planejamento diante do contexto atual do processo de expansão urbana territorial. **Scientific Journal ANAP**, v. 1, n. 3, 2023.

ROPPA, C. et al. Diagnóstico da percepção dos moradores sobre a arborização urbana na Vila Estação Colônia – Bairro Camobi, Santa Maria – RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 2, p. 11-30, 2019. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/66303>. Acesso em: 4 nov. 2024.

RÖTZER, T. et al. Urban tree growth and ecosystem services under extreme drought. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 308–309, p. 108532, 2021.

ROY, S.; DAVISON, A.; ÖSTERBERG, J. Pragmatic factors outweigh ecosystem service goals in street tree selection and planting in South-East Queensland cities. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 21, p. 166-174, 2017. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866715301485>. Acesso em: 4 nov. 2024.

SANCHO-PIVOTO, A. et al. Serviços ecossistêmicos culturais em áreas protegidas: uma revisão da literatura. **Cultura**, v. 16, n. 1, 2022.

SANTOS, R. C.; ANTUNES, L.; BESSEGATTO, D. Espécies exóticas invasoras na arborização urbana de vias públicas de Sananduva/RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 12, n. 2, p. 39-47, jan. 2017.

SANTOS, et al. Espécies exóticas utilizadas na arborização urbana do município de Itabaiana, Sergipe. *Agroforestalis News*, v. 3, n. 2, p. 45-55, 2018. Disponível em: <https://seer.ufs.br/index.php/AGRO/article/download/1048/8367/0>. Acesso em: 16 set. 2025.

SANTOS, E. C.; ARAGÃO, M. S. S.; SANTANA, P. F. Inventário da arborização urbana: uma análise dos métodos de catalogação de indivíduos arbóreos como subsídio para a implantação do inventário em Aracaju/SE. In: Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental, Fortaleza. **Anais**. Fortaleza: IBEAS, 2019. p.1-5.

SANTAMOUR, F. S. Trees for urban planting: diversity, uniformity, and common sense. In: *METRIA Conference: Proceedings of the 7th Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance*, 1990, Lisle, IL. Lisle: The Morton Arboretum, 1990. p. 57-65. Disponível em:

https://www.tdag.org.uk/uploads/4/2/8/0/4280686/tdag_tpdappendixv1.1.pdf. Acesso em: 16 set. 2025.

SCHALLENBERGER, L. S. et al. Avaliação da condição de árvores urbanas nos principais parques e praças do município de Irati-PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 2, p. 105-123, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332822187_AVALIACAO_DA_CONDICAO_DE_ARVORES_URBANAS_NOS_PRINCIPAIS_PARQUES_E_PRAÇAS_DO_MUNICIPIO_DE_IRATI-PR. Acesso em: 4 nov. 2024.

SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE – SDSMA. **Manual de arborização urbana: orientações e procedimentos técnicos básicos para implantação e manutenção da arborização da cidade do Recife**. 2. ed. Recife: [s. n.], 2017. 55 p.

SHACKLETON, C. M. Is there no urban forestry or greening in the developing world?. **Scientific Research and Essays**, v. 7, n. 40, p. 3329–3335, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/263364381_Is_there_no_urban_forestry_or_greening_in_the_developing_world. Acesso em: 4 nov. 2024.

SHU, Q.; CAO, Z.; ZHANG, X. Relationship between tree health (life-span and disease development) and environmental factors. **Anhui Forestry Science and Technology**, v. 37, n. 1, p. 42–44, 2011.

SILVA FILHO, D. F.; BORTOLETO, S. Uso de indicadores de diversidade na definição de plano de manejo da arborização viária de Águas de São Pedro-SP. **Revista Árvore**, v. 29, n. 6, p. 973-982, 2005.

SILVA, A. G. et al. **Avaliando a arborização urbana**. 1. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2007. 346 p.

SILVA, A. G.; GONÇALVES, W.; PAIVA, H. N. **Avaliando a arborização urbana**. 2. ed. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2017. 296 p.

SILVA, J. F.; LIRA, T. S. Patrimônio ambiental e o Parque dos Manguezais: conservação em área urbana do Recife. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais*, v. 24, n. 1, p. 1-18, 2022.

SILVA, A. F. et al. Uso do Google Earth Pro para aferir a arborização urbana e os seus indicadores na cidade de Boqueirão, Paraíba. **Meio Ambiente (Brasil)**, v. 5, n. 4, 2023. Disponível em: <https://meioambientebrasil.com.br/index.php/MABRA/article/view/387>. Acesso em: 13 jan. 2025.

SILVA, G. T. G. et al. Composição florística da arborização urbana de Analândia/SP, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 15, n. 1, p. 1-12, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/340109645_COMPOSICAO_FLORISTICA_

DA_ARBORIZACAO_URBANA_DE_ANALANDIASP_BRASIL. Acesso em: 4 nov. 2024.

SILVA, I. R. et al. Diagnóstico visual e fitossociologia na arborização de praças em Paragominas, Pará. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 13, n. 1, p. 1-13, 2018.

SILVA, J. V. M.; BOTEZELLI, L.; BUCCI, M. E. D. Levantamento florístico e análise dos conflitos da arborização urbana da região central de Cabo Verde, Minas Gerais. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 17, n. 2, p. 19–36, 2022. DOI: 10.5380/revsbau.v17i2.85364. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/85364>. Acesso em: 22 jan. 2025.

SILVA, L. A. et al. Diagnóstico da arborização urbana da cidade de Vitória do Xingu, Pará, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 13, n. 1, p. 57-72, 2018. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/63622>. Acesso em: 4 nov. 2024.

SILVA, L. F. et al. Interceptação da chuva por duas espécies arbóreas em áreas verdes urbanas. **Cerne**, v. 16, n. 4, p. 547-555, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cerne/a/vZYxmfCNtcgTHmj98RFrp4K/?lang=pt>. Acesso em: 4 nov. 2024.

SILVA, R. Caracterização e análise quali-quantitativa da arborização em praças da área central da cidade de Arapiraca, AL. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 7, n. 2, p. 102-115, 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332827180_CHARACTERIZACAO_E_ANALISE_QUALI-QUANTITATIVA_DA_ARBORIZACAO_EM_PRACAS_DA AREA CENTRAL DA CIDADE DE ARAPIRACA_AL. Acesso em: 4 nov. 2024.

SILVA, R. F. L.; RODRIGUES, J. S.; LUCENA, M. F. A. Avaliação das espécies vegetais utilizadas na arborização em canteiros e praças de Tuparetama, Pernambuco, nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Arborização Urbana**, v. 12, n. 1, p. 132-141, 2017.

SIMBERLOFF, D. et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, p. 58-66, 2013.

SOARES, A. C. S. et al. Hemiparasitos e suas relações com a arborização urbana no Município de Macapá, Amapá, Brasil. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 13, e485101321240, 2021. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/355414094_Hemiparasitos_e_suas_relacoes_com_a_arborizacao_urbana_no_Municipio_de_Macapá_Amapá_Brasil. Acesso em: 4 nov. 2024.

SONI, A.; NAMDEO, K. P. Plant biodiversity and phytosociological studies on tree species diversity of Ratanpur forest, Bilaspur district, India. **Journal of Medicinal Plants Studies**, v. 10, n. 2, p. 139-142, 2022. Disponível em: <https://www.plantsjournal.com/archives/2022/vol10issue2/PartB/10-2-32-824.pdf>. Acesso em: 13 out. 2024.

SOUZA, A. L. et al. Diagnóstico quantitativo e qualitativo da arborização das praças de Aracaju, SE. **Revista Árvore**, v. 35, n. 6, p. 1253-1263, 2011.

SOUZA, A. M.; NACHTERGAELE, M. F.; CARBONI, M. Inventário da arborização urbana do município de Jaú/SP. Jaú: **Instituto Pró-terra**, 2010. Disponível em: <http://www.institutoproterra.org.br>. Acesso em: 16 jun. 2025.

SOUZA, L. M.; FIGUEIREDO, M. F.; BRAGA, P. E. T. Levantamento quali-quantitativo da arborização urbana do distrito de Rafael Arruda, Sobral, CE. **Revista Brasileira de Arborização Urbana**, v. 8, n. 3, p. 118-129, 2013. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332824408_LEVANTAMENTO_QUALI_-_QUANTITATIVO_DA_ARBORIZACAO_URBANA_DO_DISTRITO_DE_RAFUEL_A_RRUDA_SOBRAL_CE. Acesso em: 4 nov. 2024.

STROSCHEIN, R. M. Avaliação qualitativa e quantitativa da arborização urbana da Rua José Cañellas no município de Frederico Westphalen – RS. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Florestal) – **Universidade Federal de Santa Maria**, Frederico Westphalen, 2021.

SUBBURAYALU, S.; SYDNOR, T. D. Assessing street tree diversity in four Ohio communities using the weighted Simpson index. **Landscape and Urban Planning**, v. 106, n. 1, p. 44-50, 2012. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204612000382>. Acesso em: 4 nov. 2024.

TAN, Z.; LAU, K. K. L.; NG, E. Urban tree design approaches for mitigating daytime urban heat island effects in a high-density urban environment. **Energy and Buildings**, v. 114, p. 265–274, 2016.

TAN, Z.; LAU, K. K.; NG, E. Planning strategies for roadside tree planting and outdoor comfort enhancement in subtropical high-density urban áreas. **Building and Environment**, v. 120, p. 93-109, 2017. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/316837814_Planning_strategies_for_roadsi_de_tree_planting_and_outdoor_comfort_enhancement_in_subtropical_high-density_urban_areas. Acesso em: 4 nov. 2024.

TAN, X.; SHIBATA, S. Factors influencing street tree health in constrained planting spaces: evidence from Kyoto City, Japan. **Urban Forestry & Urban Greening**, 2022.

TANG, L. Problems in the planting of street trees in cities and their maintenance and management measures. **Forestry of Xinjiang**, n. 3, p. 36–37, 2018.

TEIXEIRA, I. F. et al. Análise fitossociológica da Praça Camilo Mércio no centro histórico de São Gabriel, RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2016.

THRELFALL, C. et al. Variation in vegetation structure and composition across urban green space types. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 4, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066>. Acesso em: 12 out. 2024.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology**, v. 34, n. 1, p. 33–39, 2005.

VELASCO, G. D. N. Potencial da arborização viária na redução do consumo de energia elétrica: definição de três áreas na cidade de São Paulo - SP, aplicação de questionários, levantamento de fatores ambientais e estimativa de graus-hora de calor. 2007. 122 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – **Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo**, Piracicaba, 2007.

VELOSO, J. N. Inventário da arborização urbana das principais avenidas do Município de Rorainópolis, Roraima. **Boletim do Museu Integrado de Roraima**, v. 10, n. 2, p. 28–40, 2016. Disponível em: <https://periodicos.uerr.edu.br/index.php/bolmirr/article/view/787>. Acesso em: 4 nov. 2024.

VISSCHER, R. S. et al. Homeowner preferences for wooded front yards and backyards: implications for carbon storage. **Landscape and Urban Planning**, v. 146, p. 1–10, 2016. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204615001966>. Acesso em: 11 out. 2024.

WALTERS, M.; SINNETT, D. Achieving tree canopy cover targets: a case study of Bristol, UK. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 65, 2021.

WANG, S.; ZHANG, H. Tree composition and diversity in relation to urban park history in Hong Kong, China. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 62, 2022.

WONG, J. F. Factors affecting open building implementation in high density mass housing design in Hong Kong. **Habitat International**, v. 34, n. 2, p. 174–182, 2010.

XIMENES, L. C.; SILVEIRA, C. E. P.; SILVEIRA, L. P. Diagnóstico quali-quantitativo da arborização urbana do bairro Lagunho em Santarém – Pará. **Revista Principia**, n. 55, 2021.

ZAMBRANA, N. Y. P. et al. Diversity of palm uses in the western Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 2771-2787, 2007.

ZAMPRONI, K. et al. Características fitossociológicas da arborização viária de Bonito-MS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 14, n. 4, p. 13-25, 2019. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revsbau/article/view/68352>. Acesso em: 4 nov. 2024.

ZAMPRONI, K. et al. Diagnóstico quali-quantitativo da arborização viária de Bonito, Mato Grosso do Sul. **Floresta**, v. 48, n. 2, p. 235-244, 2018. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/55531>. Acesso em: 12 out. 2024.

ZAZYKI, M. A. D.; MOURA, G. L. Urbanização no Brasil: a relação entre direito de propriedade e bem-estar social à luz da Constituição Federal de 1988. **Revista Observatorio de la Economía Latinoamericana**, p. 1-24, 2020. Disponível em: <https://www.eumed.net/rev/oel/2020/06/propriedade-bemestar-social.html>. Acesso em: 14 set. 2024.

ZHINENG, L. I. U. et al. Investigation and application research of landscape plants in Tibet. **Journal of Landscape Research**, v. 8, n. 1, p. 60-68, 2016. Disponível em: <https://www.proquest.com/docview/1807690279>. Acesso em: 4 nov. 2024.

Apêndice 3 – Equações dos parâmetros fitossociológicos aplicados na arborização viária (Moro; Martins, 2011; Bobrowski; Ferreira; Biondi, 2016).

PARÂMETROS	FÓRMULA	Em que:
Frequência Relativa (FR)	$FR = \frac{ni}{N} \times 100$	FR = frequência relativa da i-ésima espécie; ni = número de indivíduos da i-ésima espécie; N = número total de indivíduos.
Dominância Absoluta (DoA)	$DoAe = \frac{\sum Ge}{A}$	DoA = dominância absoluta da espécie i; $\sum Ge$ = somatório da área basal da espécie; A = área amostrada, em hectare.
Dominância Relativa (DoR)	$DoR = \frac{Ge}{Gt} \times 100$	DoR = dominância relativa (%) da i-ésima espécie; Ge = dominância absoluta da espécie i; Gt = somatório das dominâncias de todas as espécies.
Densidade Total (DT)	$DT = \frac{N}{A}$	N = número total de indivíduos amostrados; A = área amostrada, em hectare.
Densidade Absoluta (DA)	$DA = \frac{ni}{A}$	DA = densidade absoluta da espécie i; ni = número total de indivíduos amostrados para a espécie i; A = área amostrada, em hectare.
Densidade Relativa (DR)	$DR = \frac{DA}{DT} \times 100$	DR = densidade relativa da espécie i; DA = densidade absoluta da espécie i; DT = densidade total.
Valor de Cobertura Absoluto (VCa)	$VCa = DoR + DR$	VCa = Valor de Cobertura Absoluto da espécie i; DoRi = dominância relativa (%) da i-ésima espécie; DRi = densidade relativa da espécie i.
Valor de Cobertura Relativo (VCr %)	$VCr (\%) = \frac{VCa}{2}$	VCr (%) = Valor de Cobertura Relativo; VCi = Valor de Cobertura Absoluto da espécie i.

Valor de Importância Absoluto (VIA)	$VLa = FR + Dor + DR$	VLa = valor de importância absoluto da espécie i; FR = frequência relativa da i-ésima espécie; DoR = dominância relativa (%) da i-ésima espécie; DR = densidade relativa da espécie i.
Valor de Importância Relativo (VI %)	$Vlr (\%) = \frac{VLa}{3}$	VI (%) = valor de Importância Relativo; Vli = valor de importância da espécie i.
Índice de Performance (IPE)	$IPE = \left(\frac{nB + nS}{ne}\right) \times 100 / \left(\frac{NB + NS}{N}\right) \times 100$	nB = número de indivíduos da espécie “e” classificados como Bons; nS = número de indivíduos da espécie “e” classificados como Satisfatórios; ne = número total de indivíduos da espécie “e”; NB = número total de indivíduos classificados como “Bons”; NS = número total de indivíduos classificados como “Satisfatórios”; N = número total de indivíduos.

Fonte: O Autor (2023).