

**Avaliação dos serviços ecossistêmicos e qualidade da arborização:
Um estudo de caso no Instituto Politécnico de Bragança**

Bruna Bighi Thompson

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do
Grau de Mestre em Gestão dos Recursos Florestais no âmbito da dupla diplomação
com a Universidade Tecnológica do Paraná - campus Dois Vizinhos*

Orientada por

Professor Doutor José Paulo Mendes Guerra Cortez

Professora Doutora Flávia Gizele König Brun

Professor Doutor Artur Jorge de Jesus Gonçalves

**Bragança
2024**

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por me guiar até o presente momento, me proporcionando a oportunidade e o privilégio de viver e me desenvolver enquanto pesquisadora, pessoa e cidadã, me fazendo compreender o meu papel como agente de transformação social e ambiental. Sem Ele, eu não teria chagado até aqui.

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao Instituto Politécnico de Bragança, expresso minha sincera gratidão pela extraordinária oportunidade de concretizar meus sonhos e objetivos. Sou especialmente grata pelas experiências enriquecedoras que, além de moldarem significativamente meu crescimento profissional e pessoal, fortaleceram minha resiliência ao enfrentar desafios e superar limites durante essa jornada.

Ao meu professor orientador Dr. José Paulo Mendes Guerra Marques Cortez, pelo suporte e atenção dada para a viabilização deste trabalho, no tempo que lhe coube, auxiliando e orientando em todos os passos para realizar esta pesquisa da melhor forma. À Profa. Dra. Flávia Gizele König Brun, coorientadora desta dissertação, que mesmo distante sempre se mostrou disponível para me auxiliar e enriquecer este trabalho com seu vasto conhecimento na área. Seu olhar crítico e dedicação constante, sempre contribuíram para extrair o melhor de seus orientados, na qual, me sinto privilegiada ter estado sob sua orientação. Ao professor Dr. Artur Jorge de Jesus Gonçalves, também coorientador, pelo suporte na formulação do tema desta pesquisa.

Ao meu noivo, Israel, por estar comigo desde o início dessa jornada e em todos os momentos, desde quando deixamos o Espírito Santo em busca de construir nossa vida acadêmica. Ao longo desses 12 anos, sempre foi mais que um companheiro, se tornou minha família e neste processo, segurou a minha mão e não me deixou desistir. Obrigada pela parceria, essa caminhada foi muito mais gratificante com você sendo protagonista junto comigo. Fico imensamente aliviada e grata por esse capítulo estar se encerrando, mas também uma grande expectativa pelos próximos. O que me dá tranquilidade é saber que Ele está à frente e você, ao meu lado.

Agradeço profundamente aos meus pais, Aloyr e Marcela, que sempre me apoiaram, incentivaram e estiveram ao meu lado, fortalecendo minhas decisões e me amparando em todos os momentos. Nunca mediram esforços para que eu seguisse meus sonhos, mesmo que isso significasse estar distante, em outro estado ou até em outro país, longe de seus abraços e do convívio diário. As orações de vocês me mantiveram forte e

me guiaram, principalmente nos momentos difíceis.

Aos meus irmãos, Laís, Júlia e Aloyr e minha amada sobrinha Malu por serem minha base de apoio em todos os momentos. Suas ligações, risadas, cuidados e apoio foram fontes constantes de motivação, ajudando-me a seguir firme nesta jornada, mesmo distante das datas comemorativas, confraternizações e da convivência física.

Aos meus amigos do Brasil e de Portugal, agradeço pelas histórias compartilhadas, pelo apoio nos momentos difíceis e, especialmente, pelos momentos felizes que vivemos juntos. De maneira geral, quero expressar minha gratidão a todos que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a realização e conclusão deste ciclo, sempre me incentivando e acreditando no meu potencial. O apoio de cada um foi fundamental para que eu alcançasse este objetivo.

Por fim, espero que este trabalho contribua, de alguma forma, para o progresso do conhecimento nesta área de estudo.

RESUMO

Os espaços verdes urbanos desempenham um papel fundamental na sustentabilidade dos ecossistemas urbanos, fornecendo diversos serviços ecossistêmicos (SE). No entanto, a quantificação e valoração dos benefícios ecológicos desses espaços ainda são pouco abordadas e aplicadas no planeamento e design urbano. Face a este gargalo, este estudo teve como objetivo quantificar os SE e atribuir seus respectivos valores monetários, além de avaliar a diversidade das espécies identificadas no inventário arbóreo do Instituto Politécnico de Bragança (IPB), no nordeste de Portugal. Foram utilizados os índices de Shannon (H'), Simpson (D') e a Equitabilidade de Pielou (J'), a fim de atribuir a diversidade florística da área. A modelação dos SE, foi realizada por meio do software i-Tree Eco v.6, concomitante aos dados do inventário (espécie; diâmetro altura do peito; altura total; condição fitossanitária da copa; e uso do solo) e aos dados das condições socioambientais locais (habitantes, habitantes por km², precipitação e poluição anual). O inventário arbóreo do IPB contabilizou 517 árvores, distribuídas em 45 espécies. As espécies *Cupressus lusitanica*, *Aesculus x carnea* e *Platanus x hybrida* representam 28,2% da população total. A diversidade, avaliada pelos índices de H' (3,15), D' (0,06) e J' (0,83), foi considerada moderada e bem distribuída, indicando baixa dominância e boa uniformidade entre as espécies. Estima-se que as árvores removam 84,93 kg de poluentes anualmente, gerando 36,43 euros, com *Cupressus lusitanica* e *Platanus x hybrida* responsáveis por 82% dessa remoção. Embora emitam 42,9 kg/ano de compostos orgânicos voláteis, o saldo líquido é positivo, com 42 kg de poluentes removidos por ano. As árvores absorveram 3,51 ton/ano de CO₂, avaliado em 390 euros por ano, e estocam 79,8 ton, correspondendo a 8.860 euros. A população arbórea também evitou o escoamento com 73,12 m³/ano de água, representando 678 euros. O valor total dos serviços ecossistêmicos alcança 1.104 euros anuais, chegando aos 9.960 euros, quando somados ao CO₂ estocado. *Cupressus lusitanica* foi a espécie que mais contribuiu economicamente, gerando mais de 3.900 euros em benefícios. O software i-Tree Eco mostrou-se eficaz na quantificação de SE em ambientes urbanos. Os resultados do inventário arbóreo do IPB enfatizaram a importância dos espaços verdes na mitigação dos impactos da urbanização, além de servirem como uma ferramenta consultiva para aprimorar normas de controle e projetos de gestão, garantindo a sustentabilidade e a resiliência urbana.

Palavras-chave: espaços verdes urbanos; serviços de ecossistema, modelação e valoração.

ABSTRACT

Urban green spaces play a fundamental role in the sustainability of urban ecosystems, providing various ecosystem services (ES). However, the quantification and valuation of the ecological benefits of these spaces are still poorly addressed and applied in urban planning and design. Given this bottleneck, this study aimed to quantify ES and assign their respective monetary values, as well as assessing the diversity of the species identified in the tree inventory of the Polytechnic Institute of Bragança (IPB), in northeastern Portugal. The Shannon (H'), Simpson (D') and Pielou Equitability (J') indices were used to assess the floristic diversity of the area. The SE modeling was carried out using the i-Tree Eco v.6 software, in conjunction with the inventory data (species; breast height diameter; total height; phytosanitary condition of the canopy; and land use) and data on local socio-environmental conditions (inhabitants, inhabitants per km², precipitation and annual pollution). The IPB tree inventory counted 517 trees, distributed among 45 species. The species *Cupressus lusitanica*, *Aesculus x carnea* and *Platanus x hybrida* represent 28.2% of the total population. Diversity, assessed by the H' (3.15), D' (0.06) and J' (0.83) indices, was considered moderate and well distributed, indicating low dominance and good uniformity between species. It is estimated that trees remove 84.93 kg of pollutants annually, generating 36.43 euros, with *Cupressus lusitanica* and *Platanus x hybrida* responsible for 82% of this removal. Although they emit 42.9 kg/year of volatile organic compounds, the net balance is positive, with 42 kg of pollutants removed per year. The trees absorbed 3.51 tons/year of CO₂, valued at 390 euros per year, and stored 79.8 tons, corresponding to 8,860 euros. The tree population also prevented runoff with 73.12 m³/year of water, representing 678 euros. The total value of ecosystem services amounts to 1,104 euros per year, reaching 9,960 euros when added to the CO₂ stored. *Cupressus lusitanica* was the species that contributed most economically, generating more than 3,900 euros in benefits. The i-Tree Eco software proved to be effective in quantifying ES in urban environments. The results of the IPB tree inventory emphasized the importance of green spaces in mitigating the impacts of urbanization, as well as serving as a consultative tool for improving control standards and management projects, guaranteeing sustainability and urban resilience.

Keywords: urban green spaces; ecosystem services, modeling and valuation.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	II
RESUMO	IV
ABSTRACT.....	V
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	IX
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	X
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral.....	13
2.2 Objetivos Específicos.....	13
3. REFERENCIAL TEÓRICO	14
3.1 Espaços verdes urbanos.....	14
3.1.1 Conceituação e Histórico	14
3.1.2 Definições.....	19
3.1.3 Tipologias dos espaços verdes urbanos.....	22
3.1.4 Padrões de dimensionamento dos espaços verdes urbanos em Portugal.....	25
3.1.5 Benefícios e funções dos espaços verdes urbanos.....	28
3.1.5.1 Ambiental.....	30
3.1.5.2 Social.....	32
3.1.5.3 Econômico.....	34
3.2 Serviços ecossistêmicos e sua valoração.....	35
3.2.1 Estimativa de serviços ecossistêmicos: <i>i-Tree Tools</i>	37
4. METODOLOGIA	39
4.1 Caracterização da área de estudo	39
4.1.1 Campus Bragança – Instituto Politécnico de Bragança.....	41
4.2 Delineamento da pesquisa: Ferramenta <i>i-Tree Eco</i>	42
4.3 Diversidade arbórea.....	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1 Análise da diversidade arbórea	45
5.2 Estrutura e composição florestal	48
5.3 Serviços Ecossistêmicos e sua Valoração	51
5.3.1 Remoção de Poluentes Atmosféricos.....	52
5.3.2 Emissão de compostos orgânicos voláteis.....	54
5.3.3 Armazenamento e sequestro de carbono	56
5.3.4 Escoamento superficial evitado.....	59
5.3.5 Valores Estruturais e Funcionais.....	61
6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
6.2 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65

LEGISLAÇÃO CONSULTADA.....	76
ANEXO I	78
ANEXO II	80
ANEXO III.....	82

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Plano de William Light para a cidade de Adelaide.	15
Figura 2 – Diagrama Cidade Jardim de Ebenezer Howard.	16
Figura 3 – A paisagem da cidade moderna, desenho de Le Corbusier.	17
Figura 4 – Desenvolvimento de espaços verdes urbanos na Europa de 1990-2000 e de 2000-2006.	18
Figura 5 – Benefícios dos espaços verdes urbanos	30
Figura 6 – Variação da temperatura nas superfícies e a influência do sombreamento arbóreo.	32
Figura 7 – Logotipo do software i-Tree	37
Figura 8 – Mapa do Distrito e do Concelho de Bragança.	40
Figura 9 – Mapa de localização do Campus IPB.	41
Figura 10 – Dados de entrada e serviços calculados pelo i-Tree Eco.	42
Figura 11 – Composição percentual das espécies mais comuns inventariadas no IPB.	49
Figura 12 – Composição das espécies mais representativas por classe de diâmetro.	51
Figura 13 – Estimativa da remoção anual da poluição atmosférica pela população arbórea do IPB.	54
Figura 14 – Estimativa do escoamento superficial evitado (triângulos) e valores monetários em euros (barras) para as dez espécies com maiores impactos no inventário do IPB.	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estrutura verde urbana portuguesa e suas características.	27
Tabela 2 – Estrutura verde urbana e suas características na legislação estrangeira.	28
Tabela 3 – Lista das espécies registradas e identificadas pelo inventário na área do PB.	47
Tabela 4 – Valores de importância para as espécies mais representativas.	50
Tabela 5 – Quantidade estimada pelo i-Tree de poluentes removidos pela população arbórea do IPB.	52
Tabela 6 – Estimativa das produções anuais de compostos orgânicos voláteis das espécies mais representativas.	55
Tabela 7 – Sequestro anual estimado para as espécies mais representativas e seus respectivos valores associados.	57
Tabela 8 – Armazenamento anual estimado para as espécies mais representativas e seus respectivos valores associados.	58
Tabela 9 – Estimativa do escoamento superficial evitado as dez espécies com maiores impactos no inventário do IPB.	60

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Sigla	Descrição
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
D'	Índice Simpson
DAP	Diâmetro na Altura do Peito
EEA	Agência Europeia do Ambiente
EEl	Estrutura Ecológica Integrada
EEM	Ecológica Municipal
EV	Espaço verde
EVU	Espaço verde urbano
H'	Índice de Shannon
IPB	Instituto Politécnico de Bragança
J'	Equitabilidade de Pielou
NO ₂	Dióxido de azoto
O ₃	Ozono
ONU	Organização das Nações Unidas
PDM	Plano Diretor Municipal
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
PM _{2.5}	Material Particulado com diâmetro máximo de 2,5 micrometros
PM ₁₀	Material Particulado com diâmetro máximo de 10 micrometros
SE	Serviços ecossistêmicos
SEU	Serviços ecossistêmicos urbanos
SO ₂	Dióxido de Enxofre
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
VI	Valor de importância
COV	Compostos Orgânicos Voláteis

1. INTRODUÇÃO

Segundo a Organização das Nações Unidas, atualmente, aproximadamente 55% da população mundial reside em áreas urbanas e a previsão é que esse crescimento seja exponencial e alcance 70% até 2050 (ONU, 2022). Embora as cidades ocupem apenas 2,7% da superfície terrestre, elas são responsáveis por 75% do consumo total de energia e 80% das emissões de gases de efeito estufa, exercendo um impacto significativo sobre qualidade ambiental e bem-estar da urbe (Grimm et al., 2008; Grêt-Regamey et al., 2013), muito em detrimento da fragmentação e perda de habitats, perturbação do ciclo-hidrológico e o aumento do efeito da ilha de calor urbano.

Diante dessa previsão, a solução para esse desafio envolve políticas integradas que visem melhorar a qualidade de vida da população urbana, aliadas a uma urbanização bem planejada e com visão de longo prazo. Nesse contexto, os espaços verdes, que compõem os ecossistemas urbanos, desempenham um papel fundamental ao mitigar os impactos da urbanização atual, sendo considerados um dos mais importantes produtores de serviços ecossistêmicos (SE) no contexto urbano (Carreiro et al., 2007).

De acordo com Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005), os SE são descritos como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, sendo subdivididos quanto aos serviços de provisão/produção, regulação, cultural e suporte. Dentre os SE providos pelo arvoredo urbano, destacam-se a filtragem do ar, o controle do microclima, redução de ruídos, regulação hídrica, conservação da água e solo, além de valores recreacionais e culturais (Nowak 2001; Livesley et al., 2016).

Embora sejam reconhecidos, os serviços ecossistêmicos urbanos (SEU) ainda recebem atenção relativamente modesta em comparação com outras áreas (Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Davies et al., 2013). Isso ocorre porque enquanto alguns SEU, como o sequestro e armazenamento de carbono, têm sua importância e valor econômico amplamente percebidos e comercializados em escala global, outros ainda carecem de pesquisas e maior divulgação (Niemela et al., 2010).

Para Carreiro et al. (2007), o fato destes serviços e valores atribuídos serem desconhecidos relativamente a outras utilizações do espaço urbano, faz com que frequentemente as árvores sejam incluídas em espaços residuais, sem planejamento adequado, vindo a limitar seu desenvolvimento e potencial ecossistêmico.

Assim sendo, a compreensão da importância econômica e ambiental das florestas urbanas é fundamental para a tomada de decisões e o desenvolvimento de políticas

voltadas à gestão do arvoredo urbano (Nowak et al., 2002). De modo que tal preocupação, levou, recentemente, à publicação do Regime Jurídico de Gestão do Arvoredo Urbano (Lei n.º 59/2021), com vista a regulamentar a gestão das árvores urbanas, impondo que todos os municípios elaborem um inventário completo do património arbóreo urbano existente tanto no domínio público como no domínio privado.

Esta conscientização já passa a ser notória em vários municípios de Portugal, como é o caso de Lisboa, Porto, Almada e Cascais, onde a partir do inventário, análise e caracterização de suas estruturas arbóreas urbanas, possibilitou-se com a utilização do *software* i-Tree, nomeadamente o Eco, realizar uma modelação dos benefícios gerados pelos seus contingentes arbóreos.

De acordo com Soares et al. (2022), os benefícios anuais proporcionados pelo arvoredo de arruamento nas freguesias de Lisboa foram estimados em cerca de 62 mil euros para uma amostra de 6.928 árvores e quando extrapolada para incluir todas as árvores das 24 freguesias da cidade, o valor total ultrapassa os 447 mil euros anuais.

Portanto, a avaliação e valoração dos SE fornecidos pelas árvores em ambientes urbanos são, atualmente, essenciais para compreender os custos associados à sua perda. Além disso, essas análises são fundamentais para promover a valorização e proteção das árvores diante das mudanças climáticas e das ações humanas negligentes.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Este estudo tem como objetivo quantificar os serviços ecossistêmicos e atribuir seus respectivos valores monetários, além de avaliar a diversidade das espécies identificadas no inventário arbóreo do campus do Instituto Politécnico de Bragança, no norte de Portugal.

2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos dessa pesquisa consistem em:

- I. Caracterizar o potencial florístico da população arbórea, atribuindo valores de diversidade às espécies presentes;
- II. Validar o uso do *software* i-Tree na mensuração dos serviços ecossistêmicos da área estudada.
- III. Quantificar a capacidade da população arbórea, tanto de forma geral quanto por espécie, na prestação de serviços ecossistêmicos.
- IV. Atribuir valores monetários aos serviços ecossistêmicos fornecidos pela população arbórea como um todo e por cada espécie.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Espaços verdes urbanos

3.1.1 Conceituação e Histórico

Ao longo do processo de desenvolvimento da humanidade, o papel desempenhado pelos espaços verdes urbanos e sua compreensão foram-se modificando concomitantemente, de forma em que a cada período histórico, refletiam-se as transformações sociais, culturais e ambientais da sociedade em questão. França (2005), afirma que se trata de um conceito que acompanha e se modifica tal qual a evolução da paisagem urbana, assim como suas funções, benefícios e utilização social.

Entre os séculos XVII e XVIII, em toda a Europa, iniciou-se a construção de jardins e parques reais, inicialmente destinados à estética natural integrada aos espaços residenciais (Salgueiro, 2005). Em Lisboa, foi estabelecido o Passeio Público do Rossio, o primeiro jardim público na cidade, como parte dos planos de reconstrução da Baixa, todavia se configurava como um local de encontro para a aristocracia (Magalhães, 1992; Cunha 2022).

Soares e Castel-Branco (2007) inferem que até o século XIX a função dos espaços verdes nas zonas urbanas era associada principalmente ao passeio, estadia e a recreação. Em todo o caso, esses sítios eram majoritariamente restritos e privados a uma classe. Gonçalves (2015) reitera que foram projetados não somente para atender um objetivo social, mas também de valorização do espaço.

Todavia, é a partir da Revolução Industrial que surge uma nova designação destes espaços. Impulsionado pela ideia de se recriar a presença da natureza no meio urbano, em contraponto a urbanização desordenada, a democratização das áreas verdes urbanas surge principalmente com o intuito de “compensar” as péssimas condições de salubridade, moradia e trabalho neste período (Jim, 2002; Madureira, 2012).

Conforme Magalhães (1992), é neste cenário que a percepção dos princípios ambientais dos espaços verdes adquire destaque. Reconhecidos como os "pulmões-verdes" ou "pulmões da cidade", esses espaços passam a assumir novas funções e dimensões, com o objetivo de fornecer uma área suficientemente capaz de gerar o oxigênio necessário para contrapor os efeitos dos avanços da poluição atmosférica.

Neste viés, em 1843 é criado na Inglaterra o Birkenhead Park, sendo considerado o primeiro parque público arquitetado com função de atenuar os problemas resultantes da industrialização (Jellicoe & Jellicoe, 1998). Para Soares e Castel-Branco (2007), este

pioneirismo foi fundamental para difundir este conceito ao redor do mundo, servindo de exemplo para Frederick Law Olmsted fundar em 1853 o Central Park, em Nova Iorque. Para Fadigas (1993), esse projeto é visto com uma referência na evolução do conceito de espaço verde urbano para a história, uma vez que transforma a percepção da relação entre a natureza e a cidade e introduz a ideia fundamental de que o espaço verde deve ser acessível a todos os cidadãos.

No caso de Portugal, em 1934 é aprovado o Parque Florestal de Monsanto, da cidade de Lisboa, e este, é hoje referenciado como o principal “pulmão” da capital portuguesa, além do maior parque florestal português e um dos maiores de toda Europa, com uma área próxima dos 1000 hectares (Marques, 2011).

Segundo Magalhães (1992), este conceito posteriormente evoluiu, transformando-se de uma configuração de superfície extensa para um modelo linear conhecido como "cintura verde" (green belt). Hack (2012) e Erickson (2006) reiteram que tal estrutura, surgiu com o objetivo de frear a expansão e o desordenamento urbano e proteger as áreas circundantes (agrícolas e florestais), estabelecendo uma conexão entre campo e cidade. O plano para a cidade de Adelaide, na Austrália, planejada pelo Coronel William Light, em 1837 é considerada o primeiro exemplo da aplicação deste conceito (Figura 1) (Nunes et al., 2021).

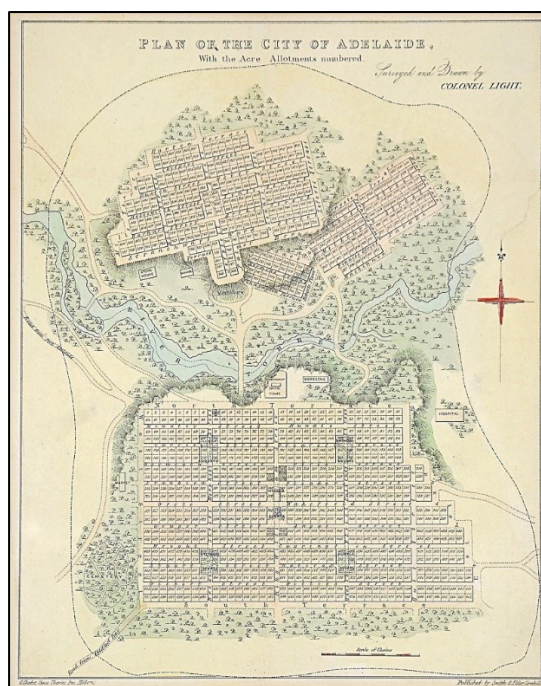


Figura 1 – Plano de William Light para a cidade de Adelaide.
Fonte: State Library of South Australia, SLSA: C194.

Sob estas influências, no final do século XIX, surgiram na Europa diversas correntes urbanísticas como forma de atribuir uma componente natural no tecido urbano através de jardins e parques, a exemplo a “Cidade Jardim” (Figura 2) de Ebenezer Howard em 1898. O objetivo era o de reproduzir a natureza na cidade, promover a descentralização urbana e encontrar equilíbrio entre o crescimento econômico e os problemas sociais integrados ao desenho da paisagem, fomentados pela industrialização (Andrade, 2003; Gonçalves 2010).

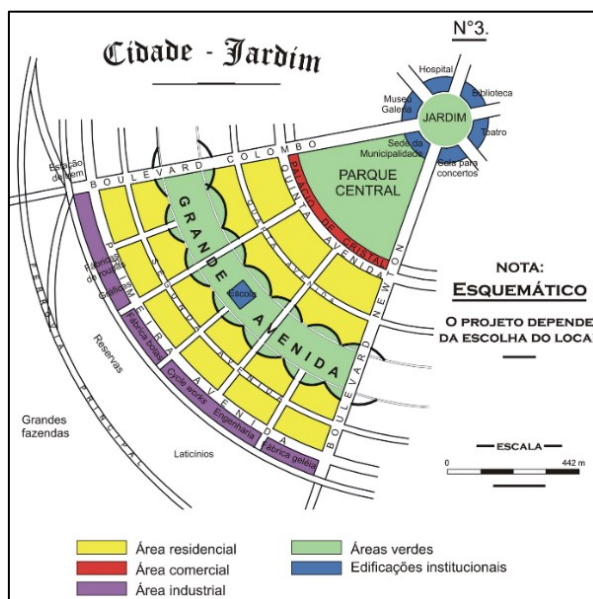


Figura 2 – Diagrama Cidade Jardim de Ebenezer Howard.
Fonte: Soboya (2008) adaptado de Howard (1996).

Como pressuposto, as preocupações aos problemas verificados no espaço urbano em decorrência ao desordenamento e densificação de muitas cidades europeias, fez-se com que houvesse a nível global um engajamento a encontrar mudanças, estratégias e soluções, estas discutidas em reuniões e conferências internacionais.

A exemplo, em 1933, a partir do 4º Congresso Internacional de Arquitetura realizado em Atenas, é criado a Carta de Atenas, documento que fundamentou importantes evoluções para o urbanismo, assim como, na forma de conceber os espaços verdes nas cidades (Magalhães, 1992; Portas et al., 2003). Baseado no conceito de um zoneamento funcional do espaço, fora proposto, em termos sociais, que cada cidadão tivesse acesso a bens fundamentais, nomeadamente habitação, trabalho, recreio e circulação, sendo que o sol, a vegetação e o espaço seriam agora ferramentas indispensáveis do desenho da cidade (Simões, 2003; Gonçalves, 2010).

Pereira (2011) infere que a função recreativa surge amplamente associada aos

espaços verdes, sendo compreendida como uma necessidade urbana. Reitera que o aumento das superfícies verdes é uma das metas a atingir quando se pretende a melhoria das condições de habitação e do nível de qualidade de vida urbano.

Segundo Cunha (2022), nesse contexto, são apresentados novos modelos de planejamento urbano impulsionados pelo arquiteto modernista Le Corbusier no qual, defendia os grandes aglomerados urbanos e a verticalização de edifícios a fim de se ampliar as áreas destinadas a espaços verdes ao redor (Figura 3). Sá (2013) destaca a urbanização dos Olivais em Lisboa como um exemplo da implementação desses princípios em Portugal.

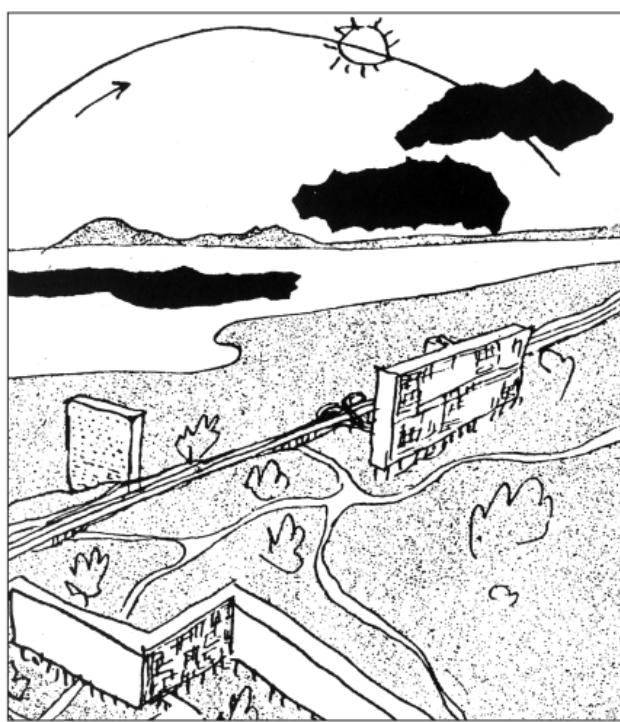


Figura 3 – A paisagem da cidade moderna, desenho de Le Corbusier.
Fonte: Andrade (2010) retirado de Benévolo (2005, p. 633).

Entretanto, é a partir da promoção do conceito de sustentabilidade na década de 80 em que há de fato uma inserção de elementos da ecologia no planejamento urbano (Jim e Chen, 2003). Gonçalves (2010) reitera, que à medida que este conhecimento se foi difundindo, os espaços verdes ganharam ainda mais importância, visto que, se verificou que atuam diretamente na qualidade da vida urbana. Logo, passou-se a compreender que as funções sociais e ecológicas dos espaços verdes não poderiam ser concentradas em áreas independentes e isoladas, quer num interior da cidade ou de um parque que a circunde.

Neste viés, desenvolve-se a teoria de *Continuum Naturale*, isto é, a paisagem natural deve-se estar associada num sistema contínuo e articulado com as outras malhas da cidade, assumindo diversas formas e funções, sendo sua aplicação empregada através da recuperação de espaços verdes existentes, criação de novos espaços e da sua ligação através de corredores verdes (Magalhães, 1992).

Em Portugal, este conceito foi disseminado principalmente por intermédio do Professor Doutor Francisco Caldeira Cabral, um conceituado arquiteto paisagista, sendo posteriormente expresso em legislação e constituindo, desta forma, a base de toda a intervenção de carácter ecológico (Magalhães, 2001). Neste contexto, a Lei de Bases do Ambiente nº 11/87, de 7 de abril – revogada pela Lei n.º 19/2014, de 14 de abril – definiu o *Continuum Naturale* como “sistema contínuo de ocorrências naturais que constituem o suporte da vida silvestre e da manutenção do potencial genético e que contribui para o equilíbrio e estabilidade do território”.

É suposto afirmar que ao longo da história a compreensão sobre espaços verdes urbanos têm assumido diversos significados, e que não se associam imediatamente, em uma só forma ou função (Fadigas, 1993). Todavia, tal como no período industrial, ainda hoje, continuam a ser utilizados como amenizadores dos efeitos do processo de urbanização e desde então, como salienta Kabisch e Haase, (2012), tem havido um aumento cada vez mais significativo do número de espaços verdes nas várias cidades europeias (Figura 4).

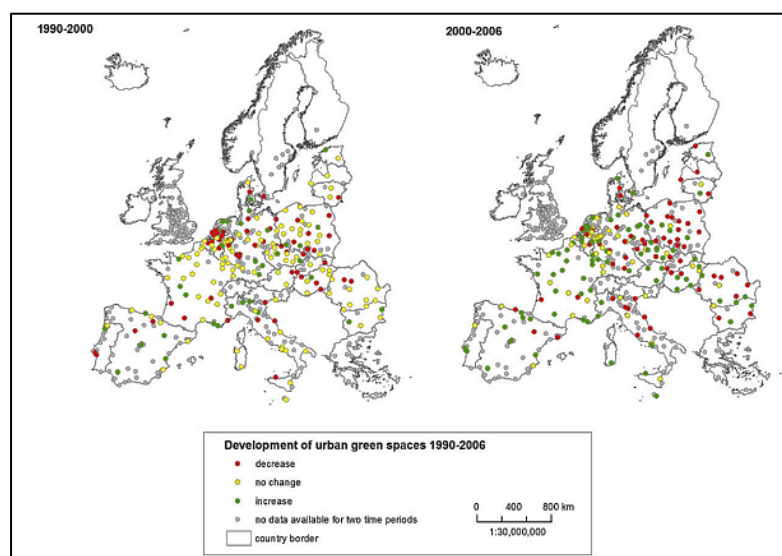


Figura 4 – Desenvolvimento de espaços verdes urbanos na Europa de 1990-2000 e de 2000-2006.

Fonte: Kabisch & Haase, 2012 adaptado de GISCO – Eurostat (Comissão Europeia).

Neste contexto, Vieira (2007) propõe o conceito de “Paisagem Sustentável”, que visa conciliar interesses sociais, econômicos e ecológicos no planejamento urbano. Essa abordagem busca maximizar benefícios socioeconômicos e ambientais, enquanto minimiza conflitos na gestão de recursos naturais, tratando a cidade como um ecossistema e priorizando seu controle sustentável.

3.1.2 Definições

Os espaços verdes urbanos (EVU) possuem uma evolução histórica diversa, o que resulta em diferentes definições e tipologias. Essa diversidade influencia diretamente suas dimensões, localizações e, conseqüentemente, seus usos e funções. Na literatura, tal complexidade é traduzida através de uma falta de consenso em se definir estes espaços, refletindo a diversidade de abordagens disciplinares, contextos culturais e desafios urbanos contemporâneos.

Considerando esse cenário, Swanwick et al. (2003) enfatizam a dificuldade em obter uma compreensão clara da ampla diversidade de áreas verdes presentes nas cidades. Isso se reflete na falta de consistência nas definições, no risco de redundância na identificação dessas áreas e na falta de compatibilidade nas responsabilidades de gestão. Este último ponto é reiterado por Londe e Mendes (2014), que observam que é comum encontrar nas regulamentações urbanísticas uma ampla aceitação do termo espaços verdes (EV), o qual geralmente se refere a áreas predominantemente cobertas por qualquer tipo de vegetação.

Tal vegetação, dentro do contexto urbano, manifesta-se sob diversas formas ocupando uma variedade de áreas e origens, morfologias e usos distintos, vindo a ser habitualmente encontrada em jardins, praças, parques, jardins institucionais, paisagismo de vias e edifícios, áreas de preservação permanente, florestas e unidades de conservação urbanas, entre outros locais (Soares, 2006; Paiva, 2022).

No entanto, muitos desses espaços carecem completamente de uma vegetação representativa e, mesmo assim, são erroneamente classificados como EV. E para Lima et al. (1994), essa discrepância representa uma das principais dificuldades na definição do que realmente constitui o “verde urbano” no âmbito do planejamento das cidades. Os resultados incluem déficits de áreas verdes (Loboda & De Angelis, 2005), levando a uma conseqüente perda de qualidade ambiental urbana.

Assim sendo, diversos termos são empregados nesta classificação como se fossem congruentes, a exemplo os espaços/áreas livres, cobertura vegetal, arborização urbana e

espaços/áreas verdes. No entanto, não se referem aos mesmos elementos, o que reitera a complexidade dessa discussão (Lima et al., 1994; Bargas & Matias 2011).

Na literatura, é possível perceber que a definição dos EVU's está, conforme descrito por alguns autores, intimamente ligada à definição de espaços livres, que, conforme Mazzei et al. (2007, p.37), é entendido como “qualquer espaço urbano fora das edificações e ao ar livre, de caráter aberto e, independentemente do uso, é destinado ao público no geral” e conforme sua tipologia podem ser classificados como privados, potencialmente coletivos ou públicos (Cavalheiro et al., 1999).

Para Cavalheiro e Del-Picchia (1992) os espaços livres fazem parte da constituição física de uma cidade, tal qual os espaços de interações e com construções. Para os autores, conceitualmente, um espaço verde é sempre um espaço livre, devendo este termo ser mais usual, uma vez que há maior abrangência e segundo estes autores,

Os espaços livres desempenham basicamente papel ecológico, no amplo sentido, de integrador de espaços diferentes, baseando-se, tanto no enfoque estético, como ecológico e de oferta de áreas para o desempenho de lazer ao ar livre. (p. 31).

Neste sentido Fadigas (1993) define os EVU's como o conjunto de áreas livres que podem ser ordenadas ou não, revestidas por vegetação e que exercem funções de proteção ambiental, integração paisagística ou arquitetônica, e/ou de recreio.

Também neste viés e sem designarem o tipo de vegetação, Paiva e Gonçalves (2002) definem como qualquer espaço, seja de propriedade pública ou privada, que exiba uma vegetação substancial tanto em altura quanto em extensão e, que seja empregado para propósitos sociais, ecológicos, científicos ou culturais.

Oliveira (1996), ao divergir de algumas perspectivas e trazer novos elementos para discussão, caracteriza esses espaços como livres, públicos ou privados, com predominância de vegetação arbórea e/ou arbustiva, sendo capazes de estabelecer um microclima urbano distinto que afeta a luminosidade, temperatura e outros aspectos relacionados ao bem-estar humano.

Numa visão mais abrangente, Queiroz et al. (2012) definem estes mesmos espaços como áreas livres, com características fundamentalmente naturais e independente do porte de vegetação. Este último ponto é reforçado por Kabisch e Haase (2013), que englobam sob essa definição qualquer tipo de vegetação encontrada no meio urbano, como parques, áreas abertas, jardins residenciais e corredores arborizados, os quais oferecem benefícios ambientais significativos.

Morero et al. (2007) também incluem praças, jardins e parques na definição, porém divergem dos autores citados, pois entendem que na vegetação destes locais deve haver predominância arbórea. Este fato, que atende o conceito proposto por Lima et al. (1994), que considera,

Área/Espaço Verde: onde há o predomínio de vegetação arbórea. Devem ser consideradas as praças, os jardins públicos e os parques urbanos, além dos canteiros centrais e trevos de vias públicas, que tem apenas funções estéticas e ecológicas. Porém, as árvores que acompanham o leito das vias públicas não se incluem nesta categoria. (p. 549)

Não obstante, apesar da congruência apresentada e defendida por alguns autores para os termos, Mazzei et al. (2007), corroborado por Mendes (2017) contestam que os espaços verdes e livres não são sinônimos e consideram o primeiro como uma categoria do segundo. E ainda, conforme concepção de Mazzei et al. (2007, p.39):

[...] as áreas verdes não são necessariamente voltadas para a recreação e o lazer, objetivos básicos dos espaços livres, porém devem ser dotadas de infraestrutura e equipamentos para oferecer opções de lazer e recreação às diferentes faixas etárias, a pequenas distâncias da moradia (que possam ser percorridas a pé).

Essa ideia é sustentada por Guzzo et al. (2006), Nucci (2008) e Bargas e Matias (2012) os quais argumentam que as áreas verdes são um tipo particular ou subsistema dos espaços livres, onde a vegetação e solo permeável são elementos essenciais, devendo este, ocupar pelo menos 70% da área e proporcionar recreação à comunidade. Segundo essa perspectiva e contestando ao exposto por Lima et al. (1994), canteiros, rotundas e pequenos jardins ornamentais não se enquadram, devendo estes, serem designados como “verde de acompanhamento viário”.

Assim como o pressuposto, a complexidade para se encontrar um consenso em definir os EV presentes nas cidades, perpetuam numa problemática gestual que inferem diretamente nas funções e benefícios prestados à população e ao meio ambiente.

Frente aos apontamentos, Freitas-Lima e Cavalheiro (2003) destacam a necessidade de um conceito mais unificado. Enquanto Bargas e Matias (2011) observam que a diversidade de conceitos dificulta o planejamento urbano eficiente, essencial para evitar a queda na qualidade de vida urbana e após uma ampla revisão bibliográfica, concluíram que,

Um conceito para áreas verdes urbanas deve considerar que elas sejam uma

categoria de espaço livre urbano composta por vegetação arbórea e arbustiva (inclusive pelas árvores das vias públicas, desde que estas atinjam um raio de influência que as capacite a exercer as funções de uma área verde), com solo livre de edificações ou coberturas impermeabilizantes (em pelo menos 70% da área), de acesso público ou não, e que exerçam minimamente as funções ecológicas (aumento do conforto térmico, controle da poluição do ar e acústica, interceptação das águas das chuvas, e abrigo à fauna), estéticas (valorização visual e ornamental do ambiente e diversificação da paisagem construída) e de lazer (recreação). (p.185).

Logo, na intenção de minimizar as inconsistências e subsidiar um conceito mais atualizado e amplamente aceito, Benini e Martin (2010) propõem a seguinte definição:

Área verde pública é todo espaço livre (área verde/lazer) que foi afetado como de uso comum e que apresente algum tipo de vegetação (espontânea ou plantada), que possa contribuir em termos ambientais (fotossíntese, evapotranspiração, sombreamento, permeabilidade, conservação da biodiversidade e mitigue os efeitos da poluição sonora e atmosférica) e que também seja utilizado com objetivos sociais, ecológicos, científicos ou culturais. (p. 77).

Sob uma perspectiva sociológica Morero et al. (2007) destacam a importância da distribuição equitativa destes espaços afim de satisfazer as necessidades de lazer de todos os segmentos da sociedade, sem privilegiar qualquer classe social. Além disso, reiteram que é fundamental que estes sejam cautelosamente planejados, considerando aspectos como localização, dimensão, finalidade e infraestrutura.

Assim sendo, é possível perceber que enquanto alguns pesquisadores enfatizam a necessidade de definições unificadas para guiar o planejamento urbano, outros reconhecem as reais possibilidades da flexibilidade conceitual para se adaptar aos contextos locais. No entanto, a compreensão dessa diversidade é crucial para desenvolver políticas mais eficazes que promovam a qualidade de vida e a sustentabilidade nas cidades.

3.1.3 Tipologias dos espaços verdes urbanos

Como premissa fundamental, a incorporação dos EV em zonas urbanas está intrinsecamente ligada ao desenvolvimento e expansão observados nas cidades ao longo do tempo. Desde então, essas áreas têm surgido e continuam a surgir sob diferentes formas, podendo ser diferenciadas por vários elementos.

Com base nisso, Fadigas (1993) e Magalhães (1992) defendem que realizar sua caracterização e estabelecer padrões tanto em termos de tipos quanto de funções, faz-se com que o uso, proteção e gestão destes espaços sejam realizados de maneiras adequadas salvaguardando sua importância na saúde pública e ambiental. Ambos, reiterados por Palomo (2003) e Andrade (2020) que também argumentam a favor da necessidade de classificação, já que o resultado dessa, promove o desenvolvimento de estratégias eficazes para o planejamento urbano.

Por outro lado, James et al. (2009) ressaltam a importância de identificar a localização, composição e configuração espacial, pois entendem que esses critérios são fundamentais para garantir a qualidade e diversidade das funções oferecidas por esses espaços.

Quanto às funções, de acordo com Cunha (2022), para assegurar o pleno aproveitamento do potencial ambiental, social e econômico, é imprescindível que existam uma variedade de espaços, mas que estes, apresentem características estruturais diferentes. Para isso, é fundamental desenvolver tipologias que permitam uma análise quantitativa, tanto em nível local, para uma freguesia, quanto em escala urbana. Isso é essencial para garantir uma identificação precisa, planejamento e gestão adequados dos EVU existentes na cidade (Dunnett et al., 2002; Palomo, 2003; Alho, 2005).

O desenvolvimento das tipologias é proveniente das particularidades ambientais, biológicas e culturais de cada urbe (Palomo, 2003), bem como das diretrizes e estratégias inerentes a cada projeto de planejamento e gestão (Dunnett et al., 2002).

Castro (2015) define que os espaços arborizados no perímetro urbano podem ser agrupados nas seguintes tipologias:

- Parques Urbanos;
- Jardins Públicos/Privados e Recreio/Repouso;
- Proteção e enquadramento;
- Arruamentos;
- Espaços livres/abandonados.

A abordagem levantada Silva (2012), as diferentes tipologias dos EV são definidas conforme suas dimensões, sendo classificados pelo autor como:

- Grandes espaços verdes designados por “pulmões de oxigênio”;
- Corredores verdes;
- Parques florestais;

- Parques urbanos;
- Parques e jardins históricos;
- Pequenos espaços verdes;
- Praças arborizadas;

Rall et al. (2015) propõem uma classificação abrangente de 44 tipos de estruturas verdes que podem ser implementadas em áreas urbanas. Isso inclui desde muros e telhados verdes até ruas arborizadas, jardins privados, vegetação integrada a infraestruturas, parques infantis e esportivos, hortas comunitárias, espaços como jardins zoológicos, botânicos e históricos, cemitérios, áreas agrícolas e agroflorestais, e corpos d'água como rios, lagos e costas litorais.

No contexto de Portugal, Sá (2013) e Andrade (2020) salientam uma classificação tipológica em que os EVUs fazem parte da Estrutura Ecológica Municipal (EEM), e esta *“têm por função principal contribuir para o equilíbrio ecológico e para a proteção, conservação e valorização ambiental e paisagística dos espaços rústicos e urbanos.”* (Ponto 1 do Artigo 13.º do Decreto Regulamentar n.º 15/2015, de 19 de agosto). Segundo afirma Correia (2012) a EEM é uma ferramenta de grande importância em Portugal para promover o equilíbrio ecológico em todo o território nacional.

No caso de Lisboa e conforme os artigos 11º e 49º do Plano Diretor Municipal (PDM), a EEM da capital é constituída pela Estrutura Ecológica Fundamental e Integrada (EEI), sendo os EV integrantes da EEI e que se subdividem nas seguintes subcategorias:

- Espaços verdes de recreio e produção consolidados;
- Espaços verdes de proteção e conservação consolidados;
- Espaços verdes de enquadramento a infraestruturas viárias consolidados;
- Espaços ribeirinhos consolidados.

Enquanto no Porto, as categorias de EV previstas no atual PDM são, conforme artigos 38º e 64º:

- Área verde de fruição coletiva;
- Área verde lúdico-produtiva;
- Área verde associada a equipamento;
- Área verde de proteção e enquadramento;
- Área verde de acesso público;
- Área verde de elevado valor ecológico;
- Área verde associada a zonas sensíveis.

No contexto de Bragança, município em foco desta pesquisa, no âmbito do atual Plano de Urbanização e PDM, os EV dentro do perímetro urbano estão distinguidos nas seguintes tipologias:

- Zona Verde Equipada;
- Zona Verde de Enquadramento;
- Zona Verde de Proteção;
- Zona Destinada a Parque Urbano.

Gonçalves (2013) com o intuito de fomentar uma caracterização adequada para o concelho de Bragança propôs o desenvolvimento de um conjunto de tipologias com base no Plano Verde da Cidade de Bragança e da Associação Espanhola de Parques e Jardins Públicos, sendo estas:

- Espaços verdes públicos e acessíveis;
- Espaços em solo residencial;
- Espaços ribeirinhos e costeiros;
- Espaços ligados aos transportes;
- Espaços em equipamentos;
- Espaços histórico-culturais;
- Espaços industriais/comerciais;
- Espaços agrícolas;
- Espaços florestais;
- Espaços expectantes;
- Outros espaços.

3.1.4 Padrões de dimensionamento dos espaços verdes urbanos em Portugal

A disseminação do *continuum naturale* é considerado um marco para a estruturação do planeamento biofísico em Portugal, o que viria a determinar uma leitura concisa das características territoriais no âmbito nacional com vista a salvaguardar espaços ecologicamente relevantes ou sensíveis.

A partir disso, o conceito de Estrutura Verde surge com o intuito de garantir um sistema contínuo que percorra a cidade, por meio do ordenamento e interligação dos espaços, criando um equilíbrio na relação entre o natural e o edificado, tornando-a mais resiliente face aos desafios futuros (Gonçalves & Carvalho, 2016; Hermenegildo, 2018; Brito & Mourão, 2019).

Logo, a Estrutura Verde Urbana tem a função de analisar os EV de uso predominantemente público, assegurando funções ecológicas, bem como oferecendo locais para lazer, recreação e integração com a estrutura urbana (Teixeira, 2007).

Gonçalves (2013) infere que a dimensão dos EVU influencia diretamente sua utilidade, com maiores benefícios à medida que crescem, de modo que áreas menores

podem restringir suas contribuições ambientais, sociais e econômicas, enquanto a ampliação dessas pode elevar sua efetividade, aprimorando a qualidade do meio ambiente e o potencial de interação social. Pondera, contudo, que esse efeito está sujeito à qualidade do planejamento e à integração desses espaços na paisagem urbana.

Pinto et al. (2022) e Páez et al. (2012) observam que muitos relatórios ressaltam a necessidade de EV de qualidade para uma vida saudável e cidades sustentáveis, porém, apesar das propostas de indicadores normativos por instituições reguladoras, há discordância sobre como medir e estabelecer padrões.

Em Portugal a Direção Geral do Território estabelece com base nas residências, os valores mínimos a serem cumpridos e as distâncias ideais para a localização dos EVU (Quadro 1), considerando duas categorias principais de EV, sendo a Estrutura verde principal e secundária (Magalhães, 1992).

Tabela 1 – Estrutura verde urbana portuguesa e suas características.

Estrutura Verde Urbana	Tipologias	Utentes	Área	Acessibilidade E Localização	Ritmo De Utilização	Dimensionamento
Principal	Parque urbano	População na área de influência	≥ 3 ha	800 m	Semanal ou diário (populações residentes ou que trabalham nas imediações)	20 m ² por habitante
	Desporto Livre	População da área de influência	≥ 5 ha	Em função dos transportes públicos	Semanal ou diário (populações residentes ou que trabalham nas imediações)	
	Hortas Urbanas	Agregados interessados	200 m ²	Em função dos transportes públicos	Semanal (populações residentes nas imediações)	
	Parque da cidade	População do centro urbano e da área de influência	≥ 30 ha	Junto ao centro da cidade	Diário (utentes do centro da cidade) e semanal (população da região)	
	Parque suburbano	População urbana e da região	≥ 80 ha	Em função dos transportes públicos	Semanal ou ocasional	
Secundária	Espaço Verde próximos da habitação	Residentes do bairro	Variável	Até 100 m	Diário	10 m ² por habitante
	Espaço Verde adjacentes à habitação	Crianças e idosos		Até 400 m		

Fonte: Adaptado pela autora de Magalhães et al. (1992) e Figueiredo (2014).

Nesse contexto, conforme destacado por Mitchell e Devissche (2022), ao estabelecer dimensões mínimas para diferentes tipos de EV e serviços ecossistêmicos, é possível garantir as condições essenciais para o funcionamento adequado de cada área, mitigando os efeitos prejudiciais da sua fragmentação e reforçando uma cobertura verde efetiva.

Na legislação estrangeira também se encontra a determinação de padrões mínimos de exigência referente as estruturas verdes urbanas. Considerando que essas normas urbanísticas variam de acordo com os diferentes países, consoante a situação urbana e a legislação dos mesmos, são possíveis observar no Quadro 2 abaixo, a título comparativo, exemplos da padronização aplicada em outros países europeus.

Tabela 2 – Estrutura verde urbana e suas características na legislação estrangeira.

País	Característica das estruturas verdes urbanas	Padrões mínimos recomendados
França	Estrutura verde urbana	35 m ² /habitante
Espanha	Estrutura verde secundária	10 m ² /fogo
Inglaterra	Estrutura verde urbana	52 m ² /habitante
Itália	Estrutura verde secundária, em zona de edificação densa e mais de 10.000 habitantes	9 m ² /habitante

Fonte: Adaptado pela autora com base em Cunha (2022).

A análise das estruturas de espaços verdes urbanos recomendadas em outros países revela que as normas adotadas em Portugal estão alinhadas com as diretrizes observadas em diversas realidades europeias. É importante destacar que, no contexto da Capital Verde Europeia, Lisboa registou, em 2020, uma média de 42 m² de espaço verde urbano por habitante (CML, 2020).

Essa conformidade sugere uma harmonização nas práticas de planejamento urbano, refletindo um compromisso com a sustentabilidade e a melhoria da qualidade de vida nas cidades europeias.

3.1.5 Benefícios e funções dos espaços verdes urbanos

Atualmente, um dos maiores entraves que persiste para os gestores no planejamento urbano, implica em consorciar o eminente crescimento da urbe e por consequência seus múltiplos efeitos com a sustentabilidade. Com vista a enfrentar tal desafio, em 2015, a Organização das Nações Unidas (ONU) delineou 17 metas para o desenvolvimento sustentável, atribuídas com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que, embora ambiciosos, têm a premissa de melhorar a qualidade de

vida de bilhões de pessoas neste planeta e servem como um forte exemplo do que a sociedade global prioriza (ONU, 2015).

Nesse contexto, há um amplo consenso de que o incremento e a gestão de espaços verdes urbanos são ferramentas fundamentais para enfrentar essa problemática e garantir o funcionamento eficaz das cidades, uma vez que proporcionam diversos benefícios, desempenhando um papel crucial na melhoria da qualidade de vida e bem-estar das populações (Mendes, 2017).

Para Turner-Skoff & Cavender (2019) as árvores podem ajudar a atingir os objetivos sociais, conforme delineados nos ODS, atendendo especialmente a objetivo 3: Garantir vidas saudáveis e promover o bem-estar para todos em todas as idades; Objetivo 11: Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis; e Objetivo 16: Promover sociedades pacíficas e inclusivas para o desenvolvimento sustentável, fornecer acesso à justiça para todos e construir instituições eficazes, responsáveis e inclusivas em todos os níveis. Reiteram que esses benefícios, se distribuídos por todas as comunidades, podem ajudar a tornar as cidades mais sustentáveis e habitáveis

Sob essa perspectiva, Madureira (2012) e Haines-Young e Potschin (2018) destacam que esses espaços são essenciais para a conservação da paisagem urbana, sobretudo pelos serviços ecossistêmicos que proporcionam como o suporte dos recursos naturais e na atenuação dos efeitos das mudanças climáticas. Para além destas contribuições, possibilitam espaços de lazer, recreação e a prática de exercícios físicos, consequentemente reduzindo os sintomas de stress e ansiedade associados ao modo de vida urbano (Alves et al., 2017; Vidal et al., 2022)

Assim, devido a multifuncionalidade dessas estruturas, a literatura identifica várias vertentes associadas aos seus benefícios, destacando-se principalmente em três esferas: ambiental, social e econômica (Figura 5). Esses, portanto, alinhados com os princípios da sustentabilidade (Gonçalves, 2010; Sá, 2013; Gonçalves, 2013 e Mendes, 2017).



Figura 5 – Benefícios dos espaços verdes urbanos
Fonte: Autora (2024).

3.1.5.1 Ambiental

Considerando aos impactes negativos inerentes da urbanização e suas dinâmicas sobre o meio, os EV's desempenham um papel crucial na atenuação desses, pois refletem efeitos biofísicos e microclimáticos, que proporcionam serviços de suporte e regulação ambiental fundamentais para a resiliência da cidade (Madureira, 2012).

Para Mwendwa e Giliba (2012) dependendo da dimensão e fragmentação, garantem a manutenção dos aspetos ecológicos da paisagem urbana através da possibilidade de reprodução de espécies, criação de habitats e conservação da biodiversidade, solo e da qualidade da água.

Os efeitos microclimáticos, são identificados pela sua capacidade de serem reguladores térmicos, reguladores da qualidade do ar e do ruído (Mwendwa & Giliba, 2012; Sá, 2013; Moreira, 2021), de interferirem no ciclo urbano hidrológico e nos fluxos do vento.

Conforme destacado por Carvalho (2009) e Teixeira (2023), os EV atuam na regulação do conforto climático influenciando a temperatura do ar por meio de processos como a evapotranspiração, coeficiente de reflexão e pelo bloqueio e absorção da radiação sob as copas. Cabe salientar a redução da velocidade do vento no solo, diminuição da radiação infravermelha e a baixa condutividade térmica comparado com os edifícios (Gianna, 2001; Barbirato et al. 2001). Além disso, aumentam a humidade do ar, aceleram as brisas de convecção e proporcionam sombra durante o verão e, no caso das árvores caducifólias, permitem a incidência do sol no inverno (Magalhães, 2001; Alcoforado et

al., 2005).

Almeida (2006) e Teixeira (2023) ainda destacam seu papel para a melhoria da qualidade do ar, ao reduzir a poluição atmosférica, absorvendo poluentes gasosos, interceptando partículas em suspensão e liberando oxigênio pelo processo físico-químico da fotossíntese.

Em 2010, Nowak et al. (2014) constataram que a vegetação urbana nas cidades americanas foi responsável pela remoção de 17,4 milhões de toneladas de poluentes, resultando em uma economia de 6,8 bilhões de dólares em gastos públicos. Segundo Agência Europeia do Ambiente (EEA) (2012) a cada ano, estima-se que 1,3 milhões de árvores removam mais de 2.500 toneladas de poluentes do ar.

Tais benefícios supracitados, atenuam os efeitos do que se é conhecido como “ilhas de calor urbana”, que segundo Neves et al. (2019) trata-se de um fenômeno que tem origem devido as características do espaço urbano – crescimento desordenado, impermeabilização, verticalização – bem como, a concentração de gases poluentes e ausência de vegetação, o que resulta numa maior temperatura dentro áreas urbanas face às periféricas, devido ao calor retido no ambiente edificado (Bek, Azmy & Elkafrawy, 2018; Parker, 2020).

Vários autores mencionam que a temperatura do ar em áreas urbanas é frequentemente mais alta em relação às áreas circundantes, variando em cerca de 0,5°C a 1,5°C (Bolund & Hunhammar, 1999; Carvalho, 2009; Doick, 2013). Estudos de modelagem sobre temperaturas urbanas para os próximos 70 anos, conduzidos pela EEA (2012), projetam que áreas urbanas que obtiverem uma redução de 10% na cobertura vegetal terão um aumento previsto de 8,2°C em relação aos níveis de temperatura atuais.

Por este fato, Salmond et al. (2016) defendem que o incremento da densidade da vegetação urbana é vista como uma medida eficaz para mitigar o calor urbano e, conseqüentemente, de adaptação às mudanças climáticas. Desse modo, o efeito de sombreamento proporcionado pelas áreas arborizadas contribui significativamente para a redução do fluxo de calor, uma vez que as copas absorvem os raios ultravioleta, reduzindo a intensidade da radiação em 20%, limitando a propagação do calor (Bowler et al., 2010) e atenuando as temperaturas das superfícies (Figura 6) e do ar (Ferreira, 2019). Nesse contexto, em um estudo realizado na cidade de São Paulo, Shinzato (2009) identificou uma diferença média de 1,5 °C na temperatura do ar e 23 °C na temperatura do solo entre áreas arborizadas e ruas adjacentes.

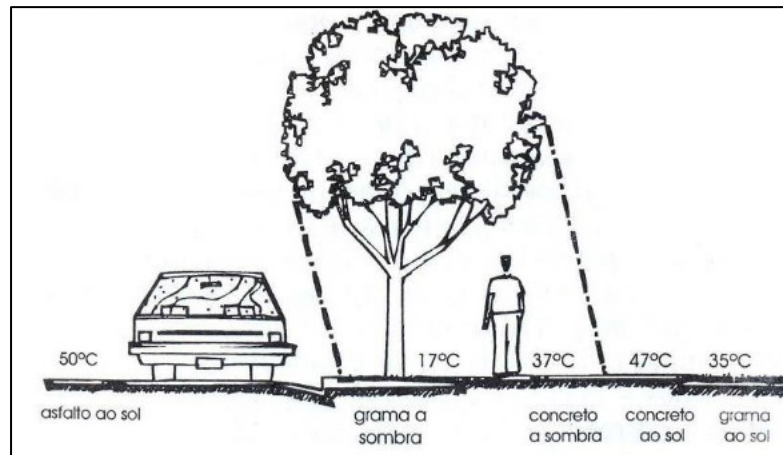


Figura 6 – Variação da temperatura nas superfícies e a influência do sombreamento arbóreo.

Fonte: Laurie (1983) adaptado por Mascaró e Mascaró (2002).

Ademais, é importante destacar o papel das árvores na redução da poluição sonora urbana, atuando como barreiras naturais ao ruído. A eficiência desse efeito, no entanto, depende das características anatômicas de cada árvore. Salmond et al. (2016) argumentam que copas mais densas são mais eficazes nesse processo, corroborando a afirmação de Maillet (1993), de que quanto mais largas e densas forem as folhas das árvores, maior será a redução do ruído.

Por se tratar de espaços não impermeabilizados, atuam na hidrologia urbana em função de sua capacidade de interceptação e retenção das precipitações, favorecendo o reabastecimento das águas subterrâneas e, conseqüentemente, reduzindo o escoamento superficial, minimizando erosões e enchentes durante eventos de chuva intensa (Houghton, 1994; Alcoforado, 2010). Neste contexto, Bolund e Hunhammar (1999) reiteram que em locais onde há predominância de espaços verdes somente 5 a 15% das águas pluviais não são evaporadas ou infiltradas no solo. McPherson et al. (2003), por sua vez, atentam ainda sobre o papel de filtragem que as raízes exercem, reduzindo os poluentes hídricos e favorecendo a manutenção da qualidade da água urbana.

3.1.5.2 Social

Adicionalmente aos benefícios e funções bioclimáticas, são também referidos na literatura os efeitos de caráter sociocultural dos EV, sendo também, um dos grandes precursores para a promoção do bem-estar da urbe.

Entre as diversas maneiras pelas quais esses espaços influenciam a sociedade, Carvalho e Gonçalves (2008) e Sá (2013) destacam a promoção da convivência e interações sociais, práticas de atividades físicas, lazer e recreação e a aproximação e

contato à natureza. Esses aspectos têm um impacto significativo na saúde física e mental da população (Kabisch e Haase, 2012), além de serem locais de grande valia para projetos e iniciativas de educação ambiental (Magalhães, 2001).

Quanto à saúde física, Gallis (2005) e Martins-Loução (2021) afirmam que o estilo de vida citadino atual desencadeia diversos malefícios, citando como exemplo a obesidade, sedentarismo, aumento de casos depressivos e ansiedade, além de problemas cardíacos e respiratórios, entre outros, devido as más condições ambientais urbanas, entre outros.

De fato, há uma clara correlação entre a saúde, a atividade física e os EVU's. Um estudo realizado na Área Metropolitana de Lisboa, em Portugal, revelou que a proximidade de espaços verdes – inferior a 400 metros – resulta em um aumento considerável na frequência de atividade física (Marques da Costa et al., 2013).

Com o intuito de se verificar os efeitos de uma simples caminhada em um EV, um estudo realizado no Reino Unido por meio de um Eletroencefalograma denotou melhorias significativas em termos de relaxamento cerebral (Aspinall et al., 2015). Adicionalmente, uma pesquisa da Universidade de Utah fortalece essa conclusão ao revelar que, após uma caminhada de 40 minutos, os participantes que percorreram um bosque demonstraram melhores desempenhos em testes cognitivos em detrimento dos que caminharam numa área urbana (McDonnell & Strayer, 2024).

Shinzato (2009) assegura que pesquisas realizadas na Universidade do Texas indicam que a interação com EVU's contribui para a redução da pressão arterial, diminuição da frequência cardíaca e um maior relaxamento da atividade cerebral. Este fato também é corroborado por estudos conduzidos pela Universidade de Massachussets, que comprovaram que o acesso a áreas verdes e jardins em ambientes hospitalares, auxiliava numa maior recuperação de utentes, uma vez que reduzia sinais de estresse, ansiedade e depressão, além da quantidade de medicação (Ulrich, 1984).

Sob uma ótica sociológica, Fleming et al. (2016) observam que um maior acesso a espaços verdes está associado a níveis superiores de satisfação com a vida. Carvalho (2009) e Tendais e Ribeiro (2020) complementam ao afirmarem que a simples contemplação da natureza proporciona uma percepção mais profunda do seu comportamento, como as mudanças sazonais, ato que pode vir a fomentar um sentimento de pertencimento e, conseqüentemente, uma maior sensibilização para a preservação ambiental.

O fator estético também se insere neste contexto, pois de acordo com Minaki et

al. (2011), a presença de elementos naturais em áreas urbanas não só melhoram a qualidade de vida das populações, como também enriquecem a qualidade paisagística das cidades. Thompson et al. (2014) acrescentam que a valorização estética e cultural dos espaços urbanos confere dinamismo e diversidade à cidade, devido às variações sazonais da vegetação.

3.1.5.3 Econômico

Considerando os benefícios socioambientais mencionados e seu impacto na qualidade de vida e bem-estar coletivo e individual, a demanda por áreas com um maior acesso a espaços verdes tende a crescer, o que resulta em uma crescente valorização dessas regiões e dos imóveis nelas situados, elevando, assim, seu valor imobiliário.

Um exemplo disso é que, nas cidades holandesas de Emmen, Appeldoorn e Leiden, imóveis com vista para um parque tiveram um aumento de 8% no valor dos apartamentos, enquanto a proximidade com uma área verde valorizou as propriedades em 6%. Não obstante, propriedades com vista para outro edifício desvalorizaram em cerca de 7% (Luttik, 2000).

Este último também corroborado por Tyrvaïnen e Miettinen (2005) que através de um estudo, constataram que na Finlândia, por cada km de afastamento em relação a floresta urbana, o valor da propriedade decrescia em 6%. Uma análise da Natural England realizada na Inglaterra e no País de Gales, verificou que casas e apartamentos situados a mais de 500 metros de um espaço verde público são, em média, £2.500 mais baratos do que aqueles localizados a 100 metros de distância (Office for National Statistics, 2019).

Akbari et al. (1992) afirmam que o impacto que as árvores geram para o microclima urbano, além do favorecimento ambiental, também beneficiam a economia, uma vez que contribuem para a diminuição das temperaturas no interior e ao redor das habitações, levando a um menor consumo de energia elétrica para arrefecimento. Esse fato é corroborado por um estudo realizado nos Estados Unidos em 2016, que revelou que as árvores podem economizar aproximadamente US\$ 7,8 bilhões por ano em custos de energia e cerca de US\$ 3,9 bilhões na redução de emissões (Nowak, 2017).

Portanto, têm um contributo direto na valorização financeira de bens físicos (Wolf, 1998) e podem revitalizar a economia à escala local através da criação de emprego e pela atração de investimento (Fonseca et al., 2010). Conforme Cousins (2009), ao avaliar os benefícios econômicos locais dos espaços verdes, quatro aspectos principais são considerados: (1) criação de empregos e atração de investimentos; (2) valorização do

solo urbano e dos imóveis; (3) conexão entre saúde, bem-estar e produtividade; e (4) revitalização da economia local.

Há de ressaltar para além destes, os EV geram economias ao sistema de saúde urbana, devido a melhoria na qualidade ambiental urbana, além de um contributo para a melhoria na redução de custos de deslocamento em busca dos benefícios ofertados pelos espaços verdes (lazer, atividades culturais e de recreação) (Bird, 2004; Troy & Grove, 2008).

3.2 Serviços ecossistêmicos e sua valoração

Em vista da crescente preocupação com a sustentabilidade ambiental, esforços globais têm sido direcionados para encontrar maneiras de reduzir os impactos negativos da urbanização e das mudanças climáticas. Diante dessa realidade, o conceito de "ecossistema urbano" tem-se destacado sendo definido como um conjunto variado de habitats urbanos, logo, incluem os espaços verdes (parques, florestas urbanas, jardins e áreas de campus), bem como, os espaços azuis (riachos, lagos, lagoas e reservatórios para águas pluviais) (Bolund & Hunhammar, 1999; Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Elmqvist et al., 2015).

Segundo o *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), os serviços ecossistêmicos são definidos como os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas, sendo este um complexo dinâmico de comunidades de plantas, animais e microrganismos, e o ambiente abiótico interagindo como uma unidade funcional. Conforme o relatório desenvolvido por *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) (2010), estes serviços estão ligados diretamente aos benefícios oferecidos pela natureza, sejam eles: alimentação, matérias-primas, medicamentos e recursos hídricos. De modo recente, Costanza et al. (2017), redefiniu-o como sendo as “características, funções e processos ecológicos que beneficiam direta ou indiretamente os seres humanos”.

Sendo organizados em quatro grupos: i) provisão (produção de alimentos e fibras e abastecimento de água); ii) regulação (controle de inundações, melhoria da qualidade da água, formação e proteção do solo, regulação do clima e poluentes); iii) suporte (habitat e biodiversidade) e iv) cultural (recreação e turismo) (MEA, 2005; TEEB, 2010; Burkhard et al., 2012)

Apesar de conhecidos, a valoração dos serviços proporcionados pelos EVU, são muitas vezes negligenciados muito devido à natureza intangível dos mesmos (Swanwick et al., 2003; Jim & Chen, 2006). Não obstante, é pertinente destacar que, apesar desse

entreve, muitos dos benefícios supracitados podem ser quantificados de maneira real. Na maioria dos casos, essa quantificação é expressa em valores monetários, o que pode influenciar significativamente nas decisões relacionadas ao planejamento e gestão desses espaços (Silva, 2015).

A mensuração e valorização dos serviços ecossistêmicos oferecidos pelas árvores urbanas são essenciais para promover a biodiversidade, adaptar-se às mudanças climáticas, bem como, tornar as cidades mais sustentáveis, resilientes e confortáveis para os habitantes (Camps-Calvet et al., 2016).

Atualmente, diversas ferramentas científicas possibilitam a quantificação monetária de diferentes serviços proporcionados pelas árvores urbanas, sendo exemplo os referentes à redução de enchentes urbanas (Mock, 2006), sequestro de carbono, ou mesmo amenização do clima (Head et al., 2001). Essas análises utilizam modelos matemáticos de diferentes complexidades ou focados em objetivos específicos, conforme complementa Silva (2015).

Nesse contexto, Rotermund (2012) enfatiza que a viabilidade dessa análise decorre da capacidade dos softwares em reunir dados sobre a cobertura arbórea de uma área determinada e integrá-los com informações provenientes de inventários locais e dados meteorológicos.

Como exemplo de alguns modelos usados para a quantificação do valor das florestas urbanas, Silva (2015) e TEEB (2010, p.239) destacam:

- City Green da American Forest;
- The Urban Forest Effects Model – UFORE;
- Tree Benefit Calculator;
- BGIS (Biodiversity GIS);
- ARIES (Assessment and Research Infrastructure for Ecosystem Services);
- Street Tree Resource Analysis Tool for Urban Forest Managers – STRATUM;
- i-Tree Tools, do USDA Forest Service.

Cabe salientar que essas ferramentas, ao facilitar a comparação entre os custos e benefícios do patrimônio arbóreo, desempenham um papel vital no embasamento e fortalecimento das decisões, tanto no planejamento quanto na gestão urbana (Rotermund, 2012; Silva, 2015).

Um estudo conduzido por Soares et al. (2011) utilizando o programa STRATUM em Lisboa mostrou que as árvores urbanas geravam benefícios 4,5 vezes maiores que os custos de sua manutenção. As 41.247 árvores da cidade proporcionavam 8,4 milhões de dólares anuais em serviços, enquanto a manutenção exigia 1,9 milhões de dólares por ano. Esse investimento resultava em um retorno significativo para a população, incluindo economia de energia, melhora na qualidade do ar e aumento no valor dos imóveis (Soares et al., 2011).

3.2.1 Estimativa de serviços ecossistêmicos: *i-Tree Tools*

Na busca de selecionar o software adequado mediante os objetivos de análises propostos, é fundamental analisar diversos aspectos como o custo, a finalidade e o desempenho do sistema, para assegurar que ele seja eficaz na produção de dados precisos e confiáveis (Mendes et al., 2010).

Neste viés, para avaliação dos benefícios e serviços fornecidos pelas áreas verdes e florestas urbanas, o conjunto de ferramentas i-Tree do USDA (United States Department of Agriculture) Forest Service é amplamente utilizado por se tratar de uma ferramenta gratuita, de operação simplificada e que não exige equipamento sofisticado, podendo ser facilmente empregada tanto pelo setor público, quanto privado além de auxiliar em projetos e propostas de pesquisas acadêmicas.



Figura 7 – Logotipo do software i-Tree
Fonte: USDA Forest Service (2016).

Sendo lançado em 2006, foi inicialmente desenvolvido para ser aplicado apenas nos Estados Unidos, todavia o programa já se expandiu para mais de 130 países (Nowak et al., 2018). Em Portugal por exemplo, vários estudos (Soares et al., 2011; Graça et

al.,2018; Nunes et al.,2021; Pança, 2022; Soares et al., 2022; Martins, 2023) já demonstraram a potencialidade deste software na quantificação dos benefícios fornecidos ao ecossistema e às populações

O programa é alimentado com dados reais, devolvendo resultados relativos à estrutura da floresta urbana, os serviços prestados e o respetivo valor monetário (Soares et al., 2022). Os resultados podem ser visualizados de maneira descritiva e gráfica, através de relatórios gerados pelo software, permitindo a análise detalhada de cada árvore, espécie, estrato previamente definido e da população total do estudo (McPherson et al., 2011; USDA et al., 2020).

Dentre os serviços possíveis de serem analisados, Tolffo (2015) destaca a remoção da poluição do ar, armazenamento e sequestro de carbono, interceptação de água de chuva, estabilidade do solo, controle de erosão e a redução em consumo de energia.

O i-Tree inclui 8 ferramentas principais com diferentes finalidades, sendo:

- **i-Tree Eco:** fornece uma visão global dos aspectos das florestas ou das árvores em ambientes urbanos ou rurais. Utiliza dados de campo baseados em inventários para quantificar estrutura florestal urbana e serviços ecossistêmicos;
- **i-Tree Landscape:** combina dados de árvores e cobertura do solo com informações demográficas e ambientais para planejar a infraestrutura verde;
- **i-Tree Hydro:** simula como as árvores e a vegetação urbana influenciam o escoamento de água da chuva e a qualidade da água;
- **i-Tree Design:** é uma ferramenta online simples para avaliar árvores individuais ou múltiplas. Utilizando o Google Maps, permite avaliar os impactos que a presença e o tamanho das árvores ao redor de edifícios têm no consumo de energia;
- **i-Tree Canopy:** é uma forma rápida e fácil de estimar o uso do solo a partir de imagens aéreas do Google Maps, calculando o valor do dossel na redução da poluição do ar e captura de carbono. Ajuda gestores ambientais a estimar, definir metas e monitorar a cobertura do dossel ao longo do tempo;
- **i-Tree Species:** é uma ferramenta que auxilia na escolha das espécies de árvores mais adequadas, com base nos serviços ambientais e na área

geográfica. Os usuários classificam a importância de cada serviço (de 0 a 10), e o programa recomenda as espécies ideais.

- **i-Tree Streets:** esta ferramenta foca nos benefícios oferecidos pela arborização das vias de circulação.
- **i-Tree Vue:** utiliza imagens de satélite para analisar a cobertura vegetal em grandes áreas e estimar benefícios ambientais.

Conforme Nowak (2021), essas ferramentas possuem um alto potencial para a gestão urbana, pois permitem que comunidades de diversos tamanhos melhorem suas iniciativas de gestão, manutenção e preservação das florestas urbanas. Elas não apenas quantificam os serviços ambientais fornecidos, mas também analisam a estrutura dessas florestas, avaliam o risco em vista a melhorar a qualidade ambiental e da saúde humana.

Assim, independentemente da escala, os resultados gerados auxiliam na formulação de políticas, definição de prioridades e na tomada de decisões de gestão de recursos de forma mais fundamentada e sustentável.

4. METODOLOGIA

Este capítulo descreve a estrutura do estudo, apresentando o município de Bragança-PT e a área específica da pesquisa por meio de mapas e imagens que ilustram o campus do Instituto Politécnico de Bragança (IPB).

Em seguida, são explicados os materiais e métodos usados para definir os parâmetros de entrada nas simulações ambientais com o software i-Tree, destacando as variáveis selecionadas e processo de coleta de dados com vista a alcançar os objetivos esperados.

4.1 Caracterização da área de estudo

A área abordada neste estudo está situada no concelho de Bragança (Figura 8), localizado no nordeste de Portugal, na região planáltica do nordeste transmontano, com altitudes médias variando entre 750 e 900 metros, na qual, destacam-se como principais elevações da região a Serra de Montesinho e a Serra da Nogueira (Monteiro & Figueiredo, 2009).

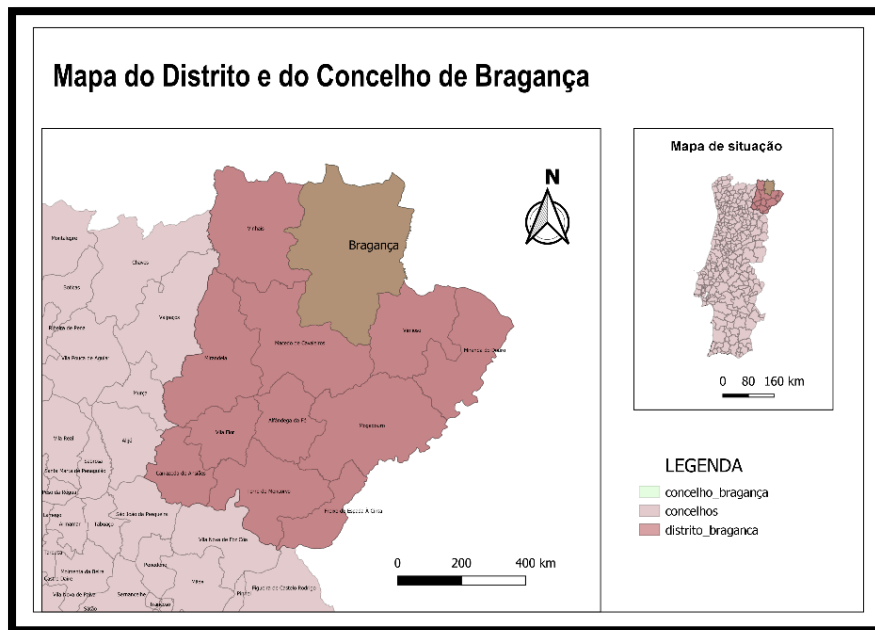


Figura 8 – Mapa do Distrito e do Concelho de Bragança.
 Fonte: Reis (2021).

Com uma área de 1.173,9 km² e uma população residente de 34.582 habitantes, apresenta uma densidade populacional de 29,46 habitantes por km². É considerado um dos maiores concelhos de Portugal, composto por 39 freguesias, tendo como cidade principal a própria Bragança (INE, 2021).

O concelho faz parte da bacia hidrográfica do Douro, onde os principais cursos de água no sentido noroeste-sudeste são o rio Sabor e os seus afluentes, Frio, Onor, Igrejas e o rio Fervença, este último atravessa a cidade influenciando mais significativamente na vida dos residentes (CMB, 2012).

Os solos com maior dominância são os Leptossolos (solos poucos profundos), cobrindo 72% da área do perímetro urbano da cidade de Bragança, seguidos dos Regossolos identificados em 16% da área. A predominância dos Leptossolos reflete a fisiografia do terreno, que frequentemente apresenta declives acentuados, favorecendo os processos erosivos (Afonso & Arrobas, 2009).

Segundo Neto (2022) o Campus do IPB, área específica deste estudo, apresenta 5 tipologias, sendo os Cambissolos, Fluvissoles, Leptossolos, Luvissoles e Regossolos.

No que concerne ao uso e ocupação, cerca de 97% do território é categorizado como solo rural, onde se destacam os espaços agro-silvo-pastoris com 47,9% e os espaços florestais de conservação e de proteção que somam 40,9% da área. Os solos denominados urbanos, cobrem pouco mais de 3% (CMB, 2020).

O clima, segundo a classificação de Köppen, é Csb, caracterizando-se como

mediterrânico, que corresponde a um clima temperado com inverno chuvoso e verão seco e pouco quente. A temperatura máxima média atinge 28,3°C em julho, enquanto a mínima média é de 0,5°C em janeiro. A precipitação anual média é de 743 mm, inferior à média nacional de 1000 mm observada em Portugal Continental (CMB, 2012).

Em termos socioeconômicos, o espaço urbano apresenta uma mistura de construções, como bairros residenciais com edifícios multifamiliares e unifamiliares, áreas comerciais e zonas industriais. A economia local é majoritariamente voltada para a prestação de serviços e com a atividade industrial desempenhando um papel menor, mas em crescimento (Menezes et al., 2017). Além disso, o Instituto Politécnico de Bragança se destaca como uma importante infraestrutura, enriquecendo o ambiente acadêmico e cultural da região.

4.1.1 Campus Bragança – Instituto Politécnico de Bragança

O Instituto Politécnico de Bragança (Figura 9) é uma instituição pública de ensino superior que possui quatro escolas superiores em Bragança, uma em Mirandela e uma em Chaves. A área de estudo corresponde ao campus Santa Apolónia, localizado em Bragança, com uma extensão de 0,303 km² (30,3 hectares) e que abrange as escolas Agrária, Educação e de Tecnologia e Gestão.

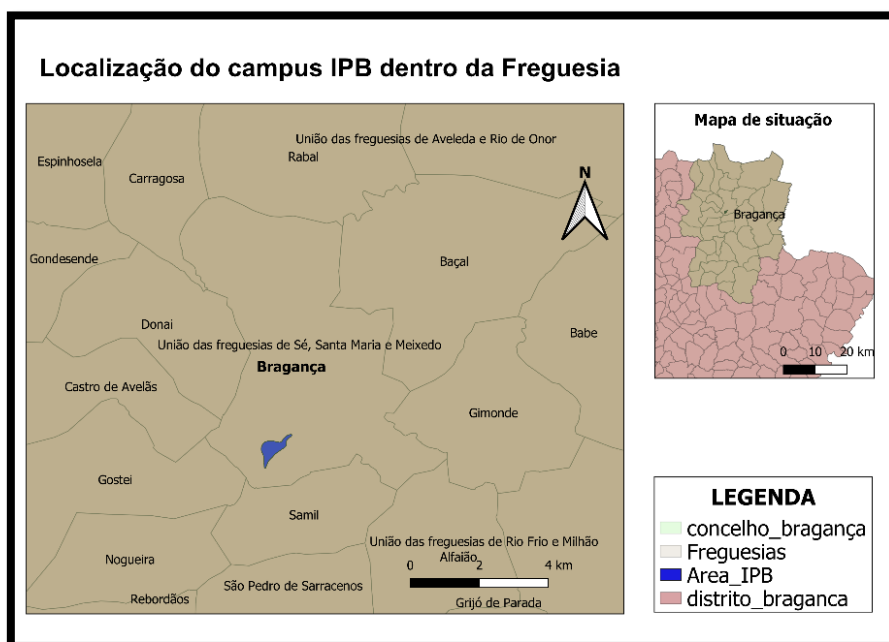


Figura 9 – Mapa de localização do Campus IPB.
Fonte: Reis (2021).

O parque arbóreo do campus do IPB, em Santa Apolónia, abriga uma diversidade

de árvores, incluindo espécies ripícolas e aquelas que delimitam parcelas de pastagem permanente. Além de contribuir para a qualidade de vida da comunidade acadêmica, o desenvolvimento desse recurso ecológico pode influenciar positivamente o microclima local, promover a biodiversidade e servir como um contributo educacional e de pesquisa.

4.2 Delineamento da pesquisa: Ferramenta i-Tree Eco

Como pressuposto, o i-Tree consiste em um software de modelagem que busca quantificar os benefícios dos serviços ecossistêmicos gerados por uma ou mais unidades de árvores e a sua respectiva valoração à sociedade. Quanto ao seu uso, o site do sistema disponibiliza uma variedade de documentos que facilitam o planejamento e a criação de projetos, simplificando a sua aplicação.

Para essa pesquisa foi utilizada a 6ª versão do i-Tree Eco (Figura 10), nesta ferramenta os dados recolhidos no trabalho de campo a partir de um inventário, são processados com informações sobre ecologia e fisiologia das espécies, sendo o nome científico e o diâmetro a altura do peito (DAP) obrigatórios. Dados suplementares, como a cobertura e uso do solo, altura total das árvores, tamanho da copa, fitossanidade entre outros, se fornecidas, melhoram a precisão do modelo. Além disso, é necessário realizar *inputs* da informação local, como meteorologia, poluição atmosférica, população residente e densidade populacional por km² (Soares et al., 2022; Sharma et al., 2024).

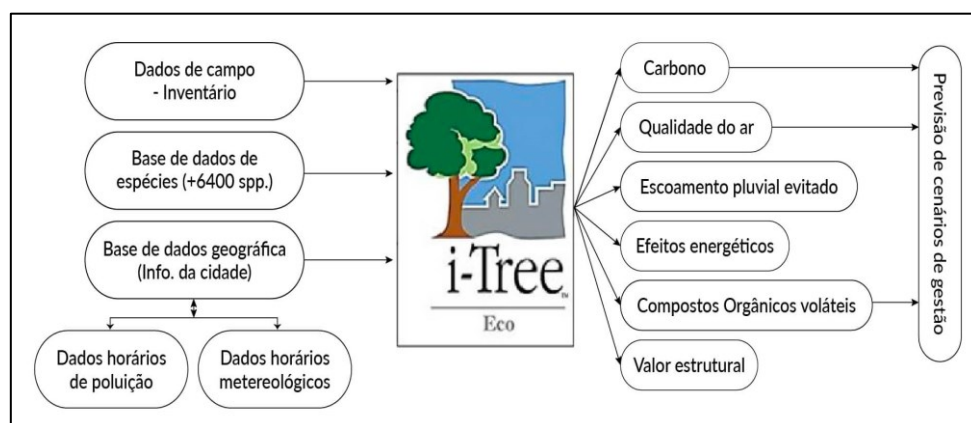


Figura 10 – Dados de entrada e serviços calculados pelo i-Tree Eco.

Fonte: Florestas.pt

Os dados referentes às informações meteorológicas e poluição local, são obtidas por meio de estações meteorológicas definidas e cadastradas no *database* do software. Para este projeto, utilizou-se a estação meteorológica de Bragança que está localizada no Aeródromo Municipal, a uma distância de aproximadamente 12km da área de estudo.

Para os dados de inventário, o software oferece duas opções para inserção: o modelo de Plots, que utiliza parcelas amostrais e é recomendado para áreas extensas e o modelo de inventário completo, que foi a abordagem adotada para este estudo.

Assim, foi utilizado o inventário completo das árvores presentes na área de estudo realizado por Reis (2021). No entanto, para refletir com maior precisão a situação atual, uma nova avaliação foi conduzida em 2023 para as árvores que apresentaram mudanças significativas tanto em suas características dendrométricas quanto fitossanitárias. Para as árvores que não mostraram alterações consideráveis, foram mantidas as medições anteriores.

A avaliação da condição fitossanitária se sucedeu de forma visual, a partir de uma análise das condições externas do indivíduo, como a quantidade de galhos mortos, perfazendo uma classificação em três níveis (Boa fitossanidade, Debilitada e Morta). Como o programa exige uma indicação percentual, seguiu-se a recomendação estabelecida e adotou-se o seguinte padrão para a descrição do *dieback* (percentual da copa composta por galhos mortos): de 5% a 10% para indivíduos classificados como de boa fitossanidade, de 45% a 50% para os debilitados e 100% para os mortos. Esses valores representaram *diebacks* de 8%, 48% e 100%, respectivamente.

O cálculo dos valores monetários dos SE pode ser realizado a partir de utilização de valores padrões médios referentes aos Estados Unidos ou através da inserção manual com a respectiva conversão. Para o presente trabalho, utilizaram-se os seguintes valores:

- Carbono: 111 €/tonelada (Ferretti, 2023);
- Escoamento superficial evitado: 9,27 €/m³ (Ferretti, 2023);
- Taxa de câmbio do dólar para o euro: 0,89326 € (23 de agosto de 2024)

As planilhas foram ajustadas com o auxílio do Microsoft Office Excel® para se adequarem ao formato necessário para importação no programa, permitindo assim o processamento dos dados. Após a importação, o programa gerou os relatórios com as informações desejadas.

Após a introdução dos dados no software este processa-os e devolve os seguintes resultados, por taxa da espécie e pela população total, tanto em valores unitários como monetários.

- **Remoção de poluentes:** Poluentes removidos anualmente (kg/ano e €/ano), incluindo monóxido de carbono (CO), ozono (O₃), Material particulado de no máximo 2,5 microns (PM_{2,5}), Material particulado entre 2,5 e no máximo 10

microns (PM₁₀), , dióxido de enxofre (SO₂) e dióxido de azoto (NO₂).

- **Compostos Orgânicos Voláteis (COV):** Compostos produzidos pelas árvores, como monoterpeno e isopreno (kg/ano e €/ano).
- **Armazenamento de carbono:** Quantidade de carbono armazenado (toneladas e €);
- **Sequestro bruto de carbono:** Carbono sequestrado anualmente (toneladas/ano e €/ano);
- **Produção de oxigênio:** Quantidade anual de oxigênio produzido (toneladas/ano);
- **Escoamento superficial evitado:** Volume de água da chuva evitado no escoamento superficial pela infiltração no solo (m³/ano e €/ano).

4.3 Diversidade arbórea

Com vista a identificar o potencial florístico da área, foram calculadas medidas de diversidade ecológica, através dos índices de Shannon, Simpson e Equitabilidade de Pielou. Da mesma maneira, os dados foram tabulados e calculados utilizando-se o software Microsoft Office Excel®.

O Índice de Shannon (H') é uma métrica amplamente utilizada em ecologia para quantificar a diversidade de espécies em uma comunidade e este, considera tanto a riqueza de espécies (quantidade total de espécies) quanto a Equitabilidade (distribuição dos indivíduos entre essas espécies). Vale destacar que quanto maior o valor de H', maior é a diversidade, refletindo uma distribuição mais uniforme das espécies (Rego et al., 2019; Rebelo, 2023). Foi obtido através da seguinte expressão:

$$H' = - \sum (p_i * \ln(p_i))$$

Onde:

- H': índice de diversidade.
- pi: proporção de indivíduos da espécie i em relação ao total.
- Ln: logaritmo natural.

Derivado do H', a Equitabilidade de Pielou (J') permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Osako et al. (2022) explicam que, nesse índice, resultados com valores próximos de 0 indicam uma distribuição desigual de indivíduos, enquanto valores próximos de 1 revelam uma distribuição mais equilibrada, com proporções semelhantes de indivíduos por espécie. E

fora obtido por meio da seguinte expressão:

$$J' = \frac{H'}{H_{max}}$$

Onde:

- J' : índice de Equitabilidade de Pielou;
- H' max: $\ln(S)$ diversidade máxima;
- S : número de espécies amostradas = riqueza.

Por sua vez, o Índice de Simpson (D') aponta a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso em uma amostra serem da mesma espécie, sendo que quanto mais próximo de 1 maior será a dominância de uma ou poucas espécies, enquanto valores próximos a 0 indicam uma maior diversidade (Passos, 2019). É expresso através da seguinte equação:

$$D' = \sum (p_i^2)$$

Onde:

- D' : índice de diversidade.
- p_i : proporção de indivíduos da espécie i em relação ao total.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Análise da diversidade arbórea

Com base no inventário e exposto na Tabela 1, foi possível identificar uma composição florística formada por 517 indivíduos, distribuídos em 45 espécies (32 exóticas e 13 nativas) e pertencentes a 19 distintas famílias botânicas

Na área estudada, obteve-se um índice Shannon de 3,15, equivalente a 82% da diversidade máxima possível (H' max = 3,81) o que aponta para uma diversidade moderada, com uma distribuição equilibrada dos indivíduos entre as diferentes espécies. Fato corroborado por Floriano (2009) que afirma que áreas com valores inferiores a 1,5 possuem baixa diversidade, enquanto valores entre 1,5 e 3,5 são considerados de diversidade média. Para o autor, valores superiores a 3,5 indicam alta diversidade, sendo raros os valores acima de 4,5. Além disso, segundo Saporetti-Júnior et al. (2003), valores acima de 3,11 para o H' sugerem formações vegetais bem conservadas, o que se aplica à área analisada.

O índice H' obtido neste estudo mostrou-se superior aos valores encontrados por

Rabelo (2023), que registrou 2,20 e 2,36 em seu estudo comparativo realizado em duas freguesias da cidade de Loulé. E em uma análise semelhante, realizada no campus da Universidade Federal de Santa Maria, sul do Brasil, Callegaro, Andrzejewski e Gracioli (2015) também encontraram um valor inferior ($H' = 2,71$) ao verificado neste estudo, reforçando a maior diversidade observada na área investigada.

Para a Equitabilidade de Pielou o valor de 0,83 obtido, indica uma distribuição relativamente uniforme dos indivíduos entre as espécies inventariadas, sugerindo que a maioria delas possui uma quantidade semelhante de indivíduos. Em ecossistemas urbanos, tal uniformidade contribui para a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos, como o controle do microclima, a melhoria da qualidade do ar e a absorção de CO₂, promovendo um ambiente mais estável e sustentável.

O resultado deste estudo, é próximo ao J' de 0,81 encontrado em estudos realizados por Maranhão e Paula (2013) no campus da Universidade Federal do Acre, no norte do Brasil, e por Osako et al. (2022) ao analisar dez florestas urbanas no município de Presidente Prudente, no sudeste do Brasil. Além disso, também são consistentes com os observados por Cordeiro e Longo (2024), que identificaram um J' de 0,79 em sua análise da arborização do Campus I da Pontifícia Universidade Católica de Campinas, também no sudeste do Brasil.

A uniformidade observada corrobora com a baixa dominância de uma ou poucas espécies aferida pelo Índice Simpson ($D' = 0,06$). Neste viés, Uhl e Murphy (1981) explicam que o nível de Equitabilidade está diretamente relacionado à diversidade e inversamente à dominância.

É importante destacar que as relações observadas no inventário caracterizam a estrutura arbórea da comunidade como diversa e heterogênea, o que contribui positivamente para a resiliência e estabilidade do ecossistema analisado. Segundo Biondi e Kischlat (2006), um maior número de espécies em um ecossistema não apenas aumenta sua capacidade de resistir a variações e enfrentar impactos negativos, como a poluição e as adversidades climáticas, mas também reduz as chances de surgimento de pragas e doenças.

Além disso, a estrutura equilibrada, aferida na área de estudo, quando projetada para outras áreas verdes do espaço urbano, predispõe numa facilitação quanto ao planejamento de reposições e/ou novos plantios. A inclusão de espécies diversas ajuda a garantir a continuidade dos serviços ecossistêmicos e a adaptação das árvores face as particularidades urbanas, além de promover a biodiversidade e o valor estético urbano.

Tabela 3 – Lista das espécies registradas e identificadas pelo inventário na área do PB.

Família/Nome Científico	Origem	N	% FR	H'	J'	D'
Altingiaceae						
<i>Liquidambar styraciflua</i> L.	Exótica	4	0,8			
Aquifoliaceae						
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Nativa	17	3,3			
Betulaceae						
<i>Betula pubescens</i>	Nativa	6	1,2			
<i>Carpinus betulus</i> L.	Exótica	1	0,2			
Bignoniaceae						
<i>Catalpa bignonioides</i> Walter	Exótica	40	7,7			
Celastraceae						
<i>Euonymus europaeus</i> L.	Exótica	3	0,6			
Cupressaceae						
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill.	Exótica	59	11,4			
<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Exótica	38	7,4			
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i> (A. Murray) Parl.	Exótica	17	3,3			
<i>Cupressus arizonica</i> Greene	Exótica	12	2,3			
<i>Platycladus orientalis</i> (L.) Franco	Exótica	2	0,4			
<i>Cryptomeria japonica</i> (Thunb. ex L. f.) D. Don	Exótica	1	0,2			
<i>Sequoia sempervirens</i> (D. Don) Endl.	Exótica	1	0,2			
Ericaceae						
<i>Arbutus unedo</i> L.	Nativa	3	0,6	3,15	0,83	0,06
Fabaceae						
<i>Cercis siliquastrum</i> L.	Nativa	1	0,2			
Fagaceae						
<i>Quercus rubra</i> L.	Exótica	22	4,3			
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Nativa	6	1,2			
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Exótica	5	1,0			
<i>Quercus rotundifolia</i> Lam.	Nativa	1	0,2			
Juglandaceae						
<i>Juglans regia</i> L.	Nativa	1	0,2			
Magnoliaceae						
<i>Liriodendron tulipifera</i> L.	Exótica	1	0,2			
Malvaceae						
<i>Tilia tomentosa</i> Moench	Exótica	34	6,6			
<i>Hibiscus syriacus</i> L.	Exótica	4	0,8			
Oleaceae						
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Nativa	24	4,6			
<i>Ligustrum lucidum</i> W. T. Aiton	Exótica	12	2,3			
<i>Olea europaea</i> L.	Nativa	4	0,8			
<i>Syringa vulgaris</i> L.	Exótica	2	0,4			

Continuação.

Tabela 3 – Lista das espécies registradas e identificadas pelo inventário na área do IPB.

Família/Nome Científico	Origem	N	% FR	H'	J'	D'
Pinaceae						
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	Exótica	1	0,2			
<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.	Exótica	6	1,2			
Platanaceae						
<i>Platanus x hybrida</i> Brot.	Exótica	43	8,3			
Rosaceae						
<i>Prunus avium</i> L.	Nativa	10	1,9			
<i>Prunus dulcis</i> (Mill.) D.A.Webb	Exótica	9	1,7			
<i>Prunus domestica</i> L.	Exótica	4	0,8			
<i>Sorbus aucuparia</i>	Nativa	2	0,4			
<i>Prunus laurocerasus</i> L.	Exótica	1	0,2			
<i>Cydonia oblonga</i> Mill.	Exótica	1	0,2	3,15	0,83	0,06
<i>Malus domestica</i> (Borkh.) Borkh.	Exótica	1	0,2			
Salicaceae						
<i>Populus x canadensis</i> Moench	Exótica	10	1,9			
<i>Populus nigra</i> L.	Nativa	1	0,2			
<i>Salix babylonica</i> L.	Exótica	1	0,2			
Sapindaceae						
<i>Aesculus x carnea</i> Zeyh.	Exótica	44	8,5			
<i>Acer negundo</i> L.	Exótica	28	5,4			
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Exótica	24	4,6			
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Exótica	9	1,7			
Tamaricaceae						
<i>Tamarix africana</i> Poir.	Nativa	1	0,2			
Total		517	100,0			

Nota: N = número de indivíduos; %FR = frequência relativa; H' = Índice de Shannon; J' = Equitabilidade de Pielou; D' = Índice de Simpson.

5.2 Estrutura e composição florestal

Além das considerações sobre a diversidade, a Tabela 1 e a Figura 11 possibilitam observar a distribuição da população arbórea, refletindo a composição e a estrutura da vegetação analisada.

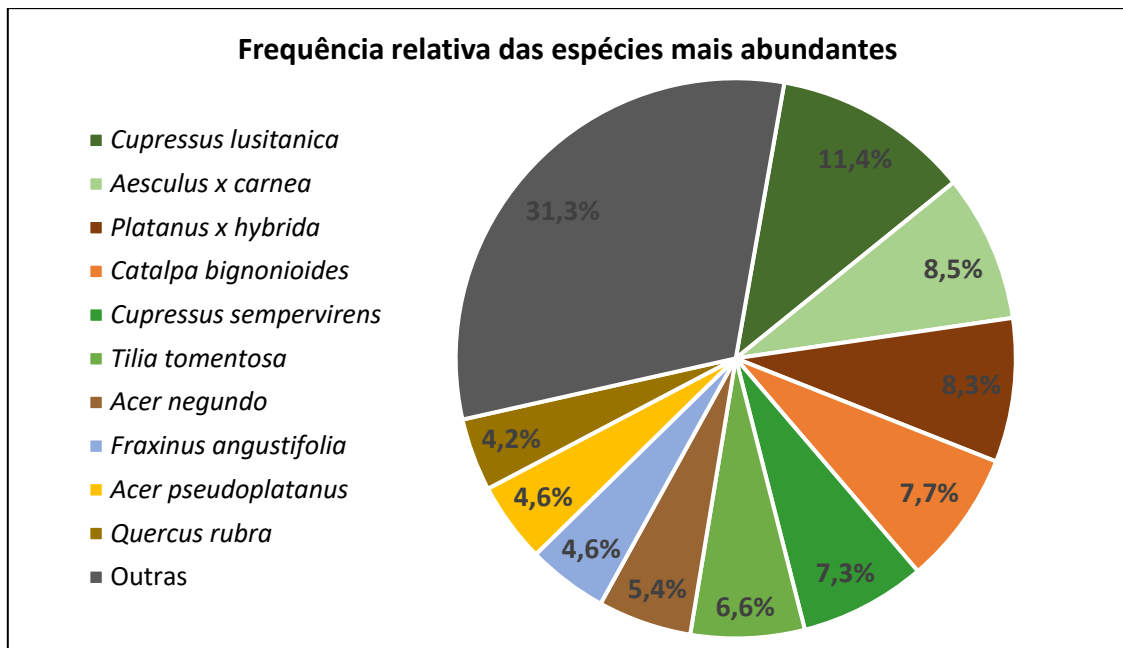


Figura 11 – Composição percentual das espécies mais comuns inventariadas no IPB.
Fonte: I-Tree (2024).

Pode-se observar que espécie *Cupressus lusitanica*, comumente chamada de cipreste-português, se destaca pela sua maior representatividade, correspondendo a 11,4% da população inventariada. Apesar de seu nome, essa espécie é exótica, originária da América Latina, e uma das mais antigas presentes no campus, suas adaptações permitem o desenvolvimento em solos rochosos e incipientes, o que justifica sua natureza rústica e resiliência nas condições do local (Brito et al., 2012). Além disso, sua alta frequência pode ser explicada pelo fato de alguns indivíduos já estarem presentes antes da instalação do IPB na área, que anteriormente funcionava como uma quinta. Outros foram introduzidos posteriormente devido à facilidade de obtenção, ao rápido desenvolvimento local e ao baixo custo das mudas.

Representando 8,5% a *Aesculus x carnea* (castanheiro-da-índia vermelha) apresentou a segunda maior ocorrência. Trata-se de uma espécie híbrida, também exótica e amplamente utilizada em espaços urbanos, sobretudo no paisagismo devido à sua folhagem densa, caduca e por possuir flores vistosas e pela resistência a poluição.

Em sequência, o *Platanus x hybrida* (plátano) destaca-se como a terceira maior ocorrência, onde foram inventariados 43 indivíduos que compete a 8,3% de toda população. Para esta, a Fundação Serralves (2011) destaca que uma das justificativas para o uso em áreas urbanas é em decorrência de sua resistência à poluição, capacidade de sombreamento, além do valor estético proporcionado por suas folhas caducas.

Considerando as frequências, é importante frisar que um número muito elevado

de determinadas espécies pode expô-las a um ataque de pragas e/ou doenças (Santamour Jr., 2002), possibilitando a ocorrência de grandes perdas na vegetação urbana, além de empobrecer a diversidade e a qualidade da paisagem (Milano & Dalcin, 2000). Logo, na literatura, é possível verificar um limite de percentagens indicadas com vista a assegurar a integridade e variabilidade das áreas verdes urbanas, sendo esta de 10% (Santamour Jr., 2002) e 15% como sugere a Sociedade Internacional de Arboricultura (ISA, 2016).

É relevante notar que as espécies nativas constituem aproximadamente 28% do total da população arbórea. Dentre elas, a *Fraxinus angustifolia*, conhecida como Freixo, destaca-se com 24 indivíduos, representando 4,6% da frequência total. Esses resultados diferem dos observados em estudos realizados em Universidades brasileiras, cabendo destacar a Universidade Federal da Bahia, que apresentou 50,4% de espécies nativas e 49,6% exóticas (Carvalho et al., 2007); a Universidade Federal de Minas Gerais, com 47% de espécies nativas e 23% de exótica; e a Universidade Federal de Mato Grosso, com 72,6% nativas e 23,7% exóticas (Silva, 2018).

Ainda no que concerne a estrutura, a Tabela 2 permite observar as dez espécies com os maiores valores de importância (VI), sendo este, um valor adimensional e obtido através da soma dos índices percentuais da população e área foliar.

Tabela 4 – Valores de importância para as espécies mais representativas.

Espécie	% FR	Área foliar (%)	Valor de Importância
<i>Cupressus lusitanica</i>	11,4	20,4	31,8
<i>Platanus x hybrida</i>	8,3	17,5	25,8
<i>Aesculus x carnea</i>	8,5	7,4	15,9
<i>Tilia tomentosa</i>	6,6	8,2	14,8
<i>Catalpa bignonioides</i>	7,7	4,4	12,2
<i>Cupressus sempervirens</i>	7,4	4,2	11,6
<i>Acer negundo</i>	5,4	5,7	11,1
<i>Quercus rubra</i>	4,3	6,7	11,0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4,6	6,0	10,6
<i>Fraxinus angustifolia</i>	4,6	5,3	10,0

Nota: %FR = frequência relativa.

É importante ressaltar que, dos 7,04 hectares de área foliar estimada (ANEXO I), aproximadamente 38% pertencem a *Cupressus lusitanica* e *Platanus x hybrida*. Essa proporção é de grande relevância para os serviços ecossistêmicos, pois as folhas atuam como o principal meio de aquisição de materiais, incluindo uma variedade de poluentes, que são cruciais para sustentar os processos metabólicos das plantas.

Alinhado a isso, foram também as espécies com maior VI com 31,8 e 25,8,

respectivamente. Tais valores não significam que necessariamente essas árvores devem ser replantadas no futuro, mas sim sua influência na área, a qual não depende somente da quantidade de indivíduos, mas também do estágio de desenvolvimento em que se encontram.

Esse último ponto, pode ser observado ao comparar o *Platanus x hybrida* e a *Aesculus x carnea*, que embora apresentem uma %FR semelhante, houve uma diferença de quase 10,0 no VI. Logo, ao analisar suas classes de DAP (Figura 12), pode-se perceber que a primeira teve uma média de 23cm enquanto a segunda 18cm, o que provavelmente influenciou seus respectivos VI.

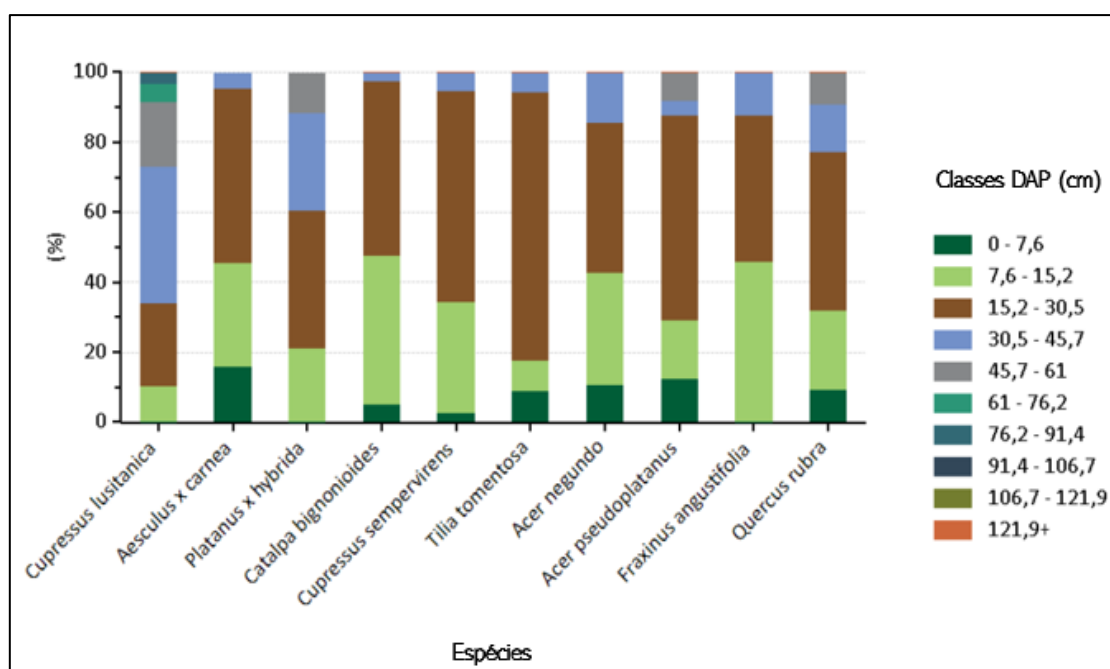


Figura 12 – Composição das espécies mais representativas por classe de diâmetro. Fonte: I-tree (2024).

A mesma justificativa pode ser considerada para a *Tilia tomentosa* que embora detenha um valor inferior de %FR, apresentou um VI relativamente superior que comparada a *Catalpa bignonioides* e a *Cupressus sempervirens*.

Neste mesmo contexto, Graça (2018), em seu trabalho avaliando os SE das árvores da cidade do Porto, constatou que classes de DAP explicaram cerca 97% das variações das áreas foliares dos indivíduos avaliados, o que fundamenta essa relação.

5.3 Serviços Ecosistêmicos e sua Valoração

Nos tópicos abaixo, serão discutidos, com base nas estimativas realizadas pelo i-Tree, cada SE prestado, bem como seu respectivo retorno monetário.

É importante destacar que, embora os cálculos dos índices de escoamento evitado e remoção de poluentes atmosféricos tenham sido submetidos à estação meteorológica do Aeródromo de Bragança, o software utilizou, para o cálculo deste, os dados da estação meteorológica de Laza, na província de Ourense, Espanha. Por esta razão, os resultados obtidos podem não corresponder aos reais e entendemos que falta ampliar a capacidade do próprio i-Tree para Bragança e outras regiões circundantes.

5.3.1 Remoção de Poluentes Atmosféricos

A preocupação com a da qualidade do ar tem sido recorrente em diversas áreas urbanas, uma vez que, identificados índices fora dos ideais, podem afetar a saúde humana, ocasionar danos aos ecossistemas, além de afetar a paisagem pelo fenômeno conhecido como smog fotoquímico, muito comum em grandes centros urbanos (Tzoulas et al., 2007; Rani et al. 2011).

Sob esta problemática, Rebelo (2023) afirma que as árvores urbanas desempenham um papel fundamental para a atenuação destes efeitos ao remover poluentes, seja diretamente, através de processos químicos, ou indiretamente, na medida em que a redução do consumo de energia nos edifícios leva também a redução das emissões poluentes.

Com base nos dados provenientes da estação meteorológica de Ourense, o i-Tree estimou que a população arbórea do IPB contribui para a purificação do ar, sendo capaz de remover anualmente 84,93kg de poluentes, o que configura um valor associado de 36,43€/ano, conforme apresentado na tabela 3.

Tabela 5 – Quantidade estimada pelo i-Tree de poluentes removidos pela população arbórea do IPB.

Poluente	Remoção (kg/ano)	Remoção (%)	Valor de Referência* (€/kg)	Valor Real (€/ano)
CO	0,87	1,03	1,04	0,91
O ₃	66,69	78,53	0,1	6,67
NO ₂	1,96	2,31	0,01	0,030
SO ₂	1,043	1,23	0,01	0,01
PM _{2,5}	0,242	0,28	3,59	0,87
PM ₁₀	14,11	16,62	1,98	27,94
Total	84,93	100,00		36,43

Nota: os valores de referência para cada poluente foram oriundos do próprio i-Tree.

É possível observar que o O₃ foi o poluente com a maior concentração removida

do ar, representando 78,53% do total. Um valor próximo a esse (78,68%) foi encontrado por Martins (2023) em seu estudo na região industrial do mesmo município desta pesquisa. Este, também se destacou em trabalhos recentes, como o de Song et al. (2020) na cidade de Luohe, China, que registrou 51,5%, e os estudos de Duarte (2019) e Graça (2018) na cidade do Porto, com 72,45% e 42%, respectivamente. Além disso, Rebelo (2023) obteve um percentual de 72,35% para as árvores de arruamento do concelho de Loulé, na região do Algarve. Além destes, essa maior remoção observada também é consistente com estudos conduzidos na Universidade de Auburn no Alabama (Martin, 2011), na Universidade da Colúmbia Britânica (Russo et al., 2021) e na Universidade de Tóquio (Wu, 2023).

Segundo Coates et al. (2016) a remoção de O₃ é essencial, pois altas concentrações deste poluente afetam a absorção fotossintética de CO₂ devido à sua alta fitotoxicidade e outros causadores de estresses às plantas. De acordo com Freer-Smith e Broadmeadow (1996), a absorção é realizada por meio da deposição foliar durante a troca gasosa por meio dos estômatos, sendo esse processo mais eficiente em espécies com grande área foliar. Este último ponto é corroborado por Song et al. (2020), Ferreti (2023) e com resultados expostos na tabela 2, uma vez que as espécies que tiveram maior contribuição para a remoção, não somente do O₃, mas dos poluentes gerais, foram as que apresentam maiores porcentagens de área foliar, sendo a *Cupressus lusitanica* e a *Platanus x hybrida*, que contribuíram com aproximadamente 82% da remoção total, com 20kg/ano e 10kg/ano, respectivamente (ANEXO II).

A tendência deste poluente (O₃) ser um dos maiores a nível de remoção, pode ser explicada devido à alta concentração de seus percursoros, em áreas urbanas, decorrentes da queima de combustíveis fósseis e atividades industriais e agrícolas (APA, 2021). Além disso, as árvores também desempenham um papel na formação desse poluente, ao emitirem compostos orgânicos voláteis (COV), que reagem com óxidos de azoto na presença de luz solar, favorecendo sua geração (Eisenman et al., 2019)

Portanto, essa interação complexa entre as emissões antropogênicas e biogênicas intensifica a concentração de ozono, o que fomenta a necessidade de ampliar estratégias de gestão urbana que sejam eficazes no controle e remoção com vista a melhorar a qualidade do ar e reduzir os impactos tanto para a saúde pública quanto para o meio ambiente.

Cardelino e Chameides (1990) e Fernandes (2007) defendem que o aumento dos espaços verdes urbanos nas cidades deve ser priorizado com o objetivo de reduzir os

níveis de ozono. Para isso, é fundamental optar por espécies com baixa emissão de COV, uma vez que, além de contribuírem para a diminuição da temperatura e, conseqüentemente, para uma menor formação desse poluente, mais ozono é absorvido pelas folhas.

Outro aspecto relevante é a maior remoção de O₃ entre os meses de abril e setembro (Figura 13). Isso se deve ao fato de que, além de seus precursores, este é formado pela radiação solar, o que justifica sua redução durante as estações mais frias (Baird & Cann, 2011; APA, 2021).

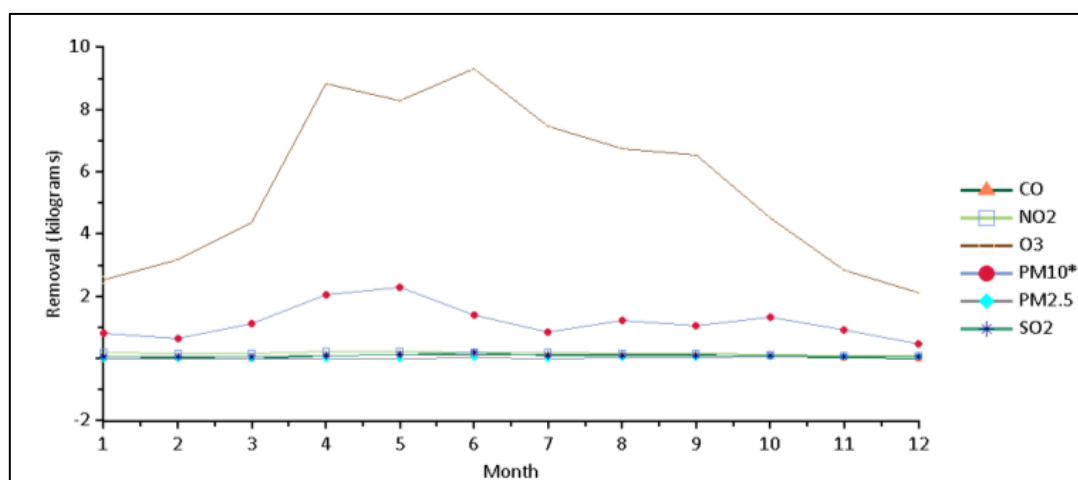


Figura 13 – Estimativa da remoção anual da poluição atmosférica pela população arbórea do IPB.

Fonte: i-Tree (2024).

Seguido do O₃, as PM₁₀ se apresentam como o segundo poluente mais removido, com 16,62% do total. Em contrapartida, financeiramente é o que denota maior destaque, representando 76,7% de todo valor convertido. Segundo Ghorani-Azam et al. (2016), este maior valor associado para a PM_x está relacionado à alta nocividade das partículas para a saúde humana, sendo responsáveis por doenças respiratórias, cardiovasculares, disfunções reprodutivas e câncer.

Segundo a Agência Europeia do Ambiente, os PM_x e o O₃ estão especialmente associados a sérios riscos à saúde, sendo considerados algumas das substâncias atmosféricas mais problemáticas na Europa. Em Portugal, 6640 mortes prematuras foram atribuídas à exposição ao PM_x, NO₂ e O₃, conforme relatório do EEA (2016).

5.3.2 Emissão de compostos orgânicos voláteis

Além da capacidade de reter poluentes atmosféricos, a vegetação, como ser vivo, requer processos metabólicos que podem gerar a emissão de compostos orgânicos

voláteis biogênicos (Lerdau et al.1997). Para Guenther et al. (2012), estes compostos são produzidos e emitidos pelas folhas, ramos e outras partes das árvores, em elevadas de temperaturas e incluem o isopreno e o monoterpeno, que contribuem para o odor da planta.

Além disso, a preocupação com essa produção biogênica torna-se ainda maior, pois, como mencionado, trata-se de um dos desserviços mais frequentemente associados às árvores, que ao reagirem com óxidos de azoto, promovem a formação de ozono, contribuindo significativamente para a poluição atmosférica (Salmond et al., 2016; Hirons & Thomas, 2018).

Conforme demonstrado na tabela 4 e ANEXO III, foi estimado que a população arbórea do IPB emite 42,9 kg/ano de COVs, sendo 19,5 kg/ano de isopreno e 23,4 kg/ano de monoterpenos.

Tabela 6 – Estimativa das produções anuais de compostos orgânicos voláteis das espécies mais representativas.

Espécie	Produção anual (kg/ano)		
	Monoterpeno	Isopreno	Total COVs
<i>Quercus rubra</i>	8,2	7,3	15,4
<i>Cupressus lusitanica</i>	8,9	0*	8,9
<i>Platanus x hybrida</i>	0*	6,7	6,8

*valores residuais.

Observa-se que 72,6% das emissões de COVs foram provenientes de *Quercus rubra*, *Cupressus lusitanica* e *Platanus x hybrida*. Segundo Neto et al. (2007) e Soares et al. (2022), as emissões variam conforme fatores físicos e biológicos intrínsecos, sendo os mais importantes: a luminosidade, a temperatura, humidade, condutância estomática, desenvolvimento e biomassa foliar, estação do ano e o estresse envolvente.

Assim como neste estudo, o *Quercus rubra* também apresentou a maior estimativa de emissão nos trabalhos realizados por Martins (2023) e Pança (2022). Em sua pesquisa no Porto, Graça (2018) constatou que as três espécies com a maior produção estimada de compostos orgânicos voláteis (COVs) pertenciam ao gênero *Quercus*, com o *Quercus rubra* ocupando a segunda posição em termos de produção.

Isso pode ser atribuído ao fato de o gênero ter uma composição rica em terpenos e isoprenos, que são compostos voláteis liberados durante os processos de defesa e comunicação da planta (Lerdau, Guenther & Monson 1997; Kim et al., 2020). Além disso, como o Plátano, trata-se de uma espécie caducifólia, e suas emissões são mais

pronunciadas durante a estação de crescimento foliar, o que justifica seu elevado teor de emissão.

Conforme salientado, a qualidade e quantidade de COVs emitidos variam dependendo das espécies e das condições climáticas, como por exemplo a temperatura e a concentração de poluentes na atmosfera (Steinbrecher et al., 2009). Este fato exige uma maior atenção às suas interações e impactos, sobretudo em regiões mediterrâneas, onde os verões são marcados para altas temperaturas e baixos índices pluviométricos, que intensifica a formação destes compostos (Calfapietra et al., 2013).

Nesse contexto, Portugal se destaca como o país europeu com maior emissão de COVs alcançando aproximadamente $8 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, conforme apontado por Steinbrecher et al. (2009). Segundo os autores, esse elevado índice está diretamente relacionado às espécies predominantes na vegetação do país, especialmente aos carvalhos, e às condições climáticas características da região do país.

Diante disso, a seleção de espécies emissoras ou não emissoras torna-se fundamental, reforçando que as mudanças na cobertura vegetal, promovidas por estratégias de ecologização urbana, são o principal fator dos impactos líquidos que a estrutura florestal urbana exercerá sobre a qualidade do ar.

5.3.3 Armazenamento e sequestro de carbono

Num contexto atual, onde as preocupações com o aquecimento global têm sido crescentes em todo o mundo, as florestas urbanas surgem como potenciais mitigadores, pois podem auxiliar tanto no processo de armazenamento, bem como, no sequestro de carbono (CO_2), sendo este, considerado um dos mais problemáticos face às mudanças climáticas.

O sequestro de CO_2 refere-se à absorção desse gás como insumo para a produção de oxigênio durante o processo de fotossíntese. Neste estudo, foi estimado que as árvores absorveram 3,51 ton/ano de CO_2 , o que está associado a um valor de 390 € anuais (ANEXO II).

Embora seja essencial para toda espécie vegetal, a quantidade absorvida varia de acordo com o tamanho, a fase ou taxa de crescimento, o ciclo de vida e outras características (Martins, 2023). Assim, essa variação também ocorre entre espécies, como ilustrado na Tabela 5.

Tabela 7 – Sequestro anual estimado para as espécies mais representativas e seus respectivos valores associados.

Espécie	Sequestro CO₂ (ton/ano)	Sequestro CO₂ (%)	Valor associado* (€/ano)
<i>Cupressus lusitanica</i>	0,86	24,5	95,28
<i>Platanus x hybrida</i>	0,33	9,4	36,69
<i>Cupressus sempervirens</i>	0,29	8,3	31,84
<i>Aesculus x carnea</i>	0,26	7,4	28,65
<i>Acer negundo</i>	0,22	6,27	24,48
<i>Quercus rubra</i>	0,2	5,70	22,71
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,2	5,70	22,59
<i>Tilia tomentosa</i>	0,17	4,8	19,11
<i>Catalpa bignonioides</i>	0,17	4,8	18,93
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	0,13	3,70	14,61

* Os valores associados correspondem a 111 € por tonelada.

É possível observar que as dez espécies com maior representatividade no sequestro representam, à data, 314 euros e cerca de 81% do total.

A espécie *Cupressus lusitanica* representa cerca de ¼ de toda a absorção estimada de dióxido de carbono. É importante destacar que essa espécie também apresentou o maior valor de importância (tabela 12), o que indica uma maior área foliar em comparação com as demais espécies. Essa relação é expressiva, pois uma maior área foliar permite uma maior capacidade de fotossíntese e, conseqüentemente, um aumento na absorção de CO₂.

Relativamente ao armazenamento de CO₂, que consiste no acúmulo em biomassa lenhosa, estima-se que as árvores do inventário armazenam 79,8 ton. que corresponde a um valor associado de aproximadamente 8.860 euros (ANEXO II).

Através da tabela 6, é possível observar que as dez espécies com maior representatividade no armazenamento somam juntas a 87% do percentual total.

Tabela 8 – Armazenamento anual estimado para as espécies mais representativas e seus respectivos valores associados.

Espécie	Armazenamento CO ₂	Armazenamento CO ₂	Valor associado
	(ton)	(%)	(€)
<i>Cupressus lusitanica</i>	33,2	41,6	3683,7
<i>Platanus x hybrida</i>	7,4	9,3	817,3
<i>Cupressus sempervirens</i>	5,9	7,4	655,3
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4,5	5,6	494,7
<i>Quercus rubra</i>	4,1	5,1	452,6
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	3,7	4,6	412,9
<i>Aesculus x carnea</i>	3,6	4,5	396,5
<i>Acer negundo</i>	3,3	4,1	365,8
<i>Tilia tomentosa</i>	2,9	3,6	320,9
<i>Catalpa bignonioides</i>	2,1	2,6	228,33

* Os valores associados correspondem a 111 € por tonelada.

Assim como observado na capacidade de sequestro de carbono, a *Cupressus lusitanica* também se destaca como a espécie mais representativa no armazenamento, correspondendo a 41,6% entre todas as espécies analisadas. Esse destaque pode ser explicado pela combinação de sua maior área foliar e seu porte robusto, características que aumentam significativamente a biomassa acumulada. Neste contexto, Ferreti (2023) ressalta que um valor maior neste SE está intimamente relacionado ao tamanho das árvores. O que corrobora com o encontrado neste trabalho, uma vez que dentre as 45 espécies a *Cupressus lusitanica* é a que apresenta médias maiores de DAP e altura (figura 12).

É pertinente salientar que esses dois serviços se somam a um dos mais conhecidos prestados pelas árvores: a produção de oxigênio (O₂). Através do processo de fotossíntese, as árvores utilizam dióxido de carbono (CO₂) e luz solar para sintetizar compostos orgânicos, liberando oxigênio como subproduto. Taiz et al. (2015) acrescenta que a produção anual de oxigênio de uma árvore está diretamente ligada à quantidade de carbono que esta retira da atmosfera.

De acordo com estimativas do i-Tree, a população arbórea do IPB é capaz de gerar 9,4 toneladas de oxigênio por ano, sendo que a *Cupressus lusitanica* é responsável por 2,3 toneladas desse total, correspondendo a 24,5% da produção. Isso evidencia a relevância dessa espécie para o contexto local.

5.3.4 Escoamento superficial evitado

Nas áreas urbanas, onde a impermeabilização do solo é predominante, a incapacidade de infiltração da água da chuva leva a um aumento significativo do escoamento superficial. Esse processo não apenas agrava o risco de alagamentos e enchentes, como também contribui para a poluição de rios, lagos e oceanos (Hirabayashi et al., 2012). A vegetação urbana, entretanto, é importante para a redução destes efeitos, pois interceptam as precipitações, enquanto seus sistemas radiculares promovem infiltração e armazenamento no solo (Soares et al., 2022)

Cabe destacar, que apesar da árvore interceptar a chuva para além das folhas, somente esta foi utilizada para análise, o que justifica a importância enfática na estrutura e dimensão das copas.

Desta forma, a área foliar de 7,04ha das árvores do IPB (ANEXO I) foi responsável por reter 73,12 m³ de água durante um ano, alcançando o valor do serviço ecossistêmico prestado de 678 €/ano.

Visando destacar a relevância para gestão hídrica e ambiental nas áreas urbanas, Hilde e Paterson (2014) elencaram a interceptação de águas pluviais como o segundo serviço ecossistêmico mais significativo oferecido pelas árvores urbanas na cidade de Hutto, Texas.

Para além das condições climáticas locais, o desempenho deste serviço é condicionado por fatores como a densidade e distribuição das espécies, saúde destas e seus valores associados. Nesse contexto, Rebelo (2023), utilizando um valor de 11,95 €/m³—superior ao adotado neste estudo—reportou resultados inferiores para o mesmo serviço, com uma interceptação de 36,1 m³/ano em uma análise que envolveu 1.003 árvores na cidade de Loulé. Por outro lado, Duarte (2019) obteve um valor maior, de 889 m³/ano, para a interceptação de águas pluviais, apesar de contar com um número inferior de árvores (354) e um valor associado menor (8,08 €/m³).

Como era expectável, dentre as 10 espécies com maior representatividade, a *Cupressus lusitanica* (59 indivíduos e uma área foliar de 1,44 ha) foi a que mais teve contributo para os valores de escoamento superficial evitado, sendo estimado 14,93 m³/ano (138,38 €/ano), seguindo-se pelo *Platanus x hybrida* com 12,79 m³/ano (118,61 €/ano), como pode ser observado pela figura 14 e Tabela 7.

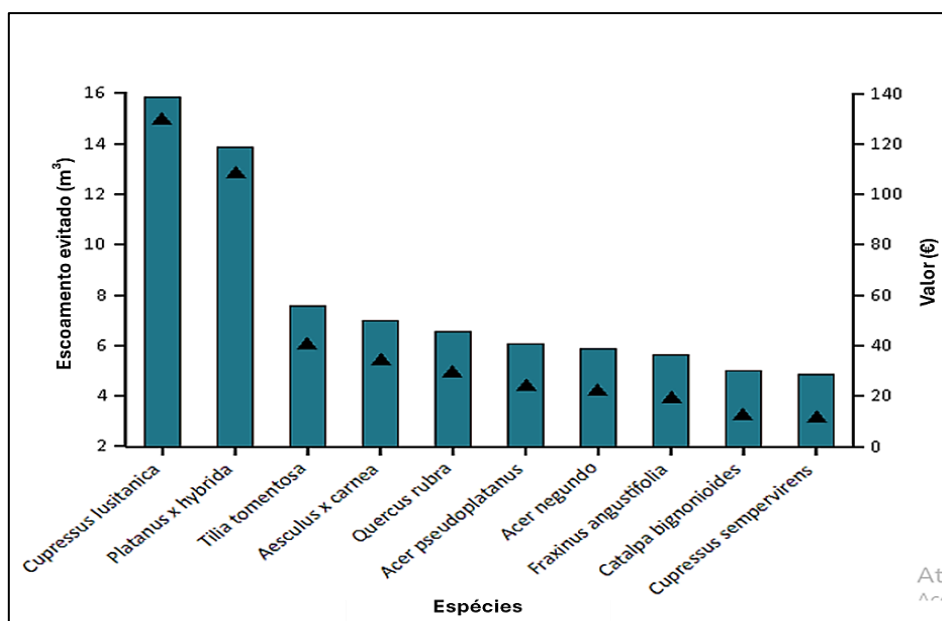


Figura 14 – Estimativa do escoamento superficial evitado (triângulos) e valores monetários em euros (barras) para as dez espécies com maiores impactos no inventário do IPB.

Fonte: i-Tree (2024)

As duas espécies, em conjunto, são responsáveis por evitar aproximadamente 38% do escoamento causado pelas precipitações, resultando em uma contribuição financeira anual de 257 euros.

Tabela 9 – Estimativa do escoamento superficial evitado as dez espécies com maiores impactos no inventário do IPB.

Espécie	Área foliar (ha)	Escoamento superficial evitado (m³)	Escoamento superficial evitado (%)	Valor associado* (€/ano)
<i>Cupressus lusitanica</i>	1,44	14,93	20,4	138,38
<i>Platanus x hybrida</i>	1,23	12,79	17,5	118,61
<i>Tilia tomentosa</i>	0,58	6,00	8,2	55,61
<i>Aesculus x carnea</i>	0,52	5,40	7,4	51,06
<i>Quercus rubra</i>	0,47	4,92	6,7	45,63
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,42	4,38	6,0	40,64
<i>Acer negundo</i>	0,40	4,17	5,7	38,66
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,37	3,89	5,3	36,09
<i>Catalpa bignonioides</i>	0,31	3,23	4,4	29,98
<i>Cupressus sempervirens</i>	0,3	3,10	4,2	28,75

* Os valores associados correspondem a 9,27€/m³.

Conforme mencionado, o cálculo deste serviço considerou exclusivamente a interceptação realizada pelas folhas, fator que justifica os maiores valores atribuídos a esse processo. Consequentemente, as espécies com maiores índices de área foliar se

destacam, já que possuem maior capacidade de interceptar precipitações, potencializando os benefícios desse serviço (Nowak et al., 2006), fato que pôde ser corroborado com os resultados obtidos nesta pesquisa (tabelas 2 e 7).

5.3.5 Valores Estruturais e Funcionais

As florestas urbanas apresentam um valor estrutural ou de substituição que se baseia nos custos relacionados às árvores. Além de oferecerem valores funcionais anuais, que podem ser positivos ou negativos, refletindo os serviços e funções que desempenham dentro do ambiente urbano (Gómez-Baggethun & Barton, 2013). Para David (2002), ambos valores tendem a aumentar com o aumento da quantidade e tamanho de árvores saudáveis.

Os valores estruturais estimados para a área (ANEXO II), foram:

- **Valor de substituição:** 528 mil euros;
- **Armazenamento de carbono:** 8,86 mil euros.

É importante ressaltar que os valores estruturais atribuídos pelo i-Trre foram determinados seguindo os procedimentos de avaliação estabelecidos pelo Conselho de Avaliadores de Árvores e Paisagismo, que faz parte da Sociedade Internacional de Arboricultura (ISA). Essa abordagem considera variáveis, como a espécie da árvore, o diâmetro do tronco, a condição de saúde da planta e informações sobre sua localização (Nowak et al 2002).

Relativamente aos valores funcionais anuais atribuídos para as árvores da área (ANEXO II), foram:

- **Sequestro de carbono:** 390,00 euros;
- **Escoamento evitado:** 678,00 euros;
- **Remoção de poluentes:** 36,40 euros.

A análise da inter-relação entre os valores estruturais e funcionais é essencial para a gestão e o planejamento urbano, pois possibilita que os gestores público/privados locais reconheçam a importância das árvores não apenas como componentes do espaço verde, mas como ativos valiosos. Embora as árvores envolvam custos associados, elas oferecem uma variedade de serviços ecossistêmicos que beneficiam não apenas a área em que estão inseridas, mas também a comunidade como um todo.

6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados deste estudo indicam que as ferramentas do i-Tree, particularmente o Eco, são adequadas para aplicação em Portugal. Apesar do desafio de implementar projetos internacionais que exijam a submissão de dados locais, disponibilidade das espécies no banco de dados, pela precisão na coleta de dados e pela seleção apropriada da ferramenta utilizada. Essas práticas contribuem expressivamente para a diminuição da margem de erro, permitindo que os resultados reflitam de maneira mais fiel a realidade observada.

A população arbórea inventariada do Instituto Politécnico de Bragança correspondeu a 517 indivíduos, distribuídos em 45 espécies (32 exóticas e 13 nativas) e pertencentes a 19 distintas famílias botânicas. As espécies *Cupressus lusitanica*, *Aesculus x carnea*, *Platanus x hybrida* foram as espécies com maior representatividade numérica e juntas, totalizam cerca de 28,2% de toda população.

Apesar disso a diversidade, atribuída por meio dos índices de Shannon (3,15) e Simpson (0,06), a Equitabilidade de Pielou (0,83), foi considerada moderada e sem uma abundância disfuncional de uma ou mais espécies, evidenciando uma distribuição relativamente uniforme.

As três espécies supracitadas, também se destacaram nas maiores classes de diâmetro. No que se refere à área foliar, *Cupressus lusitanica* e *Platanus x hybrida* representam juntas 38% do total, atribuindo-lhes os maiores valores de importância no inventário.

Estima-se que as árvores deste estudo removam anualmente 84,93 kg de poluentes, gerando um valor de 36,43 euros. As espécies *Cupressus lusitanica* e *Platanus x hybrida* foram responsáveis por 82% dessa remoção total, com o ozônio sendo o principal poluente removido (66,7 kg/ano).

No entanto, a população também é responsável pela emissão de compostos orgânicos voláteis, totalizando 42,9 kg/ano, dos quais 72,6% provêm de *Quercus rubra*, *Cupressus lusitanica* e *Platanus x hybrida*. Todavia, apesar das emissões, ao calcular a diferença entre a poluição removida e a gerada, observa-se um saldo positivo de 42 kg/ano de poluentes removidos, destacando o benefício líquido das árvores para a qualidade do ar.

As árvores absorveram 3,51 ton/ano de CO₂, o que está associado a um valor de 390 euros anuais, enquanto estocam 79,8 ton. que correspondendo a aproximadamente 8.860 euros. Seguindo a tendência, a *Cupressus lusitanica* foi superior nos dois serviços, com 0,86 ton/ano (24,5%) absorvidas e com estoque de 33,2 ton. (41,6%).

Quanto ao escoamento superficial evitado, previu-se que as árvores analisadas foram capazes de reter 73,12 m³/ano, o que representa 678 €/ano. Como esperado, a *Cupressus lusitanica* (14,93 m³/ano) foi a que mais teve contribuição, seguindo-se pelo *Platanus x hybrida* (12,79 m³/ano).

Relativamente ao valor monetário total atribuído às árvores analisadas neste estudo, estima-se que o contributo da produção dos serviços ecossistêmicos alcance anualmente um valor aproximado de 1.104 euros. Quando considerado o valor referente ao CO₂ estocado até o presente momento, esse montante é estimado em 9.960 euros.

Dada a sua elevada representatividade, a soma dos serviços ecossistêmicos confirmou que a *Cupressus lusitanica* é a espécie que gera o maior valor económico para a área estudada, ultrapassando os 3900 euros em benefícios.

Dessa forma, o i-Tree Eco, como uma ferramenta gratuita e de grande valor, demonstra elevado potencial para ser utilizado em pesquisas relacionadas a este e outros contextos urbanos.

Os resultados deste estudo podem ser utilizados como apoio por gestores públicos, entidades privadas, formuladores de políticas públicas e profissionais de paisagismo, fornecendo subsídios para um planeamento mais eficiente dos espaços verdes urbanos. O que possibilitará a otimização a destes espaços, maximizando os benefícios ecossistêmicos e integrando-os de forma essencial à infraestrutura verde urbana, sendo fomento para resiliência e a sustentabilidade urbana.

6.2 SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

Com o intuito de viabilizar resultados ainda mais pertinentes para o componente arbóreo do IPB, sugere-se a inclusão da análise de eficiência energética, um serviço ecossistêmico não abordado neste estudo. Para tal, seria necessário coletar dados sobre a localização das árvores em relação aos edifícios, especialmente aquelas que oferecem sombra, reduzindo a necessidade de aquecimento ou resfriamento. Medidas como altura das árvores, densidade do dossel, distância das construções e orientação em relação ao sol seriam fundamentais para obter uma estimativa precisa.

Outra sugestão seria a aplicação do Forecast, uma ferramenta complementar ao Eco e que projeta o crescimento futuro das árvores e seus serviços ecossistêmicos, permitindo a análise de como esses benefícios podem mudar ao longo do tempo com base no crescimento arbóreo, remoção de árvores ou plantio adicional.

Além disso, seria interessante explorar o uso do i-Tree Canopy, que facilita a estimativa da cobertura arbórea e outros tipos de cobertura do solo a partir de imagens aéreas, sendo útil para verificar a extensão da sombra gerada pelas árvores e como ela impacta a infraestrutura urbana, incluindo a economia de energia e outros serviços associados.

Esses aprimoramentos forneceriam uma visão mais holística dos benefícios proporcionados pelas árvores no campus e poderiam apoiar uma gestão mais eficiente e sustentável do espaço verde.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Afonso, N., & Arrobas, M. (2009). Contribuição para a Elaboração da Carta de Solos da Cidade de Bragança. *Qualidade do Ambiente Urbano. Novos Desafios*, 137-142.
- Agência Europeia do Ambiente - EEA. (2012). *Construir o futuro que queremos ter*. (1ª ed.). Luxemburgo: Serviço das Publicações da União Europeia, 2012.
- Agência Europeia do Ambiente - EEA. (2016). *Qualidade do ar na Europa – relatório de 2016*. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2016>.
- Agência Portuguesa do Ambiente - APA. (2021). *Ozono (O3)*. Disponível em: <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/ozono-o3>.
- Akbari, H.; Davis, S.; Dorsano, S.; Huang, J.; Winnett, S. (Eds), 1992. *Cooling Our Communities: A Guidebook on Tree Planting and Light-Colored Surfacing*. U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. 156 pp.
- Alcoforado, M. J., Lopes, A., Andrade, H., & Vasconcelos, J. (2005). Orientações climáticas para o ordenamento em Lisboa. *Energy and Buildings*, 11, 1-10.
- Alho, A. (2005). *Critérios e indicadores para espaços verdes urbanos: Aplicação do modelo urge a espaços verdes em Portugal, Lisboa*. Projeto de pesquisa ao abrigo do Programa PRIME.
- Almeida, A. L. S. (2006). *O Valor das Árvores: Árvores e Floresta Urbana de Lisboa*. [Tese de Doutoramento]. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- Alves, L. A.; Marques da Costa, N.; Filho, V. R. (2017). Espaços públicos e qualidade de vida: uma avaliação das circunstâncias dos espaços verdes urbanos em Uberlândia-Mg. *Construindo Cidades Saudáveis*, (1ª ed., pp.269-295). Uberlândia: Assis Editora Ltda.
- Andrade, L. M. S. D. (2003). O conceito de Cidades-Jardins: uma adaptação para as cidades sustentáveis. *Vitruvius/Arquitextos*, 42.
- Andrade, R. P. B. C. (2020). *Critérios de avaliação da qualidade de espaços verdes urbanos* [Dissertação de Mestrado]. Estudo Geral – Repositório científico da Universidade de Coimbra.
- Aspinall, P., Mavros, P., Coyne, R., & Roe, J. (2015). The urban brain: analysing outdoor physical activity with mobile EEG. *Br J Sports Med*, 49(4), 272-276.
- Baird, C.; Cann, M. *Química Ambiental*. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- Barbirato, G. M., Barbosa, R. V., Fernandes, E. F., Morais, C. D., Oliveira, T. C. D., & Teles, V. R. (2001). Comparações entre escalas climáticas de análise urbana. *VI Encontro Nacional e III Encontro Latino-Americano sobre Conforto no Ambiente Construído*, São Pedro, SP-Brasil, Anais, 2-4.
- Bargos, D. C., & Matias, L. F. (2011). Áreas verdes urbanas: um estudo de revisão e proposta conceitual. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 6(3), 172-188.
- Bargos, D. C., & Matias, L. F. (2012). Mapeamento e análise de áreas verdes urbanas em Paulínia (SP): estudo com a aplicação de geotecnologias. *Sociedade & Natureza*, 24, 143-156.

- Bek, M., Azmy, N., & Elkafrawy, S. (2018). The effect of unplanned growth of urban areas on heat island. *Ain Shams Engineering Journal*, 9, 3169-3177
- Benini, S. M., & Martin, E. S. (2011). Decifrando as áreas verdes públicas. *Formação (Online)*, 2(17).
- Biondi, D., & Kischlat, E. (2006). A vegetação urbana e a biodiversidade. *Diálogo*, 9, 155-168.
- Bird, W. (2004). *Can green space and biodiversity increase levels of physical activity?* Faculty of Public Health.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem Services in urban areas. *Ecological economics*, 29, 293–301.
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L. M., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). A systematic review of evidence for the added benefits to health of exposure to natural environments. *BMC public health*, 10, 1-10.
- Brito & Mourão, (2019). *Manual de boas práticas desenho e gestão de espaços verdes em cenário de alterações climáticas*. (1ª ed.). EMAC – Empresa Municipal de Ambiente de Cascais Complexo Multisserviços.
- Brito, C. R., de Castro, J. P. M., Barros, K. O., & de Faria, A. L. L. (2012). O uso de SIG no inventário de árvores no campus do instituto politécnico de Bragança (IPB)-Portugal. *Geografia Ensino & Pesquisa*, 157-178.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological indicators*, 21, 17-29.
- Callegaro, R. M., Andrzejewski, C., & Gracioli, C. R. (2015). Arborização de uma área verde no Campus da UFSM, Santa Maria, RS, Brasil. *Biodiversidade*, 14(2).
- Câmara Municipal de Bragança - CMB. (2012). *Plano Municipal de Emergência de Protecção Civil de Bragança*. Bragança: Câmara Municipal de Bragança. Disponível em: https://www.cm-braganca.pt/cmbraganca2020/uploads/writer_file/document/6056/PMEPC_Braganca_ParteIV_SeccaoII.pdf.
- Câmara Municipal de Bragança - CMB. (2019). *Atualização do diagnóstico social e PDS 2018-2020*. Bragança: Câmara Municipal de Bragança. Disponível em: https://www.cm-braganca.pt/cmbraganca2020/uploads/writer_file/document/10413/atualizacao_d_iagnostico_social_e_pds_2018_2020_clas_braganca.pdf.
- Câmara Municipal de Bragança - CMB. (2020). Relatório de avaliação da execução do planeamento municipal. Bragança: Município de Bragança. Disponível em: https://www.cm-braganca.pt/cmbraganca2020/uploads/writer_file/document/9020/relatorio_de_a_valiacao_da_execucao_do_planeamento_municipal.pdf.
- Cardelino, C. A., & Chameides, W. L. (1990). Natural hydrocarbons, urbanization, and urban ozone. *Journal of Geophysical Research*, 95(D9), 18–20.
- Carreiro, M. M., Song, Y. C., & Wu, J. (Eds.). (2007). *Ecology, planning, and management of urban forests: International perspective*. Springer Science & Business Media.
- Carvalho, A., & Gonçalves, A. (2008). *Espaços verdes de Bragança*. Câmara Municipal

de Bragança.

- Carvalho, G. M., Roque, N., & Guedes, M. L. S. (2007). Levantamento das espécies arbóreas da Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia. *Sitientibus série Ciências Biológicas*, 7(4), 377-387.
- Carvalho, J. (2009). *A árvore no espaço urbano*. [Tese de Doutorado]. Estudo da Universidade de Trás os Montes e Alto Douro, UTAD.
- Castro, M. M., 2015. *Levantamento e Caracterização da Arborização Urbana da Cidade de Chaves*. [Dissertação de Mestrado em Arquitetura Paisagista]. Vila Real: Universidade Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Cavalheiro, F., & Del Picchia, P. C. D. (1992). Áreas verdes: conceitos, objetivos e diretrizes para o planejamento. *Encontro Nacional sobre Arborização Urbana*, 4, 29-38.
- Cavalheiro, F., Nucci, J. C., Guzzo, P., & Rocha, Y. T. (1999). Proposição de terminologia para o verde urbano. *Boletim informativo da SBAU*, 7(3), 7.
- Coates, J., Mar, K. A., Ojha, N., & Butler, T. M. (2016). The influence of temperature on ozone production under varying NO_x conditions—a modelling study. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(18), 11601-11615.
- Cordeiro, D., & Longo, R. (2024). Uso de índices ambientais como indicadores de qualidade da arborização urbana no Campus 1 da PUC-Campinas. *Journal on Innovation and Sustainability RISUS*, 15(2), 125-137.
- Costanza, R., De Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., ... & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go. *Ecosystem services*, 28, 1-16.
- Cousins, P. (2009). *Economic contribution of green networks: current evidence and action*. North West (USA): North West Development Agency.
- Cunha, J. (2022). *Espaços Verdes Urbanos de Proximidade e Cidade Saudável. Uma leitura a partir da freguesia de Benfica – Lisboa*. [Dissertação de Mestrado]. Instituto de Geografia e Ordenamento do Território.
- David, J. N. (2002). Compensatory value of urban trees in the United States. *Journal of Arboriculture*, 28(40), 194-19.
- Davies, Z. G., Dallimer, M., Edmondson, J. L., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2013). Identifying potential sources of variability between vegetation carbon storage estimates for urban areas. *Environmental Pollution*, 183, 133-142.
- Doick, K.J.; Atkinson G.E.; Cordle P.; Giupponi, N. (2013). Investigating design and provision of access facilities as a barrier to woodland use. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(1), 117-125.
- Dunnet, N., Swanwick, C., Wooley, H. (2002). *Improving Urban Parks, Play Areas and Open Spaces*. pp. 217., University of Sheffield. Queen's Printer. London.
- Eisenman, T. S., Churkina, G., Jariwala, S. P., Kumar, P., Lovasi, G. S., Pataki, D. E., ... & Whitlow, T. H. (2019). Urban trees, air quality, and asthma: An interdisciplinary review. *Landscape and urban planning*, 187, 47-59.
- Erickson, D. L. (2006). *MetroGreen: Connecting Open Space in North American Cities*. Washington: Island Press

- Fadigas, L. S. (1993). *A Natureza na Cidade. Uma Perspetiva para a sua Integração no Tecido Urbano*. [Tese de Doutoramento]. Faculdade de Arquitetura de Lisboa. Universidade Técnica de Lisboa.
- Fernandes, A. L. F. (2007). *Os Impactos dos Espaços Verdes na Qualidade do Ar*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Aveiro.
- Ferreira, L. S. (2019). *Vegetação, temperatura de superfície e morfologia urbana: um retrato da região metropolitana de São Paulo* [Dissertação de Doutorado]. Universidade de São Paulo.
- Ferretti, E. (2023). *Data tree contribution to urban forest planning. Composition and Ecosystem services forecast, for Lisbon case studies* [Dissertação de Mestrado]. Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa.
- Fleming, C. M., Manning, M., & Ambrey, C. L. (2016). Crime, greenspace and life satisfaction: An evaluation of the New Zealand experience. *Landscape and urban planning*, 149, 1-10.
- Floriano, E. P. (2009). *Fitossociologia florestal*. São Gabriel: UNIPAMPA.
- Fonseca, F., Gonçalves, A., & Rodrigues, O. (2010). Comportamentos e percepções sobre os espaços verdes da cidade de Bragança. *Finisterra*, 45(89).
- França, J.A. (2005). Lisboa: urbanismo e arquitetura. (5ª ed.). Lisboa: Livros Horizonte.
- Freer-Smith P.H., Broadmeadow, M.S.J., 1996. *The improvement of Urban Air Quality by Trees*. Arboriculture Research and Information Note 135-ERB-96. Arboriculture Research and Information Note 135 – ERB – 96. Arboriculture Advisory and Information Service, Farnham, Surrey.
- Freitas-Lima, E. A. C., & Cavalheiro, F. (2003). Espaços livres públicos da cidade de ilha solteira, SP-Brazil. *Holos Environment*, 3(1), 33-45.
- Fundação Serralves. (2011). *Platanus x hispanica* Mill. ex Münchh. Flora Do Parque. Disponível em: <http://sig.serralves.pt/pt/flora/detalhe.php?id=1169>.
- Ghorani-Azam, A., Riahi-Zanjani, B., & Balali-Mood, M. (2016). Effects of air pollution on human health and practical measures for prevention in Iran. *Journal of research in medical sciences*, 21(1), 65.
- Giannas, S. (2001). Bioclimatic principals of town-planning design in Environmental design of towns and open space. *Patra: Hellenic Open University*, 177-207.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological economics*, 86, 235-245.
- Gonçalves, A. (2013). *El valor funcional de la estructura verde urbana: aportación desde el estudio de los espacios verdes de la ciudad de Bragança (Portugal)*. [Tese de Doutorado]. Universidad Politécnica de Madrid.
- Gonçalves, A., & Carvalho, A. (2016). Diversidade de elementos na estrutura verde urbana. Reflexão sobre a cidade de Bragança (Portugal). *Gaia Scientia*, 10(2), 60-74.
- Gonçalves, N. F. H. (2010). *Espaços Verdes no Planeamento Urbano Sustentável*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade Nova de Lisboa.
- Gonçalves, R. O. (2015). *As árvores verdes e a (re)configuração dos centros urbanos*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade Lusíada Porto.

- Graça, M. S. (2018). *Performance of urban green areas in ecosystem services proficiency: A case study in Porto, Portugal*. [Tese de Doutoramento]. Universidade do Porto, Portugal.
- Graça, M., Alves, P., Gonçalves, J., Nowak, D. J., Hoehn, R., Farinha-Marques, P., & Cunha, M. (2018). Assessing how green space types affect ecosystem services delivery in Porto, Portugal. *Landscape and Urban Planning*, 170, 195-208.
- Grêt-Regamey, A., Celio, E., Klein, T. M., & Hayek, U. W. (2013). Understanding ecosystem services trade-offs with interactive procedural modeling for sustainable urban planning. *Landscape and urban planning*, 109(1), 107-116.
- Grimm, N. B., Foster, D., Groffman, P., Grove, J. M., Hopkinson, C. S., Nadelhoffer, K. J., ... & Peters, D. P. (2008). The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), 264-272.
- Guenther, A. B., Jiang, X., Heald, C. L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T. A., Emmons, L. K., & Wang, X. (2012). The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature version 2.1 (MEGAN2. 1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions. *Geoscientific Model Development*, 5(6), 1471-1492.
- Guzzo, P., Carneiro, R. M. A., & Oliveira, J. (2006). Cadastro municipal de espaços livres urbanos de Ribeirão Preto (SP): acesso público, índices e base para novos instrumentos e mecanismos de gestão. *Revista da sociedade brasileira de arborização urbana*, 1(1), 19-30.
- Hack, G. (2012). Shaping Urban Form. In B. Sanyal, L. Vale, & C. Rosan (Eds.), *Planning ideas that matter: livability, territoriality, governance, and reflective practice* (pp. 33–63). Cambridge, Mass: MIT Press.
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*, Nottingham, Fabis Consulting Ltd.
- Hermenegildo, T. I. P. (2018). *Proposta de valorização do Parque da Trincheira em Pinhel* [Dissertação de Mestrado]. Universidade da Beira Interior.
- Hilde, T., & Paterson, R. (2014). Integrating ecosystem services analysis into scenario planning practice: Accounting for street tree benefits with i-Tree valuation in Central Texas. *Journal of environmental management*, 146, 524-534.
- Hirabayashi, S., Kroll, C. N., & Nowak, D. J. (2012). i-Tree eco dry deposition model descriptions. Citeseer.
- Houghton, R. A. (1994). The worldwide extent of land-use change. *BioScience*, 44(5), 305-313.
- INE - Instituto Nacional de Estatística. (2021). *Censos 2021: Resultados definitivos - Concelho de Bragança*. Disponível em: <https://www.ine.pt>
- James, P., Tzoulas, K., Adams, M.D., Barber, A., Box, J.; Breust, J., Elmqvist, T., Frith, M., Gordon, C., & Greening, K.L. (2009). Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(2), 65-75.
- Jellicoe, G., & Jellicoe, S. (1998). *The Landscape of Man - Shaping the environment from*

- prehistory to the present day*. Londres: Thames and Hudson.
- Jim, C. Y., & Chen, W. Y. (2006). Recreation–amenity use and contingent valuation of urban greenspaces in Guangzhou, China. *Landscape and urban planning*, 75(1-2), 81-96.
- Jim, C.Y. (2002). Characteristics of urban park trees in Hong Kong in relation to greenspace planning and development. *International Conference on Urban Horticulture*, 643, 123-128.
- Jim, C.Y., & Chen, W.Y. (2003). Comprehensive greenspace planning based on landscape ecology principles in compact Nanjing city, China. *Landscape and Urban Planning*, 65, 95-116.
- Kabisch, N., & Haase, D. (2013). Green spaces of European cities revisited for 1990–2006. *Landscape and Urban Planning*, 110, 113-122.
- Kim, S. Y., Kim, J. C., Park, C. R., & Son, Y. S. (2020). Emission characteristics of biogenic volatile organic compounds from representative plant species of the Korean peninsula–focused on aldehydes. *Atmospheric Research*, 236, 104840.
- Laurie, M. *Clima y Microclima*. Barcelona: Gustavi Gili, 1983.
- Lerdau, M., Guenther, A., & Monson, R. (1997). Plant production and emission of volatile organic compounds. *Bioscience*, 47(6), 373-383.
- Lima, A. M. L. P., Cavalheiro, F., Nucci, J. C., Sousa, M. A. D. L. B., Fialho, N. D. O., & Picchia, P. C. D. (1994). Problemas de utilização na conceituação de termos como espaços livres, áreas verdes e correlatos. *II Congresso Brasileiro de Arborização Urbana*, 539-553.
- Loboda, C.; De Angelis, B. (2005). Áreas verdes públicas urbanas: conceitos, usos e funções. *Revista Ambiência*, 1(1), 125-139.
- Londe, P. R., & Mendes, P. C. (2014). A influência das áreas verdes na qualidade de vida urbana. *Hygeia-Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, 10(18), 264-272.
- Luttik, J. (2000). The value of trees, water and open space as reflected by house prices in the Netherlands. *Landscape and urban planning*, 48(3-4), 161-167.
- Madureira, H. (2012). Infraestrutura verde na paisagem urbana contemporânea: o desafio da conectividade e a oportunidade da multifuncionalidade. *Revista da Faculdade de Letras, Geografia*, 3, 33 -43.
- Magalhães, M. M. (1992). A Evolução do Conceito de Espaço Verde Público Urbano. *Agros – Revista Técnico-científica da Associação dos Estudantes do Instituto Superior de Agronomia*, Ano LXXV, 2, 10- 18.
- Magalhães, M. M. (2001). “*A Arquitetura Paisagista - Morfologia e Complexidade*”. Lisboa: Editorial Estampa.
- Maillet, L. I.; Bourgery, C., 1993. *L’arboriculture urbaine*. Éditions IDF, Collection Mission du Paysage, Paris. 318 pp.
- Maranho, Á. S., & de Paula, S. R. P. (2014). Diversidade em uma área verde urbana: avaliação qualitativa da arborização do campus da Universidade Federal do Acre, Brasil. *Revista Agro@mbiente On-line*, 8(3), 404-415.
- Marques da Costa, E., Fumega, J., & Louro, A. (2013). Academic papers: Defining

- sustainable communities: The development of a toolkit for urban policy. *Journal of Urban Regeneration and Renewal*, 6(3), 278–292.
- Marques, M. V. M. (2011). *Determinação do valor económico do Parque Urbano da Quinta das Conchas e dos Lilases: Aplicação do método de avaliação contingente*. [Dissertação de Mestrado]. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Martin, N. A. (2011). *A 100% tree inventory using i-Tree Eco protocol: A case study at Auburn University, Alabama* (Doctoral dissertation).
- Martins, R. K. M. (2023). *Análise da influência de Soluções Baseadas na Natureza (SBN) em relação à qualidade do ar em zonas industriais – Estudo de caso em Bragança-PT*. [Dissertação de Mestrado] Instituto Politécnico de Bragança.
- Martins-Loução, M. (2021). *Riscos Globais e Biodiversidade*. Lisboa: Fundação Francisco Manuel dos Santos.
- Mascaró, L.; Mascaró, J. (2002). *Vegetação urbana*. UFRGS/FINEP. Porto Alegre,
- Mazzei, K., Colesanti, M. T. M., & dos Santos, D. G. (2007). Áreas verdes urbanas, espaços livres para o lazer. *Sociedade & Natureza*, 19(1), 33-43.
- McDonnell, A. S., & Strayer, D. L. (2024). Immersion in nature enhances neural indices of executive attention. *Scientific Reports*, 14(1), 1845.
- McPherson, E. G., & Simpson, J. R. (2011). i-Tree: Tools for assessing and managing community forests, *Arborist News*, 20(4), 16-19.
- McPherson, E.G.; Simpson, J.R.; Xiao Q.; Peper, P.J.; Maco, S.E., (2003). *Benefit-Cost Analysis of Fort Collins' Municipal Forest*. Center for Urban Forest Research, USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 39 pp.
- Mendes, A. (2017). Avaliação da Disponibilidade e Acessibilidade a Espaços Verdes em Quatro Áreas Urbanas: Lisboa, Porto, Braga e Coimbra. *Universidade Do Porto*, 80.
- Mendes, A. M. C. P., Silva, C. L. da, & Souza-Lima, J. E. de. (2010). Políticas públicas, desenvolvimento e as transformações do Estado brasileiro. In C. L. da Silva & J. E. de Souza-Lima (Eds.), *Políticas públicas e indicadores para o desenvolvimento sustentável*. São Paulo: Saraiva
- Menezes, G. D. O., Gonçalves, A., Ribeiro, A. C., Feliciano, M., & Bineli, A. R. (2017). *Análise do efeito de ilha de calor urbano na cidade de Bragança*.
- Milano, M., & Dalcin, E. (2000). *Arborização de vias públicas* (1ª ed.). Rio de Janeiro: LIGHT.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press. Washington, DC.
- Minaki, M., Amorim, M. C. D. C. T., & Martin, E. S. (2006). Ensaio teórico–metodológico sobre áreas verdes aplicado a um estudo de caso: diagnóstico dos referenciais terminológicos e a realidade in loco. *Formação (Online)*, 1(13).
- Mitchell, M. G., & Devisscher, T. (2022). Strong relationships between urbanization, landscape structure, and ecosystem service multifunctionality in urban forest fragments. *Landscape and Urban Planning*, 228, 104548.
- Monteiro, M. & Figueiredo, T., (2009). Terra sulcada de rios e inundada de cores. In: A. Fernandes, ed., *Bragança marca a história - A história marca Bragança*.

- Moreira, M. (2021). *A influência dos espaços verdes na temperatura do ar em meio urbano: O caso do jardim do marquês*. Porto: Faculdade de Letras da Universidade do Porto.
- Morero, A. M., dos Santos, R. F., & Fidalgo, E. C. C. (2007). Planejamento ambiental de áreas verdes: estudo de caso em Campinas–SP. *Revista do Instituto Florestal*, 19(1), 19-30.
- Mwendwa, P., & Giliba, R. A. (2012). Benefits and Challenges of Urban Green Spaces. *Chinese Journal of Population Resources and Environment*, 10(1), 73–79.
- Neto, S. V., Silva, C., Moreira, C. M., & Marques, M. C. (2007). Inventário de emissões de compostos orgânicos voláteis biogênicos pela floresta de Trás-os-Montes e Alto Douro, norte de Portugal. *Scientia Forestalis*, 76, 35-44.
- Neves, C. J. T., Silva, M. L., Marques, S. G. F., Sá, G. G., & Silva, A. C. da. (2019). Avaliação de indicadores ambientais urbanos em um espaço público da cidade de Fortaleza-CE. *Revista Tecnologia*, 40(2), 1–17.
- Nowak, D. J. (2021). *Understanding i-Tree: 2021*. Summary of Programs and Methods, U.S Department of agriculture, Forest Service.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Dwyer, J. F. (2002). Compensatory value of urban trees in the United States. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)*, 28(4), 194-199.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), 115-123.
- Nowak, D. J., Maco, S., & Binkley, M. (2018). i-Tree: Global tools to assess tree benefits and risks to improve forest management. *Arboricultural Consultant*. 51 (4): 10-13.
- Nowak, D. J.; Hirabayashi, S.; Bodine, A.; Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119-129.
- Nucci, J. C. (2008). Qualidade ambiental e Adensamento Urbano: Um estudo de Ecologia e Planejamento da Paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP) 2ª Edição, Curitiba.
- Nunes, L. A., Valques, I. J. B., Damasio, G. L., & Pagnussat, A. L. (2021). Uma reverberação do ideário britânico no Brasil: o Green-Belt de Maringá e o Green-Wedge de Cianorte A reverberation of British ideas in Brazil: the greenbelt of Maringá and the green wedge of Cianorte. *Brazilian Journal of Development*, 7(7), 74801-74819.
- Nunes, L., Dias, S., Duarte, I., Soares, A.L., Rego, F. (2021). *Árvores na Linha: Estudos de Quantificação dos serviços de ecossistema e gestão do arvoredo urbano de Cascais*. ISA/CMC.
- Oliveira, C. H. D. (1996). *Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes diagnóstico e propostas*. [Dissertação de Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais]. Universidade Federal de São Carlos.
- Organização das Nações Unidas – ONU. (2022). *Habitat: a população mundial será 68% urbana até 2050*. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/188520-onu-habitat->

[popula%C3%A7%C3%A3o-mundial-ser%C3%A1-68-urbana-at%C3%A9-2050.](#)

- Osako, L. K., Brito, L., & Silva, P. A. (2022). Árvores de florestas urbanas: uma ótica ecológica para uma gestão promotora e mantenedora da biodiversidade na cidade. *Research, Society and Development*, 11(1), e31811124887- e31811124887.
- Páez, A., Scott, D. M., & Morency, C. (2012). Measuring accessibility: positive and normative implementations of various accessibility indicators. *Journal of transport geography*, 25, 141-153.
- Paiva, B., Luz, L., & Silva, C. (2022). Sistemas de áreas verdes da Cidade Universitária Professor José da Silveira Netto, da UFPA, em Belém (PA). *Novos Cadernos NAEA*, 25(1).
- Paiva, H. N., & Gonçalves, W. (2002). *Florestas urbanas: planejamento para melhoria da qualidade de vida*. Aprenda Fácil Editora.
- Palomo, P. (2003). *La planificación verde en las Ciudades*. Barcelona: Gustavo Gili.
- Pança, F. A. (2021). *Avaliação dos benefícios ambientais de soluções baseadas na natureza com o software i-Tree – O caso da Zona Industrial de Bragança - Portugal*. [Dissertação de Mestrado]. Instituto Politécnico de Bragança.
- Passos, C. C. (2019). *Ecologia de foraminíferos bentônicos das regiões da Passagem do Drake e Ilha de Marambio, Península Antártica*. [Tese de Doutorado]. Universidade de São Paulo.
- Pereira, M. P. R. (2011) - *Espaços verdes urbanos. Contributo para a optimização do planeamento e gestão. Freguesias de Oeiras e S. Julião da Barra*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Pinto, L. V., Ferreira, C. S. S., Inácio, M., & Pereira, P. (2022). Urban green spaces accessibility in two European cities: Vilnius (Lithuania) and Coimbra (Portugal). *Geography and Sustainability*, 3(1), 74-84.
- Portas, N., Domingues, Á., Cabral, J., Grilo, E. M., & Ferrão, J. (2003). *Políticas urbanas: tendências, estratégias e oportunidades*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- Queiroz, O., Vasconcelos, L. & Hirata, S. (2012). As áreas verdes no ambiente periurbano. *Ecologia*, 6, 40-49.
- Rani, B., Singh, U., Chuhan, A. K., Sharma, D., & Maheshwari, R. (2011). Photochemical smog pollution and its mitigation measures. *Journal of Advanced Scientific Research*, 2(04), 28-33.
- Rebelo, D. F. S. (2023). *Serviços dos ecossistemas providenciados pelo arvoredo urbano da cidade de Loulé*. [Dissertação de Mestrado]. Universidade do Algarve.
- Rego, F. C., Bunting, S. C., Strand, E. K., & Godinho-Ferreira, P. (2019). *Applied landscape ecology*. John Wiley & Sons.
- Reis, M. G. S. (2021). *Caracterização da estrutura arbórea e ações de melhoria: o caso do campus do IPB* [Dissertação de Mestrado]. Instituto Politécnico de Bragança.
- Rotermund, R. M. (2012). *Análise e Planeamento da Floresta Urbana Enquanto Elemento da Infraestrutura Verde: Estudo Aplicado à Bacia do Córrego Judas /*

- Maria Joaquina, São Paulo, SP. [Dissertação de Mestrado em Arquitetura e Urbanismo]. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo. São Paulo: Universidade de São Paulo.*
- Russo, A., Chan, W. T., & Cirella, G. T. (2021). Estimating air pollution removal and monetary value for urban green infrastructure strategies using web-based applications. *Land, 10*(8), 788.
- Sá, J. F. F. (2013). *Espaços verdes em meio urbano: uma abordagem metodológica com base em serviços de ecossistema*. [Dissertação de Mestrado]. Instituto Superior Técnico.
- Salgueiro, T. B. (2005). Transformação Urbana in Carlos Alberto Medeiros (Direção), *Geografia de Portugal, tomo 2 – Sociedade, Paisagens e Cidades, parte IV – Paisagens Urbanas*; Lisboa: Círculo de Leitores.
- Salmond, J. A., Tadaki, M., Vardoulakis, S., Arbuthnott, K., Coutts, A., Demuzere, M., Dirks, K. N., Heaviside, C., Lim, S., Macintyre, H., McInnes, R. N., & Wheeler, B. W. (2016). Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environmental Health, 15*, 95-111.
- Santamour Junior, F. S. (2002). *Trees for urban planting: diversity uniformity and common sense*. Agriculture Research Service. Washington: U. S. National Arboretum
- Saporetto Jr., A. Meira Neto, J. A. & Almado, R. P.(2003). Fitossociologia de cerrado sensu stricto no município de Abaeté, MG. *Revista Árvore, 27*(3), 413–419.
- Shanahan, D. F., Lin, B. B., Bush, R., Gaston, K. J., Dean, J. H., Barber, E., & Fuller, R. A. (2015). Toward improved public health outcomes from urban nature. *American journal of public health, 105*(3), 470-477.
- Sharma, R., Bakshi, B. R., Ramteke, M., & Kodamana, H. (2024). Quantifying ecosystem services from trees by using i-tree with low-resolution satellite images. *Ecosystem Services, 67*, 101611.
- Shinzato, P. (2009). *O impacto da vegetação nos microclimas urbanos*. [Dissertação de Mestrado]. Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo.
- Silva, M. I. L. A. e. (2015). *Planeamento, gestão e manutenção da floresta urbana: O caso da cidade do Porto* [Dissertação de mestrado]. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- Silva, R. (2012). *Espaços verdes urbanos*. Departamento de Arquitetura, Ciências e Tecnologia, Uniersidade Católica Portuguesa.
- Simões, V.C. (2003). *A Função social dos espaços verdes públicos urbanos, um estudo para o concelho de Lisboa*. [Relatório do Trabalho de Fim de Curso]. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa.
- Steinbrecher, R., Smiatek, G., Köble, R., Seufert, G., Theloke, J., Hauff, K., ... & Curci, G. (2009). Intra-and inter-annual variability of VOC emissions from natural and semi-natural vegetation in Europe and neighbouring countries. *Atmospheric Environment, 43*(7), 1380-1391.
- Soares, A,L., Nunes, L., Duarte, I,M., Gaião, D., Rego, F,C., Dias, S. (2022). *Serviços dos ecossistemas das árvores de arruamento da cidade de Lisboa*. Relatório técnico, Centro de Ecologia Aplicada “Prof. Baeta Neves” (CEABN-InBIO) Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa (Lisboa), Lisboa, pp:

- Soares, A. L. (2006). *O valor das árvores: árvores e floresta urbana de Lisboa*. [Tese de doutoramento]. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia.
- Soares, A. L., & Castel-Branco, C. (2007). As árvores da cidade de Lisboa. In J. S. Silva, *Floresta e Sociedade Uma História Comum* (pp. 289-334). Lisboa: Público, Comunicação Social, AS.
- Soares, A. L., Rego, F. C., McPherson, E. G., Simpson, J. R., Peper, P. J., & Xiao, Q. (2011). Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(2), 69-78.
- Song, P., Kim, G., Mayer, A., He, R., & Tian, G. (2020). Assessing the ecosystem services of various types of urban green spaces based on i-Tree Eco. *Sustainability*, 12(4), 1630.
- Swanwick, C., Dunnett, N., & Woolley, H. (2003). The Nature, Role and Value of Green Space in Towns and Cities – An Overview. *Built Environment*, 29(2), 94-106.
- Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I. M., & Murphy, A. (2015). *Fisiologia e desenvolvimento vegetal* (6ª ed.). Artmed.
- Teixeira, B. I. S. (2023). Influência das dinâmicas temporais e espaciais da temperatura no uso dos Jardins do Palácio de Cristal. [Dissertação de Mestrado]. Universidade do Porto.
- Tendais, I., & Ribeiro, A. I. (2020). Espaços verdes urbanos e saúde mental durante o confinamento causado pela Covid-19. *Finisterra-Revista Portuguesa de Geografia*, 55(115), 183-188.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *A economia dos ecossistemas e da biodiversidade para formuladores de políticas locais e regionais*. p. 260
- Thompson, C. W., Aspinall, P., & Roe, J. (2014). Access to green space in disadvantaged urban communities: evidence of salutogenic effects based on biomarker and self-report measures of wellbeing. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 153, 10-22.
- Tolffo, F. A. (2015). *O pagamento por serviços ecossistêmicos como instrumento de gestão ambiental para o espaço urbano*. [Dissertação de Mestrado]. Programa de Pós-Graduação em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade, Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo
- Troy, A., & Grove, J. M. (2008). Property values, parks, and crime: A hedonic analysis in Baltimore, MD. *Landscape and urban planning*, 87(3), 233-245.
- Turner-Skoff, J. B., & Cavender, N. (2019). The benefits of trees for livable and sustainable communities. *Plants, People, Planet*, 1(4), 323-335.
- Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K., & De Vries, S. (2005). Benefits and uses of urban forests and trees. *Urban forests and trees: A reference book*, 81-114.
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and urban planning*, 81(3), 167-178.


- Uhl, C. & Murphy, P. G. (1981). Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin of Venezuela. *Tropical Ecology*, 22(2), 219–237
- Ulrich, R. S. (1984). View through a window may influence recovery from surgery. *science*, 224(4647), 420-421.
- United Nations – ONU (2015). Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1.
- United Nations – ONU. (2018). *World urbanization prospects: The 2018 revision - Key facts*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. Disponível em: <https://population.un.org/wup/publications/Files/WUP2018-KeyFacts.pdf>.
- United States Forest Service (2020). i-Tree Eco User's Manual 7.15.2020.
- United States Forest Service. (2006). *What is i-Tree?*
- Vidal, D. G., Dias, R. C., Oliveira, G. M., Dinis, M. A. P., Filho, W. L., Fernandes, C. O., ... & Maia, R. L. (2022). A review on the cultural ecosystem services provision of urban green spaces: perception, use and health benefits. *Sustainable Policies and Practices in Energy, Environment and Health Research: Addressing Cross-cutting Issues*, 287-331.
- Vieira, M. (2007). *O Jardim e a Paisagem* (1ª ed.) São Paulo: Annablume.
- Wolf, K. L. (1998). Urban Nature Benefits: Psycho-social dimensions of people and plants. *University of Washington, College of Forest Resources Fact Sheet, 1*.
- Wu, W. (2023). *Graduate Program in Sustainability Science Global Leadership Initiative Graduate School of Frontier Sciences*; University of Tokyo: Tokyo, Japan.

LEGISLAÇÃO CONSULTADA

- Aviso n.º 4407/2009 – *Aprovação final do Plano de Urbanização de Bragança*. Diário da República n.º 39/2009, Série II de 25 de fevereiro de 2009.
- Aviso n.º 12248-A/2010 – *Aprovação final do Plano Director Municipal de Bragança*. Diário da República n.º 117/2010, 1º Suplemento, Série II de 18 de junho de 2010.
- Aviso n.º 11622/2012 – *Aprova o Plano Director Municipal de Lisboa* Lisboa: Diário da República, Série II, n.º 168, de 30 de agosto de 2012.
- Aviso n.º 1934/2023 – *Primeira alteração ao Plano Director Municipal do Porto*. Diário da República n.º 20/2023, Série II de 27 de janeiro de 2023.
- Lei n.º 11/87 – *Lei de bases do Ambiente*. Diário da República n.º 81, Série I, de 7 de abril de 1987.
- Lei n.º 59/2021 – *Regime jurídico de gestão do arvoredado urbano*. Diário da República n.º 160/2021, Série I de 18 de agosto de 2021.

ANEXO I

Efeitos hidrológicos das árvores por espécie

Hydrology Effects of Trees by Species									
Location: Braganca, Terras de Tras-s-Montes, Continente, Portugal									
Project: Tese, Series: 1, Year: 2024									
Species Name	Number of Trees	Leaf Area (ha)	Potential Evapotranspiration (m ³ /yr)	Evaporation (m ³ /yr)	Transpiration (m ³ /yr)	Water Intercepted (m ³ /yr)	Avoided Runoff (m ³ /yr)	Avoided Runoff Value (€/yr)	
Cupressus lusitanica	59	1,44	1.013,50	67,38	402,57	67,68	14,93	138,38	
Platanus x hybrida	43	1,23	868,68	57,76	345,04	58,01	12,79	118,61	
Tilia tomentosa	34	0,58	407,27	27,08	161,77	27,20	6,00	55,61	
Aesculus x carnea	44	0,52	366,65	24,38	145,63	24,49	5,40	50,06	
Quercus rubra	22	0,47	334,18	22,22	132,74	22,32	4,92	45,63	
Acer pseudoplatanus	24	0,42	297,68	19,79	118,24	19,88	4,38	40,64	
Acer negundo	28	0,40	283,18	18,83	112,48	18,91	4,17	38,66	
Fraxinus angustifolia	24	0,37	264,34	17,58	105,00	17,65	3,89	36,09	
Catalpa bignonioides	40	0,31	219,58	14,60	87,22	14,66	3,23	29,98	
Cupressus sempervirens	38	0,30	210,54	14,00	83,63	14,06	3,10	28,75	
Chamaecyparis lawsoniana	17	0,26	186,83	12,42	74,21	12,48	2,75	25,51	
Populus x canadensis	10	0,16	114,45	7,61	45,46	7,64	1,69	15,63	
Betula pubescens	6	0,12	81,79	5,44	32,49	5,46	1,20	11,17	
Prunus avium	10	0,07	52,28	3,48	20,77	3,49	0,77	7,14	
Fagus sylvatica	5	0,04	31,04	2,06	12,33	2,07	0,46	4,24	
Prunus dulcis	9	0,04	25,16	1,67	10,00	1,68	0,37	3,44	
Cupressus arizonica	12	0,03	24,60	1,64	9,77	1,64	0,36	3,36	
Salix babylonica	1	0,03	24,23	1,61	9,62	1,62	0,36	3,31	
Aesculus hippocastanum	9	0,03	22,67	1,51	9,00	1,51	0,33	3,09	
Cryptomeria japonica	1	0,02	16,93	1,13	6,72	1,13	0,25	2,31	
Ilex aquifolium	17	0,02	16,06	1,07	6,38	1,07	0,24	2,19	
Pseudotsuga menziesii	1	0,02	14,00	0,93	5,56	0,94	0,21	1,91	
Platyclusus orientalis	2	0,02	12,30	0,82	4,89	0,82	0,18	1,68	
Cercis siliquastrum	1	0,01	9,70	0,65	3,85	0,65	0,14	1,32	
Ligustrum lucidum	12	0,01	8,26	0,55	3,28	0,55	0,12	1,13	
Populus nigra	1	0,01	7,29	0,48	2,90	0,49	0,11	1,00	
Picea abies	6	0,01	7,22	0,48	2,87	0,48	0,11	0,99	
Quercus rotundifolia	1	0,01	5,67	0,38	2,25	0,38	0,08	0,77	
Prunus domestica	4	0,01	4,66	0,31	1,85	0,31	0,07	0,64	
Liquidambar styraciflua	4	0,01	4,53	0,30	1,80	0,30	0,07	0,62	
Tamarix africana	1	0,01	3,85	0,26	1,53	0,26	0,06	0,53	

Hydrology Effects of Trees by Species

Location: Braganca, Terras de Tras-s-Montes, Continente, Portugal

Project: Tese, Series: 1, Year: 2024



Species Name	Number of Trees	Leaf Area (ha)	Potential Evapotranspiration (m ³ /yr)	Evaporation (m ³ /yr)	Transpiration (m ³ /yr)	Water Intercepted (m ³ /yr)	Avoided Runoff (m ³ /yr)	Avoided Runoff Value (€/yr)
Castanea sativa	6	0,01	3,58	0,24	1,42	0,24	0,05	0,49
Arbutus unedo	3	0,00	3,45	0,23	1,37	0,23	0,05	0,47
Syringa vulgaris	2	0,00	2,93	0,19	1,16	0,20	0,04	0,40
Euonymus europaeus	3	0,00	2,59	0,17	1,03	0,17	0,04	0,35
Carpinus betulus	1	0,00	2,47	0,16	0,98	0,17	0,04	0,34
Hibiscus syriacus	4	0,00	2,16	0,14	0,86	0,14	0,03	0,30
Olea europaea	4	0,00	2,00	0,13	0,79	0,13	0,03	0,27
Liriodendron tulipifera	1	0,00	1,49	0,10	0,59	0,10	0,02	0,20
Juglans regia	1	0,00	1,46	0,10	0,58	0,10	0,02	0,20
Prunus laurocerasus	1	0,00	1,01	0,07	0,40	0,07	0,01	0,14
Cydonia oblonga	1	0,00	0,94	0,06	0,37	0,06	0,01	0,13
Sorbus aucuparia	2	0,00	0,56	0,04	0,22	0,04	0,01	0,08
Sequoia sempervirens	1	0,00	0,44	0,03	0,17	0,03	0,01	0,06
Malus domestica	1	0,00	0,25	0,02	0,10	0,02	0,00	0,03
Total	517	7,04	4.964,47	330,08	1.971,91	331,54	73,12	677,82

ANEXO II

Resumo dos benefícios das árvores por espécie

Benefits Summary of Trees by Species

Location: Braganca, Terras de Tras-s-Montes, Continente, Portugal

Project: Tese, Series: 1, Year: 2024



Species	Trees Number	Carbon Storage		Gross Carbon Sequestration		Avoided Runoff		Pollution Removal		Replacement Value (€)
		(metric ton)	(€)	(metric ton/yr)	(€/yr)	(m³/yr)	(€/yr)	(metric ton/yr)	(€/yr)	
Acer negundo	28	3,30	365,75	0,22	24,48	4,17	38,66	0,00	2,08	18.155,82
Acer pseudoplatanus	24	4,46	494,65	0,20	22,59	4,38	40,64	0,01	2,18	26.298,39
Aesculus x carnea	44	3,57	396,52	0,26	28,65	5,40	50,06	0,01	2,69	32.352,21
Aesculus hippocastanum	9	0,33	36,96	0,03	3,08	0,33	3,09	0,00	0,17	3.078,45
Arbutus unedo	3	0,02	2,40	0,00	0,42	0,05	0,47	0,00	0,03	238,32
Betula pubescens	6	0,73	81,35	0,05	5,54	1,20	11,17	0,00	0,60	5.295,82
Carpinus betulus	1	0,02	2,07	0,00	0,34	0,04	0,34	0,00	0,02	182,98
Catalpa bignonioides	40	2,06	228,33	0,17	18,93	3,23	29,98	0,00	1,61	23.480,74
Castanea sativa	6	0,02	1,96	0,00	0,46	0,05	0,49	0,00	0,03	296,52
Cercis siliquastrum	1	0,17	19,42	0,01	1,48	0,14	1,32	0,00	0,07	1.312,52
Chamaecyparis lawsoniana	17	3,72	412,86	0,13	14,61	2,75	25,51	0,00	1,37	25.484,53
Cryptomeria japonica	1	0,13	14,88	0,01	0,95	0,25	2,31	0,00	0,12	1.315,98
Cupressus arizonica	12	0,71	78,57	0,06	6,21	0,36	3,36	0,00	0,18	5.183,68
Cupressus lusitanica	59	33,19	3.683,72	0,86	95,28	14,93	138,38	0,02	7,44	147.712,37
Cupressus sempervirens	38	5,90	655,33	0,29	31,84	3,10	28,75	0,00	1,54	34.917,05
Cydonia oblonga	1	0,02	2,51	0,00	0,47	0,01	0,13	0,00	0,01	221,25
Euonymus europaeus	3	0,06	6,64	0,01	1,26	0,04	0,35	0,00	0,02	553,66
Fagus sylvatica	5	0,24	26,34	0,02	2,05	0,46	4,24	0,00	0,23	2.972,75
Fraxinus angustifolia	24	1,87	207,13	0,12	13,55	3,89	36,09	0,00	1,94	19.771,79
Hibiscus syriacus	4	0,01	1,64	0,01	0,63	0,03	0,30	0,00	0,02	341,51
Ilex aquifolium	17	0,30	32,93	0,03	3,54	0,24	2,19	0,00	0,12	3.893,85
Juglans regia	1	0,01	1,60	0,00	0,38	0,02	0,20	0,00	0,01	236,15
Ligustrum lucidum	12	0,08	8,36	0,02	1,80	0,12	1,13	0,00	0,06	1.498,69
Liquidambar styraciflua	4	0,02	2,75	0,00	0,50	0,07	0,62	0,00	0,03	802,68
Liriodendron tulipifera	1	0,01	0,73	0,00	0,22	0,02	0,20	0,00	0,01	186,03

Benefits Summary of Trees by Species

Location: Braganca, Terras de Tras-s-Montes, Continente, Portugal

Project: Tese, Series: 1, Year: 2024



Species	Trees Number	Carbon Storage		Gross Carbon Sequestration		Avoided Runoff		Pollution Removal		Replacement Value (€)
		(metric ton)	(€)	(metric ton/yr)	(€/yr)	(m³/yr)	(€/yr)	(metric ton/yr)	(€/yr)	
Malus domestica	1	0,01	0,80	0,00	0,11	0,00	0,03	0,00	0,00	73,39
Olea europaea	4	0,02	2,50	0,00	0,45	0,03	0,27	0,00	0,01	340,85
Picea abies	6	0,14	15,12	0,01	1,05	0,11	0,99	0,00	0,05	1.914,58
Platanus x hybrida	43	7,36	817,34	0,33	36,69	12,79	118,61	0,01	6,37	72.347,28
Populus x canadensis	10	1,07	118,52	0,07	7,53	1,69	15,63	0,00	0,84	7.474,83
Populus nigra	1	0,08	8,51	0,01	0,85	0,11	1,00	0,00	0,05	699,56
Prunus avium	10	1,51	167,79	0,06	6,68	0,77	7,14	0,00	0,38	6.046,70
Prunus domestica	4	0,08	8,65	0,01	1,45	0,07	0,64	0,00	0,03	1.167,52
Prunus dulcis	9	0,47	52,23	0,05	5,88	0,37	3,44	0,00	0,18	4.185,57
Prunus laurocerasus	1	0,02	1,72	0,00	0,45	0,01	0,14	0,00	0,01	146,38
Pseudotsuga menziesii	1	0,08	8,90	0,00	0,34	0,21	1,91	0,00	0,10	2.088,31
Quercus rotundifolia	1	0,12	13,71	0,01	0,66	0,08	0,77	0,00	0,04	839,15
Quercus rubra	22	4,08	452,64	0,20	22,71	4,92	45,63	0,01	2,45	29.802,74
Salix babylonica	1	0,46	51,18	0,02	1,98	0,36	3,31	0,00	0,18	1.740,01
Sequoia sempervirens	1	0,00	0,32	0,00	0,11	0,01	0,06	0,00	0,00	71,47
Sorbus aucuparia	2	0,01	0,57	0,00	0,22	0,01	0,08	0,00	0,00	92,25
Syringa vulgaris	2	0,06	7,18	0,01	1,02	0,04	0,40	0,00	0,02	988,38
Tamarix africana	1	0,09	9,88	0,01	1,07	0,06	0,53	0,00	0,03	836,79
Platycladus orientalis	2	0,32	35,99	0,02	1,89	0,18	1,68	0,00	0,09	2.072,80
Tilia tomentosa	34	2,89	320,90	0,17	19,11	6,00	55,61	0,01	2,99	39.354,49
Total	517	79,82	8.859,84	3,51	389,50	73,12	677,82	0,08	36,43	528.066,80

ANEXO III

Emissões de Compostos Orgânicos Voláteis das árvores por espécie

VOC Emissions of Trees by Species Location: Braganca, Terras de Tras-s-Montes, Continente, Portugal Project: Tese, Series: 1, Year: 2024			
Species Name	Monoterpene (kg/yr)	Isoprene (kg/yr)	Total VOCs (kg/yr)
Acer negundo	1,2	0,0	1,2
Acer pseudoplatanus	1,0	0,0	1,0
Aesculus hippocastanum	0,0	0,0	0,0
Aesculus x carnea	0,2	0,1	0,2
Arbutus unedo	0,0	0,0	0,0
Betula pubescens	0,2	0,0	0,2
Carpinus betulus	0,0	0,0	0,0
Castanea sativa	0,1	0,0	0,1
Catalpa bignonioides	0,1	0,0	0,1
Cercis siliquastrum	0,0	0,0	0,0
Chamaecyparis lawsoniana	0,4	0,0	0,4
Cryptomeria japonica	0,1	0,0	0,1
Cupressus arizonica	0,2	0,0	0,2
Cupressus lusitanica	8,9	0,0	8,9
Cupressus sempervirens	1,9	0,0	1,9
Cydonia oblonga	0,0	0,0	0,0
Euonymus europaeus	0,0	0,0	0,0
Fagus sylvatica	0,0	0,0	0,0
Fraxinus angustifolia	0,0	0,0	0,0
Hibiscus syriacus	0,0	0,0	0,0
Ilex aquifolium	0,0	0,0	0,0
Juglans regia	0,0	0,0	0,0
Ligustrum lucidum	0,0	0,4	0,4
Liquidambar styraciflua	0,0	0,1	0,1
Liriodendron tulipifera	0,0	0,0	0,0



VOC Emissions of Trees by Species

Location: Braganca, Terras de Tras-s-Montes, Continente, Portugal

Project: Tese, Series: 1, Year: 2024



Species Name	Monoterpene (kg/yr)	Isoprene (kg/yr)	Total VOCs (kg/yr)
Malus domestica	0,0	0,0	0,0
Olea europaea	0,0	0,0	0,0
Picea abies	0,1	0,1	0,2
Platanus x hybrida	0,0	6,7	6,8
Platycladus orientalis	0,1	0,0	0,1
Populus nigra	0,0	0,2	0,2
Populus x canadensis	0,4	4,0	4,4
Prunus avium	0,0	0,0	0,0
Prunus domestica	0,0	0,0	0,0
Prunus dulcis	0,0	0,0	0,0
Prunus laurocerasus	0,0	0,0	0,0
Pseudotsuga menziesii	0,0	0,0	0,0
Quercus rotundifolia	0,2	0,2	0,4
Quercus rubra	8,2	7,3	15,4
Salix babylonica	0,0	0,5	0,5
Sequoia sempervirens	0,0	0,0	0,0
Sorbus aucuparia	0,0	0,0	0,0
Syringa vulgaris	0,0	0,0	0,0
Tamarix africana	0,0	0,0	0,0
Tilia tomentosa	0,0	0,0	0,0
Total	23,4	19,5	42,9