



Raquel Ribeiro Viveiros

Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente

**A influência da vegetação em pequenos
espaços verdes na mitigação do efeito ilha de
calor urbano em Lisboa**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em:

Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente

Orientador: Maria Teresa Calvão Rodrigues, Professora, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor José Carlos Ribeiro Ferreira

Arguente(s): Prof. Doutor António Manuel Saraiva Lopes

Vogal(ais): Prof. Doutora Maria Teresa Calvão Rodrigues

A influência da vegetação em pequenos espaços verdes na mitigação do efeito ilha de calor urbano em Lisboa

Copyright © Raquel Ribeiro Viveiros, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Aos meus pais, família e todos os amigos e colegas que de
alguma forma me ajudaram.

Agradecimentos

Em primeiro lugar, quero agradecer aos meus orientadores, à Professora Maria Teresa Calvão Rodrigues (Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa) por toda a orientação, apoio, disponibilidade, críticas e sugestões ao longo da elaboração desta dissertação. Sinto que fui bem acompanhada e orientada ao longo de todos estes meses.

Agradeço também imensamente ao professor António Lopes do IGOT (Instituto Geográfico e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa) pelo acompanhamento e pelos convites que me dirigiu para diversas conferências relacionadas com o tema.

Agradeço igualmente ao professor José Canedo pelos contactos e pela ideia de estudar este tema em Lisboa, ao engenheiro Pedro Desidério pela orientação e pelo aconselhamento e encaminhamento para contactar o professor António Lopes, à Ana Cristina Lourenço e Inês Metelo pela disponibilidade em reunir na Câmara Municipal de Lisboa e pelas informações fornecidas. Ao Henrique Pinto Marques, assessor para o Espaço Público, Espaços Verdes, Higiene Urbana e Desporto da Junta de Freguesia de Campo de Ourique por disponibilizar a visita aos espaços e ao João Miguel Ribeiro pela ajuda e disponibilidade na aquisição e medição de dados.

Quero também agradecer a todas as outras pessoas que de alguma forma me ajudaram. A todos aqueles que me enviaram um documento, que me deram uma sugestão, apoio moral e motivação, especialmente à Teresa Brissos, ao Renato Viveiros, ao Diogo Rodrigues, à Carolina Viera, ao Fábio Aparício e ao João Galego.

Por último, mas não menos importante, quero agradecer aos meus pais e família. Agradeço todos os sacrifícios que fizeram e fazem por mim.

Resumo

Nas últimas décadas tem-se assistido à intensificação da expansão da mancha urbana, associada ao aumento de infraestruturas e serviços. Os impactes associados a estas alterações no espaço urbano juntamente com a emissão de gases de efeito de estufa são os principais responsáveis pelo aumento da temperatura urbana comparativamente com a temperatura nas áreas rurais (efeito ilha de calor). Este efeito contribui negativamente para o ambiente, a saúde e qualidade de vida da população.

De entre as principais medidas de mitigação deste fenómeno é destacada a importância das diferentes espécies de vegetação presentes numa determinada área. Assim, este estudo pretende avaliar o impacto do arrefecimento proporcionado pela vegetação (diminuição da ilha de calor) num pequeno espaço verde em Lisboa (Jardim Teófilo de Braga) utilizando o *software* ENVI-met. Os resultados obtidos demonstram que a introdução de diferentes espécies (autóctones e exóticas) influencia a temperatura sentida na área (superior à importância de aumentar o número de vegetação arbórea ou rasteira) e tem apresentada uma distribuição espacial dependente da direção do vento. O arrefecimento obtido através do aumento das espécies autóctones foi superior em 2°C comparativamente com o arrefecimento obtido através do aumento das espécies exóticas.

Este documento vem, assim, salientar a importância que o estudo das espécies a colocar ou substituir nos espaços verdes. As simulações mostram correto planeamento destes espaços pode dar origem à diminuição da temperatura na área em 2,4 °C. Assim, é recomendada a continuação dos estudos deste tema e a divulgação dos seus resultados juntamente das entidades de ordenamento e *design* dos espaços verdes.

Palavras-chave

Ilha de calor; Lisboa; espaços verdes; temperatura; ENVI-met; vegetação autóctone; vegetação exótica; planeamento urbano; ordenamento do território; sombra; evapotranspiração.

Abstract

In the last decades, we have witnessed the intensification of urban sprawl associated with the increase of facilities and services. The impacts related to these changes in urban space together with the emission of greenhouse gases are mainly responsible for the increase in urban temperature when compared to the temperature in rural areas (urban island heat effect). This effect contributes negatively to the environment, health and life quality of the population. Among the main mitigation measures for this phenomenon is the importance of the distinct species of vegetation present in a given area. Thus, this study intends to evaluate the impact of the cooling provided by the vegetation (decrease of the heat island) in a small green space in Lisbon (Jardim Teófilo de Braga) using ENVI-met. The results show that the introduction of different species (both native and exotic) influences the temperature felt in the area (higher than the importance of increasing the number of trees or undergrowth vegetation) and its spatial distribution is dependent on wind direction.

The cooling obtained by the increase of the autochthonous species was higher by 2°C compared to the cooling obtained by the increase of the exotic species. This document highlights the importance of studying the species to be placed or replaced in green spaces. A correct planning can allow the decrease of the temperature of an area in 2,4 °C. Thus, it is recommended the continuation of studies about this subject and the dissemination of its results together with the entities responsible for planning and designing green spaces.

Keywords:

Heat island; Lisbon; green spaces; temperature; ENVI-met; native vegetation; exotic vegetation; urban planning; land-use planning; shadow; evapotranspiration

Índice

Agradecimentos.....	
Resumo	II
Abstract	IV
Índice de figuras	VIII
Índice de tabelas	X
Simbologia.....	XII
1 Introdução.....	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Objetivos.....	2
1.3 Metodologia de investigação e estrutura da dissertação	3
2 Revisão de literatura.....	5
2.1 Ilha de calor	5
2.1.1 Definição.....	5
2.1.2 Testemunho da ICU noutras cidades	9
2.1.3 Formação	10
2.1.4 Consequências.....	18
2.2 Estratégias de mitigação	21
2.2.1 Estratégias globais	21
2.2.2 Estratégias em Lisboa	24
2.3 Vegetação	29
2.3.1 O valor da vegetação	29
2.3.2 Vegetação em Lisboa.....	32
2.3.3 Espécies autóctones e exóticas	41
2.4 Estratégias de avaliação do fenómeno	44
2.4.1 Utilizando Imagens Satélite.....	45
2.4.2 WRF.....	45
2.4.3 ENVI met	46
3 Metodologia	49
3.1 Descrição área de estudo	49
3.2 Funcionamento do ENVI-met	51
3.3 Aquisição de dados	54
3.4 Tratamento dos dados	58
3.5 Simulações realizadas	62
3.6 Validação dos resultados	70
4 Apresentação e discussão dos resultados.....	71
4.1 Análise das simulações.....	71
4.2 Análise visual das comparações	73

4.3	Análise estatística das comparações	78
5	Conclusões	85
5.1	Principais conclusões	85
5.2	Dificuldades e limitações do estudo	88
5.3	Desenvolvimentos futuros	88
	Referências bibliográficas	91
	Anexo I – Espaços verdes em Lisboa por freguesia	105
	Anexo II – Dados recolhidos na área de estudo	107
	Anexo III - Descrição das espécies da área de estudo	111
	Anexo IV – Resultados do teste de variância (ANOVA)	116

Índice de figuras

Figura 1 As diferentes ilhas de calor, conforme o local sujeito a estudo. Fonte: Fialho 2012.....	6
Figura 2 Frequência de ocorrência da ilha de calor em Lisboa. Fonte: Alcoforado <i>et al.</i> , 2014)	7
Figura 3 Ilha de calor noturna de Lisboa: Temperaturas normalizadas da atmosfera referentes a noites com vento Norte moderado (Andrade, 2003).....	8
Figura 4 Principais causas do efeito ilha de calor urbano. A azul estão representadas as variáveis de efeito permanente, a verde as de efeito temporário, a laranja as de efeito cíclico e a branco as variáveis controláveis. Adaptada de Busato <i>et al.</i> , 2014.	10
Figura 5 Estrutura ecológica de Lisboa. Fonte: Câmara Municipal de Lisboa, 2011.....	12
Figura 6 Variação diurna e noturna da temperatura superficial e atmosférica em diferentes ambientes. Fonte: USEPA, 2008b.	13
Figura 7 Lisboa categorizada por densidade de construção. Fonte: (Alcoforado <i>et al.</i> , 2006) .	14
Figura 8 a - Desvios de temperatura do ar do aeroporto durante uma noite de vento norte. b - Desvio da temperatura do ar do aeroporto em uma noite sem vento. c - Desvios com ventos de inverno e nevoeiro (Alcoforado e Dias, 2002).....	16
Figura 9 Mapa de suscetibilidade da população de Lisboa em 2011 Fonte: (Morais, 2011) ...	20
Figura 10 Delimitação das áreas para as quais são definidas orientações climáticas para o ordenamento urbano. Fonte: Alcoforado <i>et al.</i> (2006).	26
Figura 11 Localização dos diferentes espaços verdes classificados como naturais, naturalizados por gestão, naturalizados por abandono e seminaturais em Lisboa. Fonte: CML, 2015.....	34
Figura 12 Necessidades de manutenção verificadas no estudo de Soares (2008).....	38
Figura 13 Localização da área de estudo	49
Figura 14 Interações a variáveis consideradas no ENVI-met. Adaptada de Bruse, 2004.	53
Figura 15 Metodologia de aquisição de dados da vegetação do jardim	54
Figura 16 Variação da temperatura no Monte da Caparica no dia 26 de julho de 2016. Fonte: SNIRH, 2017	56
Figura 17 Metodologia utilizada para criar uma pasta de diretoria, os materiais e definir a área da simulação	58
Figura 18 Metodologia utilizada para espacializar as componentes na área	59
Figura 19 Metodologia de programas e correr a simulação.....	60
Figura 20 Metodologia utilizada para calcular o valor de PMV no Biomet.....	61
Figura 21 Metodologia de visualização e comparação dos resultados utilizando o Leonardo 2014.....	61
Figura 22 Jardim Teófilo de Braga e respetiva vegetação.....	62
Figura 23 Esquematização da área da simulação 2	63
Figura 24 Esquema do Jardim Teófilo de Braga e vegetação indígena aplicada na simulação 4	64

Figura 25 Esquema do Jardim Teófilo de Braga com o dobro da relva e vegetação indígena .	65
Figura 26 Esquema do Jardim Teófilo de Braga com vegetação indígena	67
Figura 27 Esquema do Jardim Teófilo de Braga com o dobro da relva e mais 1/2 das espécies arbóreas	68
Figura 28 Resultados das simulações 1 à esquerda e 2 à direita	71
Figura 29 Resultados das simulações 3 à esquerda e 4 à direita.	72
Figura 30 Resultados obtidos das simulações 5 à esquerda e 6 à direita.....	73
Figura 31 Comparação do jardim atualmente com a sua substituição por um bloco edificado (A)	74
Figura 32 Comparação do jardim atualmente com a situação do jardim constituído por espécies autóctones (B).....	74
Figura 33 Situação real do jardim em comparação com a situação de substituição por exóticas (C)	75
Figura 34 Vegetação autóctone em comparação com a situação referente ao dobro da relva(D)	75
Figura 35 Situação real em comparação com 3/2 das árvores autóctones(E)	76
Figura 36 Situação sem jardim em comparação com a aplicação de espécies exóticas (F)	76
Figura 37 Comparação da situação sem jardim o a situação 3/2 da vegetação autóctone (G) ..	77
Figura 38 Comparação da situação do dobro da relva com a situação de 3/2 da vegetação autóctone.....	77
Figura 39 Vegetação exótica em comparação com 3/2 de vegetação (I).....	78
Figura 40 Análise visual da série de dados.....	79
Figura 41 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação A)	80
Figura 42 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação B)	81
Figura 43 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação C)	81
Figura 44 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação D)	82
Figura 45 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação E)	82
Figura 46 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação F)	83
Figura 47 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação G).....	83
Figura 48 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação H)	84
Figura 49 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação I).....	84

Índice de tabelas

Tabela 1 Intensidade das Ilhas de Calor na Europa.....	9
Tabela 2 Qualidade do ar em Lisboa para o ano de 2011 Fonte: Agência Portuguesa do Ambiente & Laboratório de Referência do Ambiente, 2011; Maia <i>et al.</i> , 2015.....	15
Tabela 3 Escala de conforto com valores PMV e PET. Fonte: Oke 1982.....	18
Tabela 4 Medidas de mitigação da Ilha de Calor Urbana. Fonte: Joaquim, 2011.	22
Tabela 5 Quadro-resumo das orientacoes climaticas espacializadas para o ordenamento em Lisboa Grupos de climatopos Orientacoes. Fonte: Alcoforado <i>et al.</i> , 2006.....	25
Tabela 6 Resumo da história dos espaços verdes de Lisboa	32
Tabela 7 Principais espécies botânicas existentes em Lisboa em 1929, 1929, 1981 e 2003. Fonte: Soares, 2008.....	36
Tabela 8 Valor de importância das espécies mais comuns em Lisboa. Fonte: Soares, 2008. ...	37
Tabela 9 Valor das espécies estudadas por Soares (2008) adaptadas para em euros	40
Tabela 10 Número de ocorrências dos diferentes tipos de vegetação em Portugal (2005-2010). Fonte: Câmara Municipal de Lisboa, 2015.	42
Tabela 11 espécies arbóreas identificadas no jardim Teófilo de Braga	51
Tabela 12 Resumo das vantagens, desvantagens e material necessário de cada método referidos em 2.4.....	51
Tabela 13 Valores das alturas e larguras médios da vegetação utilizados	55
Tabela 14 Valores de temperatura e humidade relativa horária para o dia 26 de julho de 2016 em Lisboa.....	56
Tabela 15 Valores da humidade e temperatura do solo utilizados na simulação	57
Tabela 16 Parâmetros físicos e climáticos utilizados como constantes nas simulações	57
Tabela 17 Descrição geral das simulações efetuadas	61
Tabela 18 Características da vegetação autótone introduzidas na simulação 3	63
Tabela 19 Substituições de vegetação na simulação 3	64
Tabela 20 Espécies arbóreas exóticas identificadas utilizando o SIG Flora.on em Lisboa.	66
Tabela 21 Vegetação exótica que substituiu a vegetação existente no jardim	66
Tabela 22 Metodologia de comparação dos resultados obtidos	68
Tabela 23 Desvio padrão médio de cada comparação e intervalos considerados	80

Simbologia

- AML - Área Metropolitana de Lisboa
- APA - Agência Portuguesa do Ambiente
- CML - Câmara Municipal de Lisboa
- CO - Monóxido de Carbono
- COVs - Compostos Orgânicos Voláteis
- GEE - Gases Efeito de Estufa
- Hg - Mercúrio
- ICNF - Instituto de Conservação da Natureza e Florestas
- IC - Ilha de Calor
- ICU - Ilha de Calor Urbano
- INE - Instituto Nacional de Estatística
- IPMA - Instituto Português de Mar e Atmosfera
- Km - Kilómetros
- m - metros
- NCAR - National Center for Atmospheric Research
- NDVI - Normalized Difference Vegetation Index
- NO₂ - Dióxido de Azoto
- NO_x - Óxidos de Azoto
- O₃ - Ozono
- ONU - Organização Nações Unidas
- OT - Ordenamento de Território
- PDM - Plano Diretos Municipal
- PET - Physiological Equivalent Temperature
- PM_x - Partículas
- PMV - Predicted Mean Vote
- SO₂ - Dióxido de Enxofre
- SVF - Sky View Factor
- US - United States
- USEPA - United States Environmental Protection Agency
- UV - Radiação ultravioleta
- WRF - Weather Research and Forecasting

1 Introdução

1.1 Enquadramento

Nas últimas décadas tem-se assistido à intensificação da expansão da mancha urbana, associada a um crescimento exponencial da população mundial (Vardoulakis *et al.*, 2013). As Nações Unidas apontam que, em 2011, 72,9% da população europeia vivia em cidades, com Portugal a rondar os 61,1%. É esperado que em 2050 a população nas cidades aumente em cerca de 15% (United Nations, 2012). Os censos de 1864 a 2011 mostram uma tendência crescente do número de habitantes em Lisboa, que segue a tendência referida (INE, 2016).

O aumento da população e o desenvolvimento das cidades, com conseqüente alteração do uso e ocupação do solo, afeta o armazenamento e a transferência radiativa de calor e, conseqüentemente, o balanço de energia. Nas zonas urbanizadas, como as grandes cidades, a superfície terrestre é praticamente impermeável, muito povoada de edifícios, estradas e infraestruturas de suporte (USEPA, 2008a). Como resultado destas alterações, tem-se verificado o aumento da ocorrência de problemas ambientais severos, tais como: a reduzida qualidade do ar e água, ruído, desconforto térmico e problemas de saúde resultando na diminuição da qualidade de vida (Alcoforado *et al.*, 2014).

Ao fenómeno originado pelas alterações da superfície do solo e da atmosfera resultantes da urbanização, caracterizadas pela alteração do regime térmico do ambiente (a temperatura é mais elevada do que nas áreas ao seu redor) dá-se o nome de Efeito Ilha de Calor (Mathew *et al.*, 2016). Este efeito é um dos principais responsáveis pelo desconforto térmico referido e, consoante a sua escala e severidade, pode apresentar conseqüências para a saúde das populações. A diferença das propriedades térmicas das superfícies radiativas e a diminuição da taxa de evapotranspiração são os maiores responsáveis pela formação deste fenómeno (Kikon *et al.*, 2016).

Os espaços verdes urbanos, em particular as árvores e a vegetação densa, podem minimizar os impactes ambientais decorrentes do crescimento urbano, moderando o clima (nomeadamente a °C), e conseqüentemente diminuindo o consumo energético nos edifícios e a concentração de dióxido de carbono na atmosfera inferior. Estes espaços contribuem ainda para uma melhor qualidade do ar, diminuem a quantidade de águas pluviais para escoamento, o que conseqüentemente minora as inundações, reduzem os níveis de ruído e proporcionam habitat para a vida selvagem (favorecendo o aumento da biodiversidade) (Soares *et al.*, 2008). Por outro lado, a vegetação pode constituir um problema para a qualidade do ar na cidade, na medida em que pode dificultar a circulação do vento, impedindo a dispersão de poluentes e gases efeito estufa (GEE) (Andrade & Vieira, 2007).

Assim, as características dos espaços verdes tornam-se uma questão chave no planeamento e ordenamento do espaço urbano, contemplando o crescimento demográfico e assegurando a

manutenção ou melhoria da qualidade de vida. Assim, o planeamento urbano necessita de ter em conta todas as classes de ocupação e uso do solo, as suas características e comportamentos, nomeadamente a vegetação, de modo a que possam ser tomadas medidas de gestão territorial e mitigação do fenómeno ilha de calor mais conscientes e vantajosas.

Apesar de existirem alguns estudos realizados para a cidade de Lisboa, foram encontrados poucos que estudem as consequências reais que as alterações advindas do planeamento urbano podem significar para a população envolvente, nomeadamente relativamente ao conforto térmico. Existem alguns estudos efetuados à microescala, no entanto, estes não mostram sensibilidade no que respeita às espécies de vegetação existentes (Oliveira *et al.*, 2011). Desta forma, planeamentos futuros não têm uma base que lhe permita simular os efeitos das alterações urbanas, nomeadamente a implementação de espaços verdes, e que lhes indique o potencial arrefecimento de um espaço considerando o seu valor estético, as de manutenção e o valor das espécies introduzidas.

1.2 Objetivos

Esta dissertação incide no estudo da influência da vegetação no fenómeno ilha de calor atmosférica em pequenos jardins, tendo como intuito ser um documento de apoio à decisão para o planeamento dos espaços verdes da cidade de Lisboa.

Desta forma, pretende-se estudar um pequeno espaço verde da cidade de Lisboa representativo em termos de dimensão, constituição (densidade de vegetação e materiais) e a contribuição dos mesmos para a diminuição do efeito ilha de calor atmosférica. O objetivo é mostrar a potencial máxima mitigação do efeito da ilha de calor, para um jardim já existente, através de modificações das espécies vegetativas, da densidade de vegetação e do estudo da situação térmica do local sem jardim. Mais especificamente, este objetivo implica:

- Conhecer as variáveis e importância do fenómeno em ilha de calor no meio urbano e as principais medidas de controlo e mitigação do mesmo;
- Mostrar as vantagens que os espaços verdes apresentam para um bairro e de um correto planeamento;
- Averiguar quais os métodos de simulação mais adequadas ao estudo tendo em conta a indisponibilidade de medições dos parâmetros climáticos e a escala de trabalho;
- Estudar as vantagens e desvantagens de apostar na introdução de espécies autóctones invés de exóticas nos jardins públicos;
- Perceber a influência térmica de ter um espaço verde invés de um bloco de edifícios;
- Perceber se a escolha das espécies a introduzir num espaço influencia a dinâmica térmica do bairro e até mesmo a qualidade de vida da população;
- Conhecer o potencial máximo de alteração da dinâmica térmica sem alterar significativamente a arquitetura do jardim;

- Inferir acerca das vantagens da integração de estudos da vegetação nos projetos de planeamento e arquitetura urbana;
- Conhecer a influência da vegetação raseira na dinâmica térmica do jardim.

1.3 Metodologia de investigação e estrutura da dissertação

De modo a ser possível iniciar o estudo, é necessário conhecer a dimensão e importância do fenómeno em questão. Para tal, realizou-se primeiramente o estudo teórico do conceito e a revisão da literatura relativa à sua formação e consequências para o ambiente urbano. De seguida, analisaram-se estudos efetuados em diversas cidades e as medidas que foram aplicadas com vista a mitigação da ilha de calor. Dentre essas medidas é realizado um estudo mais aprofundado para as vantagens advindas da presença de vegetação arbórea em meio urbano, particularmente em Lisboa. Ainda na revisão de literatura foram estudados os modelos utilizados pelos outros autores na análise do fenómeno, foi feita uma pequena descrição dos métodos que possibilitou a sua comparação de modo a concluir qual o mais adequado ao estudo proposto neste documento.

Na metodologia (3) será apresentado o caso de estudo, um pequeno jardim representativo dos espaços verdes pequeno existentes em Lisboa (Jardim Teófilo de Braga), o funcionamento do *software* de simulação utilizado (ENVI-met), a metodologia de aquisição, tratamento e simulação dos dados e a validação dos resultados obtidos com recurso ao tratamento estatístico dos mesmos.

A esta, segue-se a apresentação e discussão dos resultados (4). Neste capítulo serão apresentadas imagens térmicas resultantes das simulações efetuadas, assim como a comparação das mesmas entre si permitindo compreender as diferenças resultantes das alterações da vegetação. No final deste capítulo será apresentada a análise estatística dos resultados obtidos mostrando se as diferenças de temperaturas obtidas são significativas.

Por fim, são retiradas as conclusões do trabalho (5), tal como as principais dificuldades e limitações que existiram na elaboração do mesmo e propostas de expansão do estudo baseadas na possível aplicação e utilização deste estudo no processo de tomada de decisão no que respeita ao planeamento e ordenamento da Grande Lisboa.

2 Revisão de literatura

2.1 Ilha de calor

2.1.1 Definição

De acordo com as estatísticas publicadas pelas Nações Unidas em 2012 (*The United Nations*, 2012), neste ano 52,1% da população mundial vivia em cidades. Em Portugal, esse valor é de 61,1%, sendo que em Lisboa a população urbana representa 26,7% da população total (Alcoforado *et al.*, 2014). As previsões apontam que em 2050, 67% da população mundial esteja concentrada nas cidades. A fuga para o meio urbano tem resultado não apenas dos efeitos da globalização, mas também da desertificação, redução da biodiversidade e fertilidade do solo nas zonas rurais, por uma maior procura de recursos (alimentares, transporte, energia, água e serviços) e também pela ampliação da malha urbana (Handay *et al.*, 1992; Kahn, 2006 in Alcoforado & Andrade 2015).

A expansão do território urbano implica alterações no uso do solo. O aumento da área impermeável (através da pavimentação e edificação), em contraste com a diminuição das áreas verdes, resulta no aumento da concentração de energia nas cidades. O balanço energético nas áreas urbanas é resultante das alterações ao uso do solo e atividades humanas e, como resultado, a temperatura nos centros urbanos torna-se mais alta do que nos arredores, originando o fenómeno ilha de calor urbano (Lopes, 2008; Alcoforado & Andrade, 2015).

A maior parte das cidades compreende um mosaico de áreas mais quentes (por exemplo, bairros de grande densidade de construção e tráfego intenso) e áreas mais frescas (como os espaços verdes e os planos de água). A intensidade ou magnitude da ilha de calor urbano (ICU) é quantificada pela máxima diferença de temperatura entre as áreas urbanizadas e as rurais ou a diferença entre a temperatura registada no local mais quente da cidade, num dado momento, e a temperatura mais baixa de todos os locais com características rurais que envolvem a cidade, registada à mesma hora (Alcoforado, 1992; Alcoforado *et al.*, 2009).

A ilha de calor difere consoante a sua localização, intensidade e magnitude. Existem essencialmente dois tipos de ilhas de calor, as ilhas de calor superficial e as ilhas de calor atmosféricas. Estas, diferem na maneira como são formadas, nas tecnologias utilizadas para as medir, pelos seus impactes e pelos métodos necessários à sua mitigação. A ilha de calor superficial define-se pela diferença entre a temperatura das superfícies do centro da cidade e a da periferia. A ilha de calor atmosférica é definida pela diferença entre a temperatura do ar em zonas urbanas e nas zonas periféricas (rurais). A figura 1 esquematiza a diferença entre as diferentes ilhas de calor (Fialho, 2012).

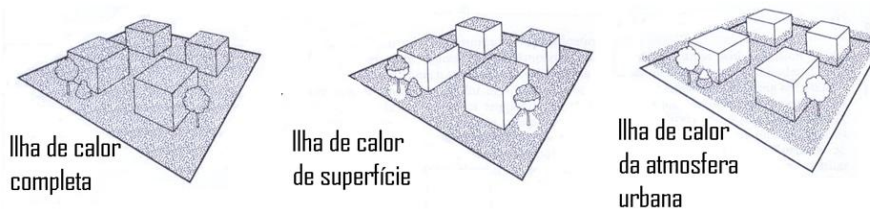


Figura 1 As diferentes ilhas de calor, conforme o local sujeito a estudo. Fonte: Fialho 2012

- ***Ilha de calor superficial***

Nos dias quentes e ensolarados de verão, o sol aquece as superfícies urbanas expostas, como telhados e pavimento, podendo as temperaturas destas superfícies ser entre 27 e 50 °C superiores à do ar. Em contraste, nas superfícies húmidas e sombrias (como os jardins) o aumento da temperatura não é tão pronunciado. As ilhas de calor superficiais fazem-se sentir durante o dia e a noite. No entanto, tendem a ser mais intensas durante o dia quando a incidência radiativa é maior, resultando numa maior diferença de temperatura. Em média, a diferença da temperatura superficial diurna encontra-se entre 10 e 15 °C e a noturna entre 5 e 10 °C (Voogt & Oke, 2003).

Em Lisboa, este fenómeno é verificado com maior frequência no final das tardes de Inverno, quando a temperatura das superfícies na periferia desce rapidamente e as áreas urbanas continuam com uma temperatura elevada. A diferença de temperatura das superfícies expostas da Baixa (centro) e do Aeroporto (periferia) foi estudada por Alcoforado diversas vezes desde 1986 até 2014. No verão, durante o dia, a periferia regista frequentemente temperaturas mais elevadas do que o centro da cidade (em cerca de 80% dos casos), mostrando a tendência para o aparecimento da ilha de frescura. Nesta estação o número de noites em que o centro está mais quente é muito menor do que na estação fria (Lopes, 2008).

A ilha de frescura é o fenómeno oposto ao da ilha de calor, ocorrendo quando o interior das cidades apresenta temperaturas menores do que as das áreas vizinhas (áreas rurais). Este fenómeno deve-se principalmente à ocorrência de brisas resultantes da proximidade a corpos de água, no caso de Lisboa as brisas advindas do Tejo e do Oceano Atlântico (Alcoforado *et al.*, 2006).

A temperatura superficial tem uma influência direta e significativa na temperatura atmosférica, especialmente na atmosfera urbana inferior (devido ao fenómeno da condução térmica). Parques e áreas com vegetação, que tipicamente apresentam superfícies com temperaturas menores, contribuem para a diminuição da temperatura do ar. Áreas de construção densa, por outro lado, tipicamente originam o aumento da temperatura do ar, uma vez que são caracterizadas por temperaturas mais elevadas (Fialho, 2012).

- ***Ilha de calor atmosférica***

A ilha de calor atmosférica pode ocorrer ao nível do solo e ao nível médio do topo dos edifícios, sendo designada por ilha de calor da atmosfera urbana inferior (*urban canopy layer*), ou na

parte acima da camada-limite (camada que ocorre a relativamente 1 km de altitude, situa-se na baixa troposfera e sofre diretamente a influência da superfície), em que as características de temperatura, humidade, turbulência e composição da atmosfera são influenciadas pela presença da cidade (podendo estender-se até 1,5 km), este fenómeno designa-se por ilha de calor da atmosfera urbana superior (*urban boundary layer*) (Oke,1982).

A ilha de calor da atmosfera superior é frequentemente fraca durante a manhã e o dia, tornando-se mais pronunciada após o por do sol devido à lenta libertação de calor por parte das infraestruturas urbanas. Em média, a diferença da temperatura diurna entre áreas urbanas e rurais encontra-se entre -1 e 3 °C. A diferença durante a noite situa-se entre 7 e 12 °C (Oke, 1982). Alcoforado *et al.*, (1998, 2002, 2006, 2008, 2009, 2010, 2014 e 2015) identificaram a ocorrência deste fenómeno em Lisboa. Estes estudos mostram que, para esta cidade, a ilha de calor ocorre preferencialmente quando o vento é fraco a moderado, em situações de calma atmosférica, durante as noites de Inverno.

Alcoforado (2006) conclui que a ilha de calor noturna em Lisboa apresenta valores entre 1°C e 4°C podendo atingir valores máximos de 6°C no final das tardes de verão. Os valores máximos ocorrem durante a noite, particularmente no verão, quando há emissão da energia armazenada durante o dia, após o pôr-do-sol e durante parte da noite. Durante o período noturno há uma persistente diferença positiva nas temperaturas das superfícies, que são normalmente mais elevadas no centro da cidade do que no Aeroporto, sendo que as maiores diferenças se verificaram na altura mais fria do ano (Alcoforado & Andrade, 2006) A figura 2 mostra que é entre as 9h e as 11h que existe menor ocorrência de ICU superiores a 2°C. Este valor vai aumentando até ao anoitecer atingindo o máximo entre as 20 e as 21h (70% dos casos) (Alcoforado *et al.*, 2014).

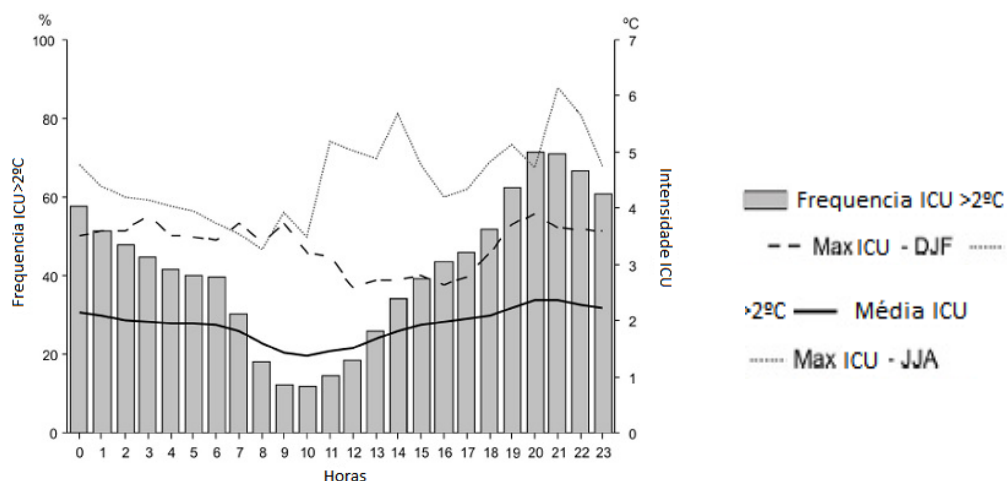


Figura 2 Frequência de ocorrência da ilha de calor em Lisboa. Fonte: Alcoforado *et al.*, 2014)

Segundo o estudo de Alcoforado em 1992, verifica-se a ocorrência deste fenómeno em cerca de 85% das noites de Inverno (dezembro a fevereiro) e 63% das noites de junho a agosto em Lisboa (Alcoforado, 1992). A menor frequência deste fenómeno nas noites de verão deve-se à

frequente adveção de ar fresco vindo de sudoeste (oceano e estuário) que tende a diminuir a temperatura na parte sul da cidade. Este facto revela, assim, a importância destas brisas na melhoria das condições de conforto térmico em Lisboa (Alcoforado & Andrade, 2006).

Durante os dias de verão com ventos de Norte, a Baixa e os bairros ribeirinhos, mais abrigados, apresentam as temperaturas do ar mais altas da cidade. Em dias com brisas provenientes do Oceano Atlântico e do estuário do Tejo, a temperatura na Baixa e em outros bairros ribeirinhos pode ser bastante inferior à que ocorre nos locais mais a norte (a Baixa pode estar 3 a 4°C mais fresca que o Aeroporto, verificando-se então o fenómeno ilha de frescura, (Alcoforado, 1992; Alcoforado *et al.*, 2006).

A figura 3 mostra a distribuição espacial da ilha de calor completa normalizada na cidade de Lisboa. Como é possível observar, a ICU apresenta uma forma tentacular, prolongando-se ao longo dos principais eixos de crescimento da cidade, atingindo os valores máximos na Baixa e nas Avenidas Novas, dependendo da direção do vento. As áreas mais frescas localizam-se, em geral, em Monsanto ou na periferia Norte de Lisboa (Andrade, 2003).

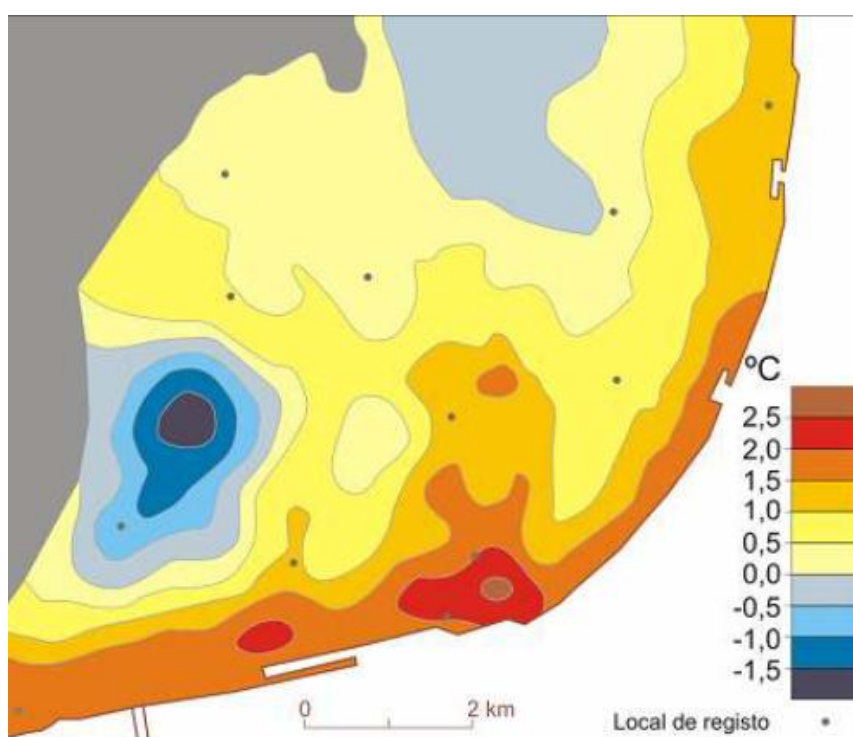


Figura 3 Ilha de calor noturna de Lisboa: Temperaturas normalizadas da atmosfera referentes a noites com vento Norte moderado (Andrade, 2003).

Como resultado da topografia do Parque Eduardo VII (em forma de depressão) e da existência de relva permanentemente húmida, as temperaturas são quase tão baixas neste parque como no fundo dos vales não construídos na parte oriental da cidade ou da Avenida de Ceuta. Assim, o decréscimo de temperatura é muito mais acentuado entre a Baixa e o Parque Eduardo VII, do que em direção às Avenidas Novas (Alcoforado *et al.*, 2006).

2.1.2 Testemunho da ICU noutras cidades

A ilha de calor urbano ocorre em grandes cidades como Buenos Aires, Melbourne, Chicago, Seoul, Londres, Nova Iorque, Madrid, Munique, Beijing, Tóquio e Shanghai. Geralmente, um valor comum para a variação da temperatura máxima numa cidade de tamanho médio na Europa é de 5-8 °C. No entanto, na Polónia foram registados 12 °C de diferença entre a zona urbana e a zona rural envolvente. A tabela seguinte (Tabela 1) sumariza algumas ocorrências deste fenómeno na Europa assim como a sua breve descrição (Acero *et al.*, 2013; Tan *et al.*, 2010).

Tabela 1 Intensidade das Ilhas de Calor na Europa

Cidades	Descrição do fenómeno	Referência
Barcelona, Espanha	O centro da cidade é 2,9 °C mais quente do que o aeroporto durante a noite. Os valores médios indicam que a intensidade da ICU mais elevada excedeu os 8,0 °C.	Vardoulakis <i>et al.</i> (2014)
Hungria	O efeito de ilha de calor alcança 2,9 °C durante condições anticiclónicas (dias de céu limpo, vento fraco e ausência de precipitação).	Unger (1996)
Paris, França	Compararam as medições entre locais urbanos e rurais durante o inverno de 1995. A intensidade da ilha de calor variou entre 0 °C e 6,0 °C com um valor máximo às 8:00h.	Dupont <i>et al.</i> (1999)
Aveiro, Portugal	Foi medida a diferença de temperatura entre as zonas urbanas e rurais entre as 23:00h e às 01:00h. Os resultados mostram que Aveiro, apesar de ser uma cidade pequena, tem uma morfologia urbana e clima que ocasionalmente originam uma ilha de calor que atinge uma intensidade de 7,5 °C.	Pinto e Orgaz Manso (2000)
Bassel, Suíça	Os resultados mostram uma intensidade da ilha de calor de 3,0 °C, valor observado após o pôr-do-sol, enquanto que durante a noite os valores foram inferiores.	Christen e Vogt (2004)
Roma, Itália	O fenómeno é noturno e está presente tanto durante o inverno (2,0 °C) quanto no verão (5,0 °C).	Bonacquisti <i>et al.</i> (2005)
Londres, Inglaterra	A intensidade do fenómeno na área de Londres chega a 8,9 °C.	Kolokotroni e Giridharan (2008)
Grécia, Atenas	Observou-se uma intensidade ICU média máxima mensal de 3,8 °C durante as noites de agosto de 2010, enquanto que as intensidades horárias instantâneas atingiram valores até 5,6 °C.	Santamouris <i>et al.</i> (2001)
Pádua, Itália	Os resultados indicam uma presença da ICU até 6 °C em zonas urbanas da cidade.	Busato <i>et al.</i> (2014)

2.1.3 Formação

O aquecimento das cidades é um exemplo de uma mudança climática local. As alterações climáticas locais resultantes das ICU diferem fundamentalmente das alterações climáticas globais na medida em que os seus efeitos diminuem com o aumento da distância à fonte e se limitam à escala local (Alcoforado & Andrade, 2015).

Os impactos das ilhas de calor urbano e das alterações climáticas globais (ou aquecimento global) são frequentemente semelhantes nos seus efeitos. As ilhas de calor urbano e as mudanças climáticas globais fazem aumentar o consumo de energia, especialmente a procura de ar condicionado no verão e a poluição do ar associada às emissões de gases de efeito estufa. Apesar das ilhas de calor em si não constituírem um fator de influência ao agravamento das alterações climáticas, as medidas para mitigar as ilhas de calor urbano podem influenciar as mudanças climáticas globais (Alcoforado & Andrade, 2015; USEPA, 2008b).

A energia radiante, em todos os comprimentos de onda, contribui para a formação das ilhas de calor urbano. A energia solar é composta por radiação de vários comprimentos de onda, nomeadamente raios ultravioleta (UV), luz visível e energia infravermelha, cada um atingindo a Terra em diferentes percentagens: 5% ultravioleta; 43% visível, e os restantes 52% infravermelha que é sentida como calor. A percentagem de energia solar refletida por uma superfície designa-se por albedo. As superfícies mais escuras tendem a ter valores de albedo menores do que as superfícies mais claras (USEPA, 2008b).

A formação da ilha de calor na atmosfera urbana inferior depende de diversos fatores, tais como a redução da vegetação nas áreas urbanas, as propriedades dos materiais urbanos, a geometria urbana, as emissões antropogénicas de calor, o clima e a localização geográfica do centro urbano (USEPA, 2008a). A figura 4 simplifica a relação destes fatores e a sua contribuição para o fenómeno.

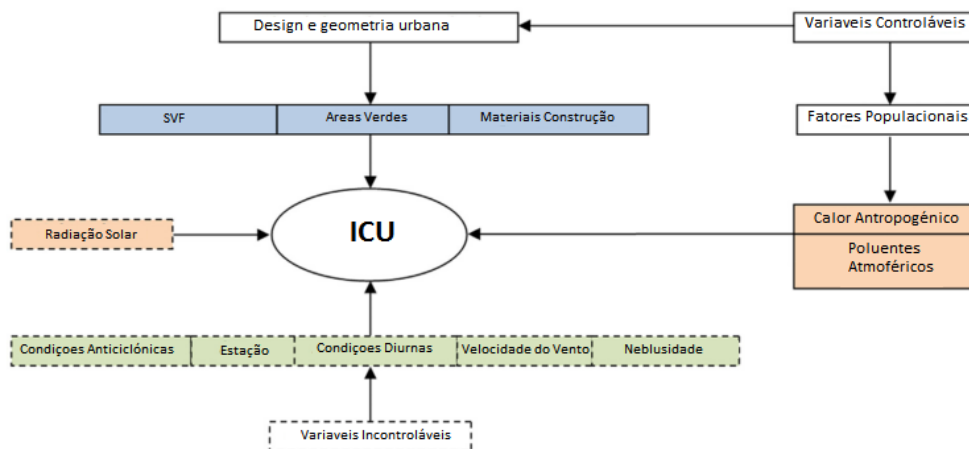


Figura 4 Principais causas do efeito ilha de calor urbano. A azul estão representadas as variáveis de efeito permanente, a verde as de efeito temporário, a laranja as de efeito cíclico e a branco as variáveis controláveis. Adaptada de Busato *et al.*, 2014.

Como é possível verificar na figura anterior, as principais fontes de calor são a radiação e o calor antropogénico e a forma como são sentidos dependem das condições climáticas e do *design* e geometria urbana. Existindo portanto um conjunto de factores que são considerados controláveis.

Descrevem-se em seguida os factores responsáveis pelo efeito IC, no geral, e para a cidade de Lisboa:

- **Redução da vegetação**

Nas áreas rurais, a vegetação e o solo descoberto dominam tipicamente a paisagem. O solo absorve água e as árvores e a vegetação reflectem fortemente a radiação do infravermelho próximo e fornecem sombra, o que ajuda a manter as temperaturas superficiais mais baixas. Ajudam igualmente a reduzir a temperatura do ar através da evapotranspiração, processo no qual as plantas perdem água, consumindo energia, o que tem, como consequência, a diminuição da temperatura. À medida que as cidades se desenvolvem, a vegetação inicialmente existente é perdida e substituída por superfícies pavimentadas ou cobertas com edificações que não retêm água como acontece como o solo. A mudança na cobertura do solo resulta em menos sombra e humidade, o que tem como consequência uma menor possibilidade de manter as áreas urbanas a uma temperatura mais baixa. As áreas construídas perdem menos água por evapotranspiração do que as áreas com vegetação, o que contribui para o aumento das temperaturas das superfícies e do ar no meio urbano (USEPA, 2008b).

Em Lisboa existem mais de 600 000 árvores, de diferente tamanho, coloração e formato, pertencentes a 200 espécies distintas. Algumas destas espécies são autóctones outras são exóticas (Câmara Municipal de Lisboa, 2010).

O estudo de Soares (2008) mostra que a influência do arvoredo na temperatura atmosférica pode ser muito significativa, parecendo ser função da espécie. Assim, *Celtis australis* conduziu a uma diferença de temperatura que atingiu 8,4 °C. *Sophora japonica 'Pendula'*, *Jacaranda mimosifolia*, *Ulmus spp.*, *Populus spp.* e *Tilia ssp.* são as espécies que exercem uma influência mais expressiva na regulação da temperatura do ar enquanto que *Schinus molle* e *Schinus terebenthifolia* são as que exercem uma menor interferência (Soares, 2008). No entanto, o mesmo estudo revela que a espécie não é o único fator determinante. Os autores mostram que as diferenças derivam das características do arvoredo presente (porte, dimensão da copa, compasso de plantação) e da zona envolvente, que inclui, em particular, as características da rua (Soares, 2008).

De modo a facilitar a visualização da distribuição da vegetação em Lisboa, segue-se a figura 5 que apresenta a estrutura verde de Lisboa (a estrutura ecológica). Nesta, identificam facilmente

grandes manchas verdes, correspondentes a espaços como o Parque Florestal de Monsanto e o Parque Eduardo VII, e os corredores verdes da cidade.

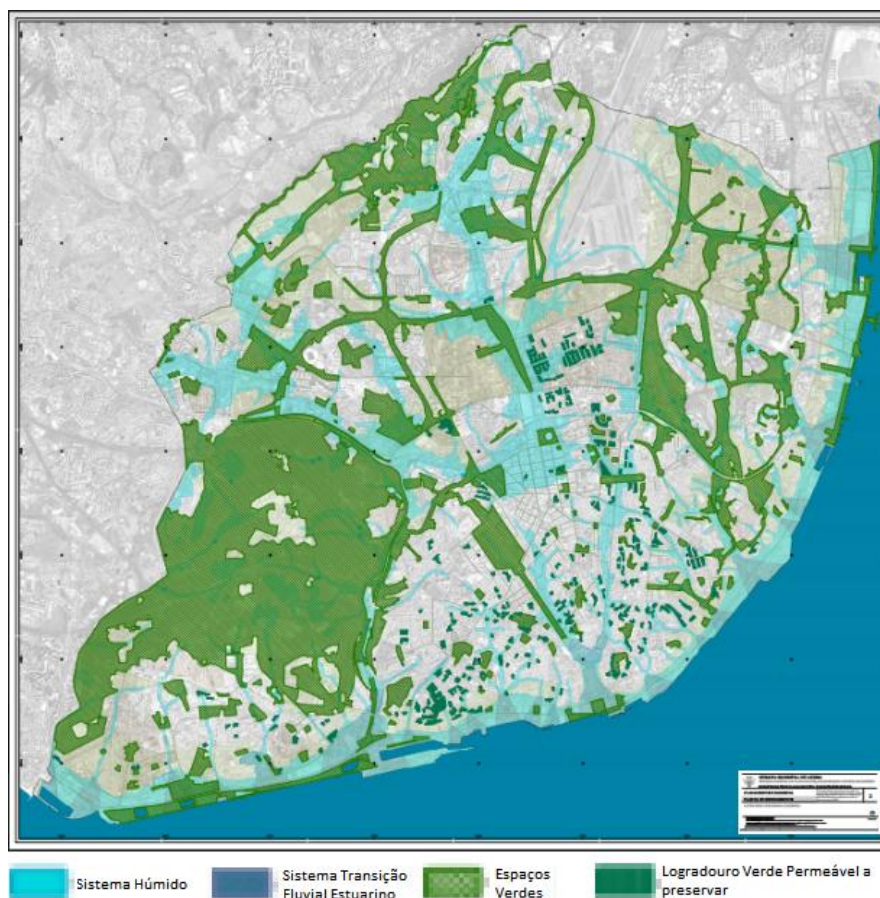


Figura 5 Estrutura ecológica de Lisboa. Fonte: Câmara Municipal de Lisboa, 2011.

- **Propriedades dos materiais urbanos**

As propriedades dos materiais urbanos, particularmente o albedo, a emissividade térmica (é a capacidade de um objeto emitir radiação eletromagnética) e a capacidade térmica (relação entre a quantidade de calor fornecida a um corpo e a variação de temperatura observada no mesmo), também influenciam o desenvolvimento das ilhas de calor urbano, uma vez que determinam a forma como a energia do sol é refletida, absorvida, transmitida e emitida pelos objetos e seuperfícies das cidades. A maioria dos materiais de construção, com exceção do metal, tem valores de emissividade térmica elevados, originando fenómenos de reflexões múltiplas da radiação. Muitos materiais de construção, como o aço e a pedra, têm maior capacidade térmica do que os materiais típicos das zonas rurais, como o solo seco e a areia. Como resultado, as cidades são tipicamente mais eficientes do que o meio rural em armazenar a energia solar absorvida na forma de calor que depois é transmitido à atmosfera circundante. No período diurno o centro das áreas metropolitanas pode absorver e armazenar o dobro da quantidade de calor em comparação com o ambiente rural (USEPA, 2008b).

A figura 6 permite uma melhor visualização e compreensão das diferenças entre a variação da temperatura superficial e atmosférica de dia e de noite, para zonas com diferente tipologia de uso (USEPA, 2008b). Pode-se verificar que as temperaturas superficiais são bastante mais elevadas do que as atmosféricas durante o dia, no entanto, durante a noite são similares (USEPA, 2008b). Por outro lado observa-se que as zonas mais densamente urbanizadas como o centro da cidade têm temperatura mais elevada do que as zonas mais residenciais ou as zonas rurais, quer de dia quer de noite.

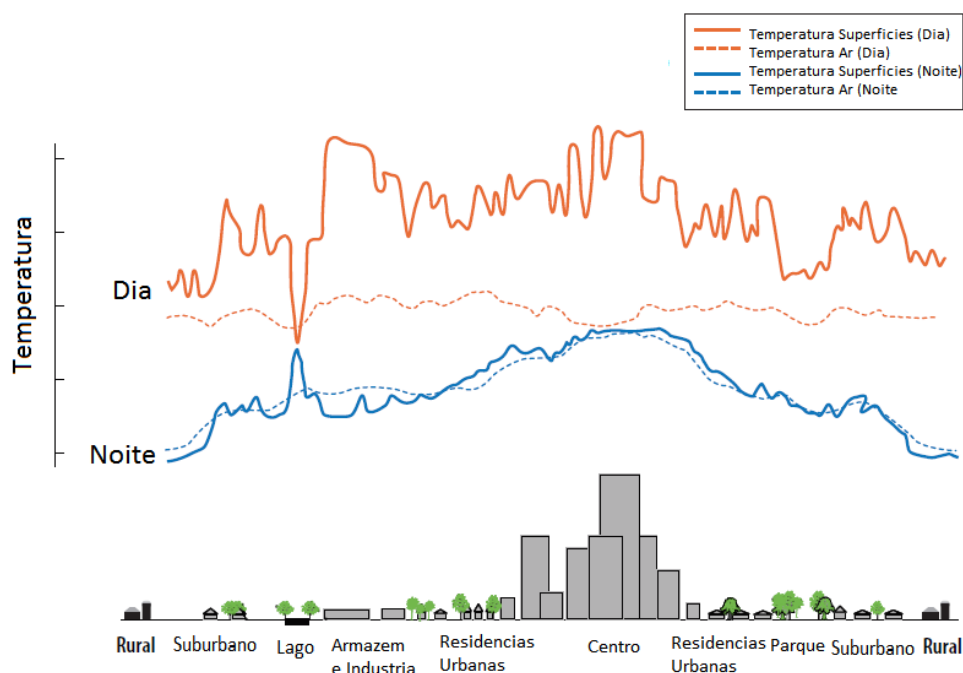


Figura 6 Variação diurna e noturna da temperatura superficial e atmosférica em diferentes ambientes. Fonte: USEPA, 2008b.

- **Geometria urbana**

O aumento da absorção da radiação solar nas cidades resulta da existência de uma maior área de absorção, consequência não só das “reflexões múltiplas” entre os prédios, mas também dos materiais de construção e cobertura.

Nas cidades, as superfícies e estruturas são frequentemente obstruídas por objetos, tais como edifícios vizinhos, tornando-se grandes massas térmicas que têm dificuldade em libertar o calor. O centro das cidades, no geral formado por edifícios altos, muito próximos, tem um baixo valor de SVF (Sky View Factor - a área visível do céu a partir de um determinado ponto na superfície), pois há apenas uma pequena área visível do céu. Além disso, a presença de edifícios altos e muito próximos vai influenciar a velocidade média do vento diminuindo as transferências de calor por advecção e resultando na redução da eficácia na remoção de poluentes (Voogt & Oke, 2003). Pelo contrário, um estacionamento aberto tem poucas obstruções, consequentemente tem um valor de SVF elevado.

Em Lisboa, as urbanizações foram implantadas de modo desorganizado criando uma barreira à progressão dos ventos dominantes e consequentemente um problema ambiental grave na cidade (Alcoforado *et al*, 2006). Na falta de eixos estruturantes largos e “arejados” (de que o eixo Norte/Sul é apenas uma exceção), que constituam corredores de ventilação de forma a permitir que o vento dominante de Norte possa “limpar” a cidade, as condições de ventilação no Sul da cidade, poderão tornar-se piores, o que contribuirá para aumentar os picos de poluição em certos locais e o desconforto térmico estival, ou ainda para incrementar a intensidade das vagas de calor, com as conhecidas consequências na saúde da população. A figura 7 mostra os resultados de um estudo realizado relativamente à densidade de construção nas diferentes zonas da cidade (topos, vertentes, planaltos, zonas ribeirinhas e fundos de vale) (Alcoforado *et al.*, 2006). Nesta figura é possível verificar a existência de áreas com maior ocupação na zona centro, os fundos de vale e os principais espaços verdes públicos que estão dispersos por toda a cidade.

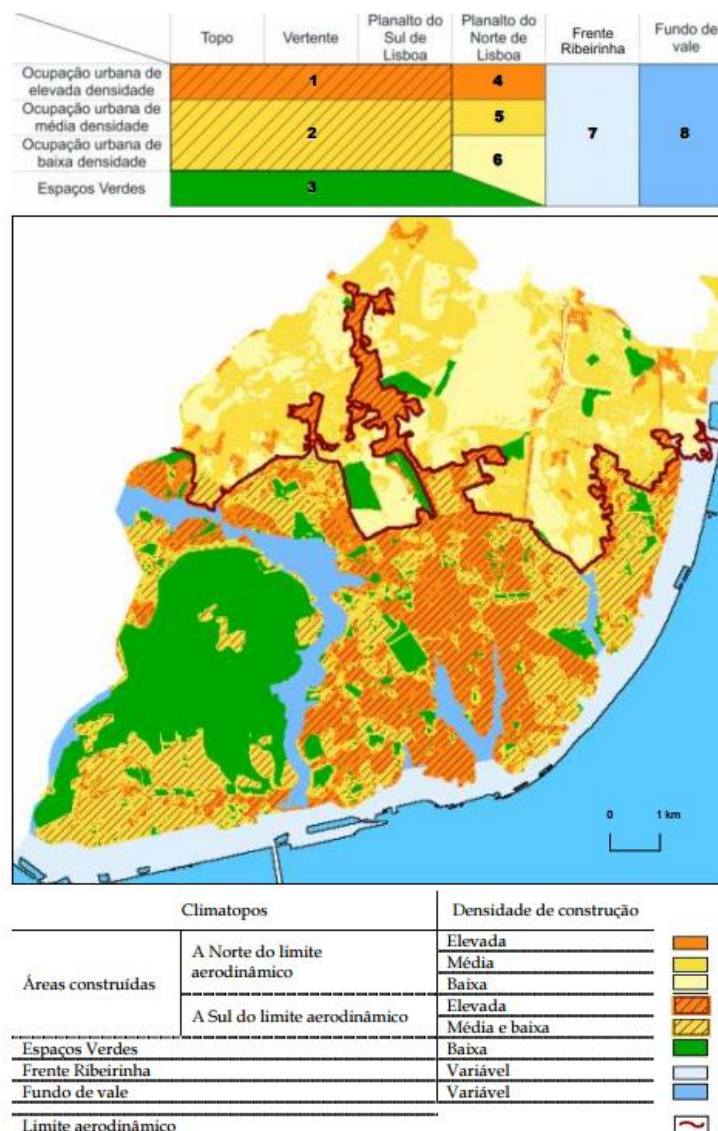


Figura 7 Lisboa categorizada por densidade de construção. Fonte: (Alcoforado *et al.*, 2006)

- **Emissões antrópicas de calor**

A poluição do ar contribui para a ocorrência do fenómeno efeito de estufa uma vez que a radiação é retida pelos gases presentes na atmosfera resultando num aumento da temperatura. A emissão de calor a partir dos edifícios, tráfego e metabolismo dos organismos vivos tem como consequência o aumento do *input* energético em áreas urbanas. Este parâmetro é estimado com base na quantidade total de energia usada para aquecimento e arrefecimento, aparelhos eletrónicos, transportes e processos industriais (Alcoforado *et al.*, 2006).

Em Lisboa, apesar dos níveis de poluição atmosféricas não serem, no geral, muito elevados, registam-se ocorrências pontuais de situações de poluição que ultrapassam os limites legais. O estudo de Henrique Andrade em 1996 mostra que os níveis mais elevados de NO₂ foram registados em Entrecampos e os de CO em Benfica. A Tabela 2 apresenta os valores médios de poluentes para o ano de 2011, em Lisboa e incumprimentos ao D.L. 102/2010 de 23 de setembro (APA, 2011).

Tabela 2 Qualidade do ar em Lisboa para o ano de 2011 Fonte: Agência Portuguesa do Ambiente & Laboratório de Referência do Ambiente, 2011; Maia *et al.*, 2015

	NO2	NOx	O3	CO	SO2	PM
Valor horário Max	283 µg/m ³	-	180 µg/m ³	1,59 mg/m ³	25,1 µg/m ³	-
Ultrapassou valor limite	Sim	-	Não	Não	Não	-
Valor médio anual	38,5 µg/m ³	67,1 µg/m ³	162 µg/m ³	-	15,7 µg/m ³	28,8 µg/m ³ (PM10) 12,5 µg/m ³ PM2,5)
Ultrapassou o Valor de proteção	-	Sim (vegetação)	Sim (saúde humana)	-	Não (saúde)	Não
Principais fontes	Reação	Transporte	Reação	Pequenas fontes de combustão	Produção de energia	Indústria

- **Clima e localização geográfica**

As condições climáticas são um fator de elevada importância na formação da ilha de calor, nomeadamente a temperatura, vento e humidade. O vento desempenha um papel fundamental no ambiente climático das cidades. No caso de Lisboa são particularmente importantes as brisas do mar, rio ou estuário. As consequências do vento são normalmente benéficas para a remoção de poluentes (Andrade, 1994 e 1996), como é o caso da Nortada. Pelo contrário, a circulação associada às brisas do mar (tal como nas brisas campo/cidade) pode ser ineficiente

na remoção da poluição atmosférica e levar mesmo ao seu incremento (Oke, 1987; Maria João Alcoforado *et al.*, 2010).

Na cidade de Lisboa faz-se sentir um clima de feição mediterrânica: Verão quente e seco, chuvas na estação fria e um Inverno moderado. O clima de Lisboa é influenciado por fatores geográficos regionais como a latitude e a proximidade do Oceano Atlântico e um regime de ventos marcado por uma elevada frequência de ventos Norte e Noroeste. A velocidade média horária do vento é superior a 15 km/h (4,2 m/s) e a precipitação anual é de 680 mm. Podem ocorrer rajadas que atingem 50 km/h ao início da tarde e 70 km/h ao anoitecer. Os ventos de sul e sudoeste, denominadas brisas do Oceano Atlântico e do Estuário do Tejo, ocorrem com menos frequência e intensidade e podem resultar no arrefecimento da frente ribeirinha e centro da cidade (Alcoforado, 1993:27; Lopes, 2003; Alcoforado, *et al.*, 2005).

O máximo de insolação na cidade de Lisboa ocorre no mês de Agosto, com uma probabilidade de 78% de insolação superior a 0,80 (Soares, 2008). Entre junho e setembro há 10%-20% de probabilidade de a temperatura máxima ser superior a 30°C e 5%-10% de probabilidade de ser igual ou superior a 32°C.

Como referido, a direção e intensidade do vento alteram a localização do centro da ilha de calor. Em Lisboa, quando o vento é forte, a temperatura é mais alta nos vales centrais devido a uma maior dissipação da energia nas colinas (figura 8 a). Por outro lado, quando não há vento, os topos das colinas urbanas são mais quentes, pois os vales beneficiam de alguma sombra (figura 8 b). Em condições de inverno calmo, os fundos dos vales são os pontos mais frios devido à drenagem do ar frio e a sua consequente concentração em locais baixos, particularmente se a densidade do edificado for baixa (Alcoforado & Andrade, 2006) Nos dias de Inverno, a ilha de frescura ocorre quando sopram ventos do Norte e o céu está limpo, em ocasiões de nevoeiro no Tejo, como é apresentado na figura 8 c.

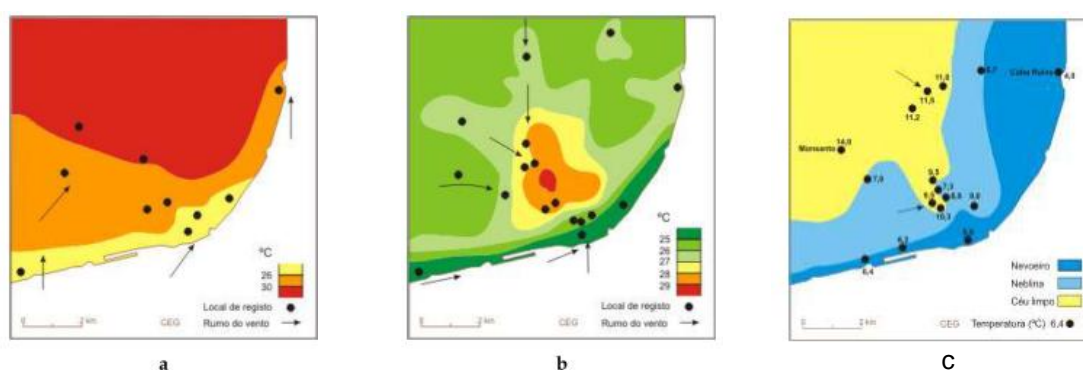


Figura 8 a - Desvios de temperatura do ar do aeroporto durante uma noite de vento norte. b - Desvio da temperatura do ar do aeroporto em uma noite sem vento. c - Desvios com ventos de inverno e nevoeiro (Alcoforado e Dias, 2002)

Apresenta-se em seguida os processos de balanço de energia na atmosfera referentes à ilha de calor. Nas cidades com grandes áreas de superfície impermeáveis (pavimentadas), uma

grande quantidade de energia (ΔQS) é armazenada e, mais tarde, libertada, devido às características dos materiais como o alcatrão e o cimento (o que não aconteceria tão frequentemente no campo, pois uma parte da radiação seria absorvida pelo solo e pela vegetação). O equilíbrio de energia na atmosfera pode ser descrito através das seguintes equações:

$$Q = K\downarrow - K\uparrow + L\downarrow - L\uparrow \text{ (equação 1)}$$

$$Q + QF = QH + QE + \Delta QS (+\Delta QA) \text{ (equação 2)}$$

Em que:

Q - Balanço da radiação

$K\downarrow$ - Radiação solar global incidente

$K\uparrow$ - Radiação solar refletida

$L\downarrow$ - Radiação emitida pela atmosfera

$L\uparrow$ - Radiação emitida pela superfície terrestre

QF - Fluxo de calor de origem antrópica

QH - Fluxo turbulento de calor sensível

QE - Fluxo turbulento de calor latente

QS - Fluxo de calor armazenado (solo e edifícios)

QA - Fluxo horizontal advectivo através da camada-limite urbana

O lado esquerdo da equação 2 apresenta os *inputs* de energia no ar: Q * (balanço da radiação solar e QF (calor residual resultante de atividades humanas, como o ar quente de máquinas e carros). Geralmente, para a maioria das cidades nos meses de verão, o calor residual é uma fração relativamente pequena da energia de entrada. As cidades muito quentes são aquelas com grandes entradas de radiação solar. O lado direito da equação apresenta os *outputs* de energia. Uma fração da energia de entrada pode ser armazenada, como em superfícies de asfalto (ΔQS), e o vento pode transportar parte da energia para fora da cidade (ΔQA). A energia restante pode resultar no aumento do calor sensível (QH) que, conseqüentemente, aumenta a temperatura do ar. Também pode aumentar o calor latente (QE) que é essencialmente a energia utilizada quando a água passa do estado líquido para o estado de vapor (McDonald *et al.*, 2016).

Estas equações são um indicador da energia disponível nas superfícies e passível de ser posteriormente libertada para a atmosfera urbana, alimentando a ICU. Em Lisboa, as áreas impermeabilizadas (incluindo o Aeroporto) possuem, em média, mais de 30 % de energia acumulada, enquanto que o parque florestal de Monsanto armazena menos de 15% da energia e os concelhos limítrofes de Lisboa (excluindo as suas áreas urbanas) entre 10 a 25% (Lopes, 2008).

Esta energia acumulada durante o dia é posteriormente devolvida à atmosfera urbana durante a noite, dando lugar à existência da ilha de calor urbano. Relativamente ao caso de Lisboa, o

aumento de calor armazenado é de cerca de 15 a 25% maior na Baixa do que no norte da cidade. Não considerando outros fluxos, a energia armazenada nas superfícies urbanas no núcleo central de Lisboa (35 a 40%) é maior do que nos subúrbios não urbanizados ou menos densos (entre 15 a 25%). As áreas do norte da cidade (áreas não impermeabilizadas) têm mais energia disponível para ser emitida através dos fluxos de calor (sensível e latente) (Lopes, 2008).

2.1.4 Consequências

Alguns dos fatores responsáveis pela formação da ilha de calor podem afetar o ambiente e a qualidade de vida dos habitantes das cidades. Apesar de alguns impactos poderem parecer positivos, como alongar a estação de crescimento de plantas, a maioria dos impactos são negativos e incluem maior consumo de energia, emissões elevadas de poluentes atmosféricos e gases de efeito estufa, saúde humana e conforto comprometidos, contribuindo também para o deterioramento da qualidade da água (USEPA, 2008b).

O ser humano está adaptado para viver num intervalo específico de temperaturas. Temperaturas extremas frias ou quentes causam uma série de efeitos problemáticos para a saúde humana. O conforto térmico humano é comumente definido através do PET (*Physiological Equivalent Temperature*) e o PMV (*Predicted Mean Vote*). O PET é definido como a temperatura equivalente à temperatura do ar na qual o balanço térmico do corpo humano é mantido, com temperaturas do centro do corpo e da pele iguais às da situação em questão. O PMV pode ser definido pela diferença entre a produção interna de calor e perda de calor para o ambiente em que um indivíduo está inserido, para este manter valores de conforto para a temperatura da pele e produção de suor devido à sua atividade. A tabela seguinte mostra a escala de valores de PMV e PET e a sensação psicológica associada (Höppe, 1999; Fanger 1972).

Tabela 3 Escala de conforto com valores PMV e PET. Fonte: Oke 1982.

PMV	PET (°C)	Pespetiva Térmica	Escala de <i>stress</i> Psicológico
<-3.5	<4	Muito Frio	<i>Stress</i> Frio Extremo
-3.5	4	Frio	<i>Stress</i> Frio Forte
-2.5	8	Frio	<i>Stress</i> Frio Moderado
-1.5	13	Ligeiramente Frio	<i>Stress</i> Frio Ligeiro
-0.5	18	Confortavel	Sem <i>Stress</i> térmico
0.5	23	Confortavel	Sem <i>Stress</i> térmico
1.5	29	Ligeiramente Morno	<i>Stress</i> quente Ligeiro
2.5	35	Morno	<i>Stress</i> quente Moderado
3.5	41	Quente	<i>Stress</i> quente Forte
>3.5	>41	Muito Quente	<i>Stress</i> Quente Extremo

As elevadas temperaturas verificadas nas cidades (no verão) aumentam o consumo de energia para o arrefecimento e adicionam pressão à rede elétrica durante os períodos de pico de procura, que geralmente ocorrem em tardes quentes durante a semana, quando escritórios e casas têm ativos os sistemas de refrigeração, luzes e eletrodomésticos. Este consumo elétrico aumenta entre 1,5 a 2% para cada aumento de 0,6 °C da temperatura. A crescente temperatura do centro da cidade nas últimas décadas significa que 5 a 10% da procura por eletricidade em toda a comunidade é usada para compensar o efeito da ilha de calor (Akbari, 2005).

A crescente procura de energia geralmente provoca níveis mais altos de poluição do ar e emissões de gases de efeito estufa. De facto, a eletricidade produzida a partir da combustão de combustíveis fósseis resulta na emissão de dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de azoto (NO_x), partículas (PM), monóxido de carbono (CO) e mercúrio (Hg). Estes poluentes são nocivos para a saúde humana e contribuem para problemas complexos de qualidade do ar, como a chuva ácida. Além disso, são ainda libertados gases de efeito estufa (GEE) que contribuem para a mudança climática global, particularmente dióxido de carbono (CO₂) (Lombardo, 2009).

As elevadas temperaturas do ar aumentam a taxa de formação de ozono através da sua reação com NO que é produzido quando o NO_x reage com os compostos orgânicos voláteis (COVs) presentes na atmosfera, na presença de luz solar. Assim, a formação de ozono ao nível do solo será mais elevada em climas mais ensolarados e quentes, o que pode levar ao agravamento das doenças cardio-respiratórias (WHO, 2004)

Um conjunto de doenças chamadas lesões por calor são diretamente atribuíveis à exposição aguda, a curto prazo, a temperaturas elevadas. Mais comumente, a exposição aguda ao calor, combinada com a desidratação, pode levar a câibras de calor e desmaios. A exposição contínua pode levar à exaustão, dor de cabeça, sentimentos de tontura e confusão, pele pálida e transpiração elevada (Basara *et al.*, 2010). As altas temperaturas aumentam o risco de ataque cardíaco e de acidente vascular cerebral, especialmente na população mais idosa. As altas temperaturas são o fenómeno relacionado com as condições climáticas que causa maior mortalidade globalmente, matando em média 12 000 pessoas anualmente (McDonald *et al.*, 2016).

As Ilhas de calor urbano também podem exacerbar o impacto das ondas de calor, que são períodos de calor anormalmente elevado e, muitas vezes, húmido. As chamadas populações sensíveis, tais como doentes, crianças e idosos, estão em risco acrescido. Embora seja raro uma onda de calor ser tão destrutiva, a mortalidade relacionada com calor não é incomum. O número de mortos por ondas de calor excede o número de mortes resultantes de relâmpagos, tornados, inundações e terremotos combinados (CDC, 2010).

Em 1972, Buechley *et al.* (1972) investigaram a relação entre a ilha de calor e a "ilha da morte" e descobriram que a taxa de mortalidade durante uma onda de calor aumenta exponencialmente com a temperatura máxima. Clarke (1972) revelou que o efeito noturno das

ICU pode ser particularmente prejudicial durante uma onda de calor. Assim, durante as ondas de calor, as taxas de mortalidade são muitas vezes muito mais altas nas cidades do que nos arredores (Buechley *et al.*, 1972, Clarke, 1972; Smoyer 1998).

Em Lisboa é possível verificar-se uma taxa de mortalidade maior no centro da cidade (maior intensidade da onda de calor) em comparação com a sua periferia. Estas zonas diferem, frequentemente, no respeitante à faixa etária e socioeconómica da população (Morais, 2011) mas também com a qualidade de vida do local. Assim, o mesmo autor conclui que a mortalidade está inversamente relacionada com a presença de espaços verdes que resultam no aumento geral da qualidade de vida.

Salienta-se ainda que, em Lisboa, 23% da população residente é considerada idosa (tem idade igual ou superior a 65 anos) e 13% apresenta idade entre os 0 e 14 anos. Estes valores refletem um total de população sensível que representa 36% da população total, sem incluir as pessoas consideradas doentes e mais suscetíveis às alterações da temperatura (INE, 2016).

A figura 9 é um dos resultados do estudo de Morais (2011) e mostra a suscetibilidade da população às temperaturas excessivas. Esta figura permite visualizar que a suscetibilidade na cidade de Lisboa é muito superior no centro (com taxa de mortalidade média muito elevada) comparativamente com a periferia (taxa de mortalidade baixa), coincidindo com os locais onde se verifica um maior efeito ilha de calor e maior densidade populacional.

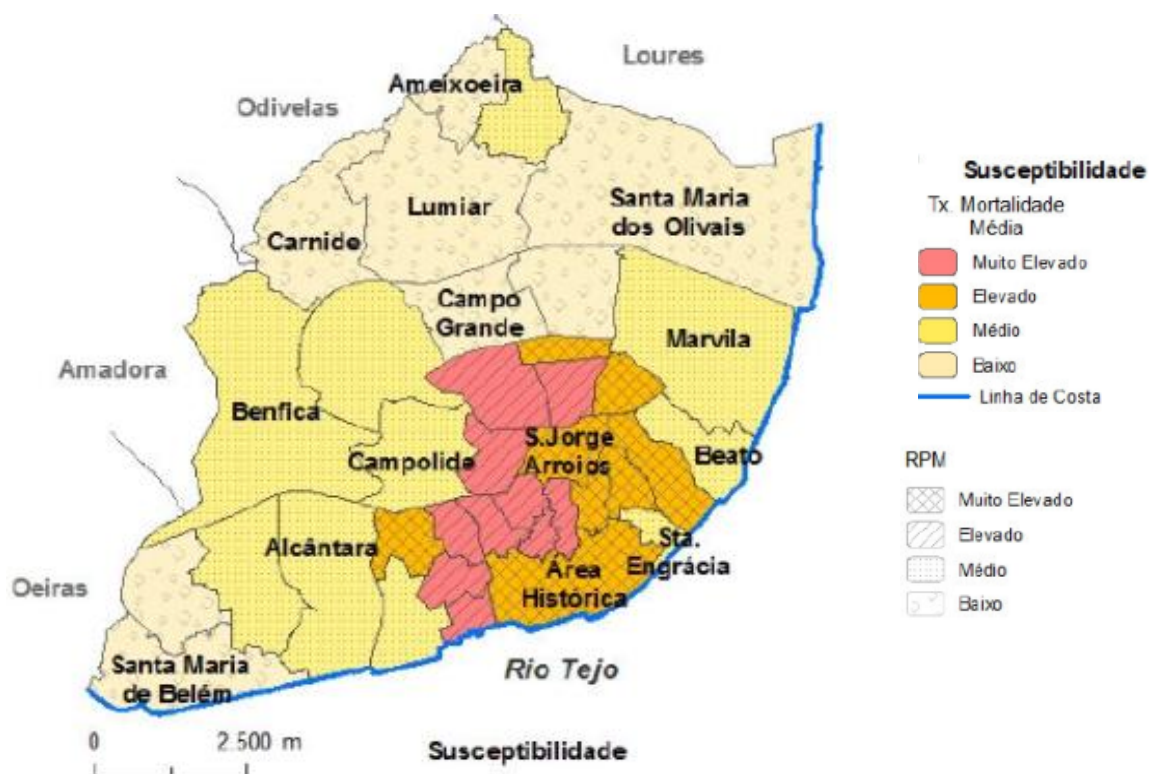


Figura 9 Mapa de suscetibilidade da população de Lisboa em 2011 Fonte: (Morais, 2011)

Estima-se que a onda de calor europeia de 2003 contribuiu para a morte de 70 000 pessoas na Europa. Em Paris, neste período, a taxa de mortalidade triplicou. Nova-Iorque, Chicago, Xangai e outras cidades também experimentaram índices de mortalidade mais altos durante as ondas de calor quando os valores de temperatura excederam 30 °C (cada aumento de 1 °C na temperatura elevou a probabilidade de morte em 21 %) (Morais, 2011; Robine *et al.*, 2007).

A capacidade de combater o desconforto térmico varia em diferentes segmentos da população. Os idosos, por exemplo, têm mais dificuldade em aclimatar-se ao calor (Zimmerman *et al.*, 2007). As mudanças demográficas podem levar ao aumento das populações urbanas que serão mais vulneráveis no futuro. Nos países desenvolvidos, 20% da população em 2005 tinha 60 anos ou mais, e em 2050 essa proporção deverá crescer para 32%. A ONU estima que em 2050 haverá duas pessoas idosas para cada criança (Simone *et al.*, 2011).

Existem ainda problemas associados à qualidade da água. As ICU de superfície degradam a qualidade da água, principalmente por poluição térmica. As superfícies pavimentadas e os telhados podem atingir temperaturas mais altas do que a temperatura do ar, esse calor é transferido para as águas pluviais. Um estudo mostra que as águas de escoamento urbanas eram cerca de 11-17 °C mais quentes do que as de uma área rural (Roa-Espinosa *et al.* 2003). Esta água aquecida geralmente drena para esgotos pluviais e eleva a temperatura da água à medida que chega aos rios, lagoas e lagos. A temperatura da água afeta todos os aspectos da vida aquática, especialmente o metabolismo e a reprodução de muitas espécies aquáticas, podendo contribuir para a ocorrência de eutrofização (EPA, 2003).

Considerando uma tendência futura de aumento de temperatura, as necessidades de energia de aquecimento serão reduzidas, enquanto que as necessidades de energia de arrefecimento, pelo contrário, aumentarão drasticamente em locais rurais e urbanos. Estes resultados indicam que as futuras necessidades energéticas deverão aumentar, assim como a necessidade urgente de implementar medidas para mitigar o efeito ilha de calor (Vardoulakis *et al.*, 2013; Zanis *et al.*, 2009).

2.2 Estratégias de mitigação

2.2.1 Estratégias globais

Alcoforado e Vieira (2004) defendem que deve ser feita uma avaliação exaustiva de todos os problemas ambientais nas cidades. Deve-se assegurar que as atividades humanas são conciliáveis com a manutenção da qualidade do ambiente urbano. O desenvolvimento sustentável é, por conseguinte, o objetivo mais importante do processo de planeamento urbano, uma vez que problemas ambientais, como a má qualidade do ar e da água, ruído e desconforto térmico, são particularmente prováveis nas cidades. Segundo Mills (2006), a nova utopia urbana é a cidade sustentável, cujos impactos sobre o meio ambiente são minimizados

sem a redução da qualidade de vida dos moradores (Newman 1999, Kamp *et al.*, 2003; Barton, 1996; Mills, 2006; Alcoforado & Vieira, 2004).

Apesar do seu crescente interesse, os resultados dos estudos sobre o clima urbano nem sempre estão presentes nos instrumentos legais de planeamento. Por exemplo, a presença da temática climática na primeira geração de Planos Diretores Municipais em Portugal limita-se, no geral, à inclusão de alguns valores médios referentes às condições climáticas regionais. Por outro lado, a informação climática, quando existe, é escassa ou inadequada para que possa ser útil para o planeamento e ordenamento do território (Lopes, 2008).

À escala municipal existem apenas algumas maneiras de diminuir a temperatura do ar. Não é possível reduzir a quantidade de energia solar incidente ou alterar os padrões globais de vento. Portanto a mitigação da ilha de calor deve basear-se na redução do armazenamento de calor, nomeadamente através do aumento da refletividade das superfícies (aumentando o albedo). Alternativamente, algumas estratégias aumentam a evaporação ou transpiração, o que aumenta o calor latente e, portanto, diminui o calor sensível (McDonald *et al.*, 2016).

Joaquim (2011) refere que a comunidade científica que estuda a ICU é unânime relativamente aos efeitos e consequências para a saúde, bem-estar e qualidade de vida das populações urbanas. Refere ainda que diversos estudos comprovam o sucesso da aplicação de medidas de mitigação dos efeitos da ICU, com benefícios financeiros e ambientais. De um modo geral, as medidas de mitigação que podem ser levadas a cabo categorizam-se em três grandes grupos: i) redução da libertação de calor de fontes antropogénicas; ii) melhoria do *design* das coberturas dos edifícios; e iii) outros fatores de construção. Na Tabela seguinte (Tabela 4) encontra-se, em síntese, a informação resultante de diversos estudos experimentais de alguns autores. A combinação de mais do que uma das ações referidas permite a minimização da ICU com mais eficácia (Joaquim, 2011; Memon *et al.*, 2007).

Tabela 4 Medidas de mitigação da Ilha de Calor Urbana. Fonte: Joaquim, 2011.

Medida de Mitigação	Observações	Referência
i) Redução da libertação de calor de fontes antropogénicas		
Aumento do número de árvores em áreas urbanas	Resulta no aumento da humidade relativa do ar em 3%-15% e redução das temperaturas ao final da tarde na ordem dos 0,5°C-3,5°C.	Luley & Bond (2002) (Bronx e Manhattan)
Redução da utilização de ar-condicionado e aumento da vegetação nas paredes dos edifícios	Diminuição da temperatura do ar junto à superfície em 0,2°C-1,2°C (no verão) e aumento da poupança energética dos edifícios entre 4%-40%.	Kikegawa, <i>et al.</i> (2006) (Tóquio)
Definição de uma política energética centrada nos recursos renováveis e na eficiência energética	Fundamental para o ordenamento do território e planeamento urbano – redução das emissões de CO ₂ , melhoria da qualidade do ar.	Domingos (2008)

Aumento da vegetação em áreas urbanas	Efeito de sombra – vegetação de tamanho e densidade adequados bloqueia até 95% da radiação incidente (nos períodos com menos folhagem bloqueia 50%)	Akbari, <i>et al.</i> (2009); Moreland City Council (2017)
Promoção de infraestruturas hídricas	A água pode arrefecer por evaporação, absorção de calor ou transportando o calor para fora da área. A água tem um efeito médio de arrefecimento de 1-3 ° C numa extensão de cerca de 30-35 m.	Kleerekoper <i>et al.</i> , (2012)
ii) Melhoria do <i>design</i> das coberturas dos edifícios		
<i>Cool roofing products</i> – pulverização dos telhados com produtos altamente reflectantes e emissivos	Diminuição da temperatura da cobertura entre 28°C-33°C, comparado com um telhado convencional (Verão); edifícios mais frescos – menos energia para refrigeração (10%-70%)	USEPA (2008a)
Telhados e paredes “verdes” - implantação de solo e vegetação numa camada impermeabilizada nos telhados.	Poupança de 6% e 10% de energia para refrigeração e aquecimento de edifícios, respectivamente (Toronto); 75% de poupança energética na minimização do calor proveniente dos fluxos da cobertura dos edifícios, comparado com um telhado convencional.	USEPA, (2008b); Moreland City Council (2017)
Implementar telhados com tintas e materiais reflectores	Superfícies com maior albedo (0-1), reflectem maior quantidade de energia solar incidente: telhados com tinta branca – albedo 0,50-0,90; telhados com tinta de outra cor – albedo 0,15-0,35; telhados altamente reflectantes – albedo 0,60-0,70	Akbari, <i>et al.</i> (2009)
iii) Outros fatores de construção		
Coberturas de painéis fotovoltaicos	Diminuição da temperatura da superfície por baixo da estrutura em 13,2°C (Vs. a diminuição da temperatura da superfície de uma área urbana arborizada: 6,2°C); poupança energética – fonte de energia renovável	Golden, <i>et al.</i> (2007)
Pavimentos reflectores	Diminuição da temperatura da superfície em 0,6°C decorrente do aumento de 10%-35% da reflectância do pavimento	USEPA (2008b)

Existe uma rede de megacidades comprometidas em combater as alterações climáticas agindo localmente mas também colaborativamente entre si com a finalidade de diminuir as emissões de gases efeito estufa e os riscos climáticos. Esta rede chama-se C40 e integra não apenas medidas de mitigação e adaptação referidas na tabela anterior, mas também medidas de emergência como resposta ao calor e desconforto térmico. As medidas de emergência incluem

sensores de *spray* que libertam pequenas quantidades de água para a atmosfera. Esta água evapora quase de imediato impedido que as pessoas fiquem molhadas. Mas, ao evaporar, faz diminuir a temperatura da atmosfera. Exemplos de cidades que adoptam medidas de emergência são Tóquio, Barcelona, Toronto e Washington DC. Algumas destas cidades aproveitam a água da chuva para o funcionamento deste sistema (McDonald *et al.*, 2016).

2.2.2 Estratégias em Lisboa

A mitigação da ICU não é um objetivo climático universal, aplicável em todas as cidades do globo. No caso de Lisboa, em que as estações do ano são contrastantes (inverno frio e húmido e verão quente e seco), a ilha de calor urbano poderá ser vantajosa durante o Inverno e estar na origem de desconforto térmico no Verão. Do ponto de vista económico, os estudos em cidades com clima de tipo Mediterrâneo mostram que a poupança de energia para aquecimento no Inverno é menor do que os custos do arrefecimento durante o Verão (Santamouris, 2001; Alcoforado *et al.*, 2005).

Nos últimos anos têm vindo a ser apresentadas várias soluções tecnológicas para mitigar os efeitos negativos das ICU, fundamentalmente em função da posição topográfica, da proximidade ao Tejo e principalmente da morfologia urbana. A mitigação da ICU pode ocorrer a nível local, através de soluções microclimáticas para minimizar o arrefecimento dos edifícios ou dos espaços públicos (Alcoforado *et al.*, 2006).

No que respeita a Lisboa, considerou-se que, de um modo geral, a ventilação é um dos principais factores de controlo da ICU. De facto o vento desempenha um papel fundamental no ambiente climático da cidade, promovendo o necessário arejamento, particularmente as brisas do mar ou do estuário, que transportam ar fresco e húmido do oceano e/ou do estuário do Tejo, contribuindo, assim, para um arrefecimento significativo da cidade e actuando positivamente no conforto térmico e saúde dos cidadãos (Lopes, 2008).

É igualmente desejável minimizar os aspectos negativos do clima urbano e maximizar os positivos, através da adequada manipulação de factores de escala mais fina como: i) a estrutura e arranjo espacial dos edifícios; ii) a cor, modificando o albedo e, portanto, as propriedades reflectivas e absorventes das superfícies; iii) as características térmicas; iv) a presença de vegetação e de água, que regulam o ambiente térmico dos espaços. O estudo dos fluxos energéticos num *urban canyon*, como o que foi apresentado anteriormente em Telheiras, é assim fundamental para se proporem medidas de mitigação com vista ao melhoramento das condições do ambiente urbano (Andrade, 2003; Lopes, 2003b).

Urban canyon é um local onde uma rua está edificada de ambos os lados, quando as ruas são estreitas em proporção com a altura dos edifícios em redor, criando um ambiente semelhante a um desfiladeiro (Hien, 2016). Na tabela 5 resumem-se algumas orientações concretas para cada um dos 6 grupos para cumprir os objetivos de ordenamento do território (OT).

Tabela 5 Quadro-resumo das orientacoes climaticas especializadas para o ordenamento em Lisboa Grupos de climatopos Orientacoes. Fonte: Alcoforado *et al.*, 2006.

A - Área de baixa densidade de construção do Norte de Lisboa	<ol style="list-style-type: none"> 1. Manter corredores de ventilação com orientação N-S (NW-SE a NE-SW); 2. Manter uma razão H/W (altura dos edifícios/largura da rua) ≤ 1 nas construções urbanas; 3. Criar espaços verdes extensos no interior e entre as áreas edificadas.
B - Áreas construídas de média densidade a Sul do limite aerodinâmico	<ol style="list-style-type: none"> 1. Preservar os fundos dos vales de novas construções e da ocupação com vegetação densa; 2. Manter uma razão H/W ≤ 1 nas construções urbanas; 3. Criar espaços verdes de média dimensão e preencher os espaços intersticiais com vegetação.
C - Áreas construídas de alta densidade	<ol style="list-style-type: none"> 1. Preservar os fundos dos vales de novas construções e da ocupação com vegetação densa; 2. Manter nas construções urbanas uma razão H/W < 1; evitar o aumento do número de pisos dos edifícios e a construção nos espaços intersticiais; 3. Ocupar os espaços intersticiais com vegetação, de preferência caducifólia; 4. Utilizar materiais de construção e cobertura de baixa condutividade e albedo elevado.
D - Corredores de ventilação	<ol style="list-style-type: none"> 1. Impedir a construção de edifícios altos ou médios com a fachada orientada perpendicularmente aos ventos dominantes (N-NW); 2. Evitar a plantação de manchas arbóreas densas que impeçam a circulação dos ventos dominantes.
E - Frente Ribeirinha	<ol style="list-style-type: none"> 1. Evitar a construção de edifícios altos ou médios com a fachada orientada paralelamente à margem do Tejo; 2. Manter corredores abertos perpendiculares ou oblíquos em relação à margem do Tejo.
F - Espaços verdes	<ol style="list-style-type: none"> 1. Manter os espaços verdes existentes e favorecer a manutenção de pequenos jardins e logradouros com vegetação 2. Nos espaços verdes de lazer, favorecer uma estrutura diversificada, com alternância de áreas abertas e arborizadas, dando preferência à vegetação caducifólia; 3. O barlavento das áreas de permanência (por exemplo esplanadas), criação de barreiras de árvores de folha persistente; 4. Nos espaços verdes de proteção, favorecer manchas densas de árvores de folha persistente.

A **figura 10** permite uma melhor visualização das áreas referidas, identificadas de A a F. Nesta figura destacam-se corredores de ventilação com orientação N-S (NW-SE a NE-SW), que correspondem a áreas alongadas nas direções acima mencionadas.

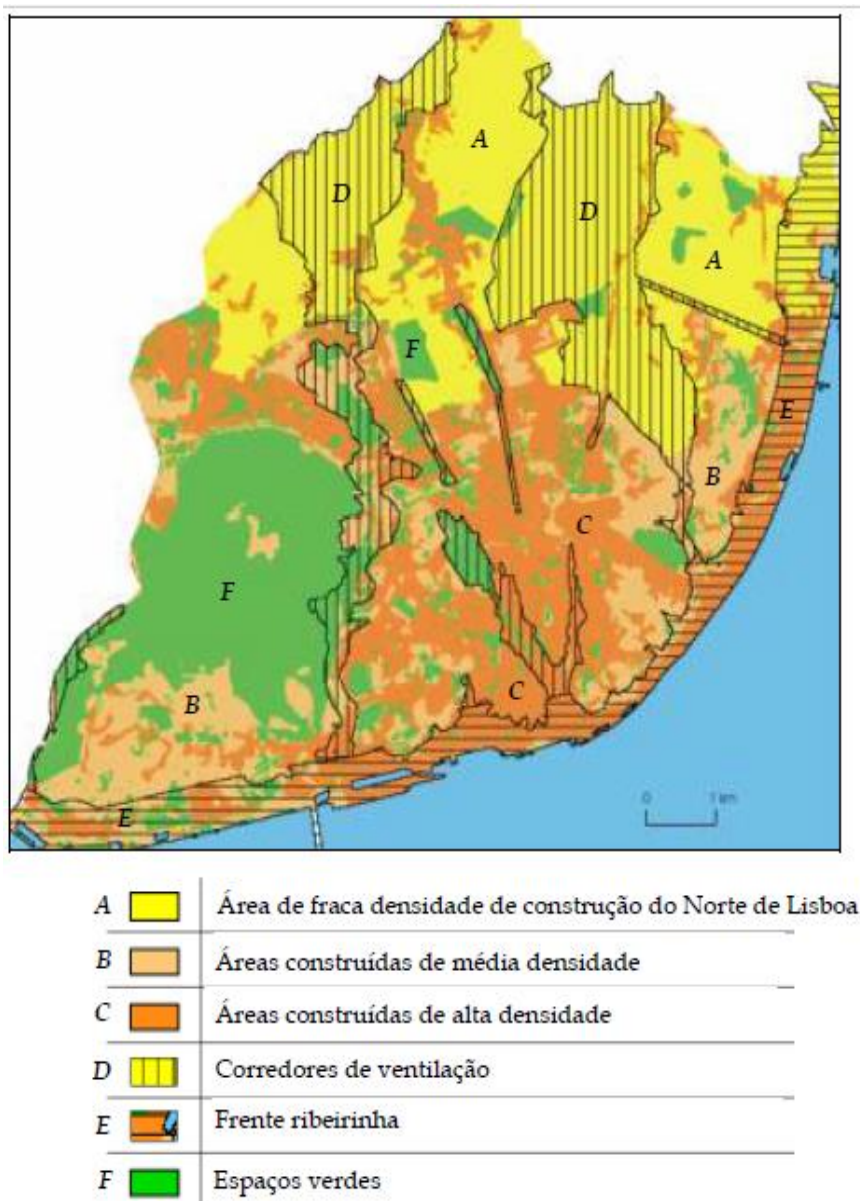


Figura 10 Delimitação das áreas para as quais são definidas orientações climáticas para o ordenamento urbano. Fonte: Alcoforado et al. (2006).

Área de fraca densidade de construção do Norte de Lisboa (A)

Na área A, a IC não é muito intensa e a rugosidade é relativamente baixa, devido às características do tecido urbano (edifícios baixos e em fraca densidade). Assim, estes são os locais de Lisboa que oferecem atualmente menor resistência a circulação do vento regional. Esta situação apresenta consequências positivas (em termos de ventilação, qualidade do ar, temperatura do ar e conforto para os cidadãos) não apenas para estes bairros, mas também para todos os que se encontram a sotavento.

Uma das orientações de Alcoforado (2006) é manter uma baixa rugosidade, o que se poderá alcançar deixando espaço suficiente entre os edifícios, cumprindo a relação $H/W < 1$ e não construindo edifícios com fachadas altas e extensas perpendiculares aos ventos dominantes. Assim, consegue-se uma minimização da velocidade do vento a sotavento. Neste estudo (Alcoforado *et al.*, 2006) é também recomendado que se criem espaços verdes de grande dimensão no interior dos diversos bairros e nas áreas entre eles, uma vez que ainda existe espaço disponível para o efeito,

Áreas construídas de média densidade (B)

As áreas construídas de média densidade são áreas em que a IC é mais frequente e mais intensa do que nas áreas anteriores. A rugosidade é maior devido sobretudo às características das estruturas urbanas. Para manter uma ventilação suficiente os fundos de vales deverão ser preservados. No caso de novas construções, dever-se-á manter a razão $H/W < 1$ e sugere-se ainda a criação de espaços verdes e o preenchimento dos espaços intersticiais com vegetação, de forma a contribuir para o arrefecimento das superfícies e do ar, através do aumento da evapotranspiração, de modo a proporcionar condições microclimáticas favoráveis (Alcoforado *et al.*, 2006).

Áreas construídas de alta densidade (C)

As áreas de alta densidade são as áreas de maior densidade de ocupação do solo e onde a modificação das condições climáticas pela presença da cidade é mais pronunciada: além da deterioração das condições de ventilação, resultado do maior atrito (devido à densidade de construção e também a topografia) e consequente redução da velocidade média do vento, a ilha de calor é aqui mais intensa e mais frequente (valores medianos entre 3 a 4°C). No entanto, é uma área que se encontra consolidada, praticamente sem deixar margem a aplicação de medidas que modifiquem positivamente as características climáticas. Contudo, em certos bairros será possível a aplicação das medidas anteriormente referidas (para a área B) e utilizar materiais de construção e cobertura de baixa condutividade e albedo elevado.

Para a diminuição da IC, a plantação de jardins suspensos nos terraços dos edifícios, preconizada por alguns autores (Baumuller *et al.*, 2005), não parece ser uma solução que se adapte, em geral, às características dos edifícios mais antigos de Lisboa (sobretudo a nível dos telhados), embora possa ser pontualmente utilizada.

Corredores de ventilação (D)

Nas três áreas mencionadas anteriormente da cidade de Lisboa (A, B e C), uma das orientações recorrentes é a necessidade de manter as áreas abertas, alongadas no sentido dos ventos dominantes (NW-SE a NE-SW) por onde os ventos regionais possam ser conduzidos, contribuindo para a melhor qualidade do clima e do ar no conjunto da cidade.

O ideal seria a criação de outros corredores W-E no setor Leste da cidade. Para manter e/ou evitar obstruir estes corredores, sugere-se que, além de se impedir a construção de edifícios altos ou médios, com fachadas orientadas perpendicularmente aos ventos dominantes, se evite a plantação de maciços arbóreos densos, que constituem igualmente obstáculos importantes à circulação do ar.

Frente Ribeirinha (E)

A Frente Ribeirinha foi delimitada pela curva de nível de 20 metros de altitude. Esta delimitação reflete a necessidade de salvaguardar a penetração das brisas na cidade, sendo função da intensidade da brisa e do vento regional. Em certos casos, uma brisa de SE pode atingir o Aeroporto e Avenidas Novas e, noutros dias, as brisas de Este podem não ultrapassar poucas centenas de metros da margem. A frequência das brisas estivais (entre 30% a 35% dos dias de verão) faz com que o seu contributo para o conforto térmico dos habitantes seja significativo, tanto mais que ocorrem sobretudo associadas aos dias mais quentes (Alcoforado, 1987; Andrade, 2003).

Recomenda-se assim que, ao longo da frente ribeirinha, seja evitada a construção de edifícios altos ou médios paralelos à margem do Tejo, sendo igualmente de evitar a plantação de manchas arbóreas densas. É também recomendado que sejam deixadas livres de construção vias de penetração com um eixo perpendicular ou oblíquo em relação à margem do Tejo.

Espaços Verdes (F)

Nas áreas verdes destinadas essencialmente ao lazer das populações, considera-se que deve existir uma estrutura diversificada (por exemplo, alternância de áreas relvadas e arborizadas), o que permite criar condições microclimáticas propícias a diferentes atividades e tipos de população e em diferentes tipos de tempo. Em geral, devem ser aproveitadas as potencialidades da vegetação caducifólia, de forma a proporcionar sombra no período estival (quando esta é mais necessária) e permitir (embora com limitações) a passagem da radiação solar no Inverno. Contudo, em áreas em que o abrigo do vento seja necessário (locais de permanência, como as esplanadas), a criação de sebes densas de folha persistente pode ser desejável. O papel da vegetação deve ser bem estudado, uma vez que a inserção de um conjunto de árvores pode piorar localmente as condições de dispersão de poluentes através da redução da velocidade do vento. Nos espaços verdes de proteção, cuja principal função é a filtragem de certos poluentes atmosféricos, a vegetação de folha persistente é mais eficaz (Alcoforado *et al*, 2006).

2.3 Vegetação

2.3.1 O valor da vegetação

Aos espaços verdes lineares que ligam grandes áreas não lineares ou grandes manchas de espaços naturais dá-se o nome de Corredores Verdes. Estes constituem sistemas de espaços planeados, projetados e geridos para fins múltiplos, incluindo objetivos ecológicos, recreativos, culturais, estéticos e produtivos, compatíveis com o conceito de sustentabilidade. Tendo por base esta definição, a rede de Corredores Verdes em ambiente urbano tem como objetivos fundamentais (Ferreira, 2010):

- A delimitação de áreas com elevado valor ecológico cultural e paisagístico;
- A definição de uma rede de corredores verdes com ramificações no tecido urbano;
- A proteção dos recursos e a sua compatibilização com a atividade humana;
- Contribuir para uma melhor qualidade da paisagem e de vida da população.

Segundo este autor, a rede de corredores verdes deverá ser desenhada de forma a que desempenhe diversas funções ecológicas e sociais, tais como:

- Manutenção da biodiversidade: proteção de áreas naturais, constituindo *habitats*;
- Estabelecimento de ligações entre áreas de *habitats* e, conseqüentemente, o movimento de espécies, materiais e energia;
- Filtro natural à poluição das águas e poluição atmosférica. Purificação do ar através da libertação de oxigénio e sumidouro de CO₂;
- A fixação de poeiras, a proteção dos ventos e a regularização de brisas;
- A regularização de amplitudes térmicas e da luminosidade atmosférica. Em ambiente urbano é particularmente eficaz em diminuir a temperatura da água e do ar devido ao efeito sombra e à elevada evapotranspiração, e interfere positivamente nos processos hidrológicos (prevenção de cheias), na velocidade do vento e humidade;
- A circulação da água pluvial a céu aberto e infiltração, promovendo a utilização da água local e torrencial;
- Fornecem espaços para recreio ativo e lazer;
- A contribuição para o abastecimento alimentar em produtos frescos (hortas urbanas);
- Melhoria da qualidade do ar;
- Melhoria do conforto térmico;
- Permitem a preservação do património histórico e cultural;
- Ajudam a manter e valorizar a qualidade estética da paisagem;
- Controlo de fatores de risco de erosão do solo.

Os benefícios que a natureza proporciona a uma comunidade são comumente chamados de serviços do ecossistema. Além dos referidos por Ferreira (2010), os estudos de (Tryväinen *et al.*, 2005; Duraiappah *et al.*, 2005) referem ainda os seguintes serviços (sociais e económicos):

- Impacte na saúde física e mental Duraiappah *et al.* (2005), refere que interagir com a natureza diminui o stresse e aumenta a capacidade de concentração;
- Definição de espaços abertos, enquadramento de vistas de edifícios;
- Aumento do valor de propriedade (casas com árvores são mais valorizadas);
- Valorização da atividade turística;
- Mais-valia de diversos produtos florestais (madeira, cortiça, fruta, cogumelos, etc.);
- Redução no consumo energético dos edifícios, como por exemplo, ar condicionado e aquecimento;

No entanto, a existência de uma elevada densidade de vegetação num meio urbano pode levar ao aumento de partículas na área debaixo da copa uma vez que ficam retidas nas folhas por deposição seca (dry deposition) (McDonald *et al.*, 2016). Pode também dificultar a dispersão de gases, nomeadamente pelo seu efeito corta vento que resulta na diminuição da velocidade do vento e, conseqüentemente, na dispersão e remoção dos gases das áreas urbanas.

Geralmente, quanto maior o grau de cobertura da copa, maior a intensidade de arrefecimento. A vegetação arbórea alta o suficiente para criar uma grande área sombreada é mais eficiente na redução da temperatura do que vegetação herbácea. Além do decréscimo da temperatura por diminuição da radiação incidente (efeito sombra), as árvores transpiram, facto que leva à diminuição da temperatura atmosférica, uma vez que a passagem da água do estado líquido ao gasoso consome energia. (Gromke, 2015; Andreou, 2014).

De entre os serviços ecológicos prestados pela vegetação, salienta-se a regulação do clima que pode representar uma medida de mitigação do efeito ilha de calor, através do efeito sombra e evapotranspiração que proporcionam o aumento do conforto térmico (Vailshery *et al.*, 2013).

- Evapotranspiração

Parte da radiação absorvida pela vegetação causa um aumento da evapotranspiração pelas folhas. Desta forma, a vegetação desempenha o papel de termorregulador, contribuindo também para o aumento do teor de humidade do ar. O microclima de uma cidade beneficia com a presença da vegetação, uma vez que esta modifica o albedo das superfícies ao interferir no balanço da radiação, ao interpor-se na relação que existe entre a quantidade de luz que incide sobre determinada superfície e a quantidade de luz que é refletida (Meyer *et al.*, 1973; Magalhães, 2001).

- Efeito de sombra

Tyrväinen, et al. (2005) defendem que em zonas com elevada temperatura no Verão, a sombra das árvores é muito importante. De facto o efeito sombra das árvores leva à diminuição da energia consumida nos edifícios. A presença de árvores contribui para a diminuição da emissão de poluentes. Em climas que apresentem temperaturas elevadas, tal como na região mediterrânica, recomenda-se que as plantações sejam feitas do lado Sul, para evitar elevações excessivas de temperatura no Verão. A energia suscetível de ser economizada com as árvores varia com o clima (Tyrväinen, *et al.*, 2005).

Akbari et al. (1992) referem que estes dois efeitos em conjunto podem resultar numa diminuição da temperatura do ar em mais de 5°C. O efeito da cobertura vegetal na regulação da temperatura depende do espaçamento e disposição das árvores, do tipo de espécie arbórea, dimensões (altura, copa e forma da árvore), altura do ano em que as árvores se apresentam com ou sem folhas e o seu coeficiente de sombreamento. Diversos autores que analisam parques urbanos concluíram que a intensidade de arrefecimento resultante da presença de vegetação varia entre os 0,4 e os 3,0 °C (Nowak, 2001; Shashua-Bar *et al.*, 2011; Feyisa *et al.*, 2014).

O arrefecimento pode também modificar a concentração de poluentes em áreas urbanas, uma vez que a emissão de muitos poluentes diminui com a temperatura na medida em que não será então necessário um gasto tão elevado de energia para arrefecimento. A redução da temperatura do ar afeta o processo fotoquímico de formação de O₃, contribuindo para a sua diminuição. O sombreamento produzido pelas árvores também diminui a quantidade de radiação solar ultravioleta que chega ao solo e, desta forma, contribui para a diminuição do número de problemas de saúde associados com o aumento da exposição, tais como cataratas e cancro da pele (Nowak, 2001).

Soares (2008) refere que a plantação máxima possível de árvores nas cidades reduziria a mortalidade relacionada com as elevadas temperaturas em 2,4% a 5,6%, (200 a 700 vidas anualmente). Este autor salienta ainda que para cada morte devido a altas temperaturas, há dezenas de pessoas que sofrem de algum tipo de problema pelo mesmo motivo (cerca de 220 milhões de pessoas) (Soares, 2008).

O efeito de arrefecimento estende-se para as áreas circundantes através da advecção. Estudos sobre a distância de arrefecimento de jardins e áreas florestais concluem que a distância máxima é equivalente à largura da área. Para uma árvore de rua, a influência na temperatura pode ser sentida até 30 metros de distância (Sugawara, 2016; Taha *et al.*, 1991; Spronken-Smith e Oke, 1998; Jauregui, 1991).

O custo médio de plantar árvores é menor do que qualquer outra estratégia, à exceção dos telhados verdes. No entanto, os telhados verdes diminuem a temperatura do ar ambiente na coluna de ar acima do telhado, um local que não é geralmente ocupado por pessoas, não

constituindo, portanto, uma vantagem no aumento do conforto térmico da população (Taleghani, 2014).

McDonalds *et al.* (2016) defende que um incorrecto planeamento urbano, bem como uma inadequada seleção e localização de árvores e a sua manutenção, pode elevar os custos ambientais e o consumo de energia nos edifícios, danificar as infraestruturas e aumentar o consumo de água. De facto, os custos de um planeamento, gestão e manutenção da vegetação adequados serão compensados por uma valorização física, química, biológica do ambiente e, conseqüentemente, contribuirão para o aumento da qualidade de vida (McDonald *et al.*, 2016).

2.3.2 Vegetação em Lisboa

A tabela 6 contém a evolução histórica dos espaços verdes na cidade de Lisboa assim como a sua valorização e utilização desde a época medieval até à atualidade.

Tabela 6 Resumo da história dos espaços verdes de Lisboa

Época	Breve história dos espaços verdes em Lisboa	Referências
Cidade medieval	As casas eram ligadas entre si e incluíam pequenos pátios destinados ao jardim com árvores de fruto, produtos hortícolas e animais. Dentro da densa área urbana existiam poucos espaços abertos e destes só alguns continham uma escassa vegetação. Normalmente, o espaço urbano público encontrava-se desprovido de vegetação; no entanto, próximo das igrejas existiam uma árvore ou duas, habitualmente como símbolo religioso. Em geral o adro da igreja, ou mesmo o cemitério, eram utilizados como jardins e praças.	Miller, 1997; Lawrence, 1995.
Renascimento e Barroco	Sem muralhas, as cidades expandiram-se rapidamente e os jardins, parques, e espaços abertos transformaram-se no principio condutor durante o período Barroco. As árvores começam a ser inseridas nas avenidas por razões funcionais, climáticas e estéticas. Os palácios franceses com extensas áreas arborizadas inspiraram a construção de diversos parques privados e também a conceção dos grandes <i>boulevards</i> parisienses (avenidas). Após o terramoto de 1755, em 1764, numa iniciativa pioneira liderada pelo Marquês de Pombal, foi criado em Portugal o “Passeio Público”, um espaço gradeado e de acesso restrito. Representa o primeiro espaço verde de Lisboa integrado num plano.	Miller, 1997; Tostões, 1992.

<p style="text-align: center;">Revolução industrial</p>	<p>No século XIX a expressão da democracia refletiu-se nos jardins públicos. Apesar de públicos e de serem abertos a todas as classes, a composição, os princípios e a utilização destes jardins seguiam os elementos utilizados em parques e jardins privados. Nesta altura os espaços verdes existentes dividiam-se em i) jardins privados residenciais; ii) ruas e avenidas arborizadas; iii) interiores de quarteirões e pracetas públicas; iv) jardins e parques urbanos.</p>	<p>Tostões, 1992.</p>
<p style="text-align: center;">Cidade romântica</p>	<p>Em 1879, o referido passeio público transformou-se num moderno <i>boulevard</i> dos lisboetas (Avenida da Liberdade) que veio a integrar o projecto de expansão da cidade para Norte, afastando-se do rio Tejo. Desta forma, a proposta do traçado da Avenida da Liberdade remata numa rotunda encimada pelo Parque Central da cidade o qual viria a ser o Parque Eduardo VII.</p> <p>Já no fim do séc. XIX os lisboetas estavam cientes da importância dos espaços verdes urbanos e, de facto, são vários os exemplos de jardins que surgem na cidade. No final da década de 1880, é criado o Jardim do novo bairro de Campo de Ourique e a maioria dos pequenos jardins e parques existentes em Lisboa. Em 1868 surge a ideia de arborizar a serra de Monsanto.</p>	<p>Tostões, 2003</p>
<p style="text-align: center;">Estado novo</p>	<p>Surgem os primeiros planos diretores de urbanização e planos municipais e planos de plantação e de rega. Estes foram desenhados por Faria da Costa entre 1938 e 1940 inspirado na “cidade – jardim” de Howard, organizado em dois tipos de zonas: projetos-tipo vivendas geminadas e lotes de maior dimensão.</p> <p>A partir dos anos 60 os terrenos ao longo das saídas de Lisboa para Norte sofreram pressões de urbanização, desaparecendo as suas características rurais. Como consequência dessa falta de planeamento, os espaços públicos correspondem a “remates” de zonas edificadas ou simplesmente zonas onde não é possível edificar.</p>	<p>Tostões, 2003; Calado, 1993.</p>
<p style="text-align: center;">Cidade contemporânea</p>	<p>Em 1994 é aprovado o Plano Director Municipal onde se integra o Plano Verde de Lisboa. O objetivo seria a interligação das várias componentes do Plano, nomeadamente: a estrutura verde, a estrutura ecológica, o sistema de vistas, as quintas, os elementos e estruturas do espaço rural, e a estrutura verde, na margem Norte da área metropolitana de Lisboa.</p> <p>Nos dias de hoje, o valor médio de área de espaços verdes por cada lisboeta é de 10 m² /habitante, se não incluir o Parque Florestal de Monsanto. Este índice de área de espaço verde por habitante corresponde a áreas maioritariamente cobertas por árvores.</p>	<p>Calado, 1993; Soares, 2008</p>

Em Lisboa, encontram-se ecossistemas profundamente modificados e suscetíveis de avaliação a escalas de elevado pormenor. Num estudo da CML em 2015 são identificadas quatro categorias de espaços verdes: os espaços naturais, naturalizados por gestão, naturalizados por abandono e os espaços seminaturais. A figura 11 permite a visualização das diferentes categorias de espaços verdes (Câmara Municipal de Lisboa, 2015).

Entende-se por espaços naturais exclusivamente aqueles que são de origem natural. Os espaços naturalizados por gestão são aqueles que foram criados pela mão humana mas que apresentam condições de equilíbrio próximas das naturais. Designam-se por naturalizados por abandono os espaços que já sofreram em tempos intervenção humana, mas que depois foram abandonados, passando a ter um desenvolvimento espontâneo, e que poderão evoluir, hipoteticamente, para ecossistemas naturais completos. Existem outros espaços que, qualquer que tenha sido a sua origem, não se podem manter sem uma intervenção clara do Homem. Neles os ciclos naturais não estão completos, muitas pirâmides ecológicas não estão completas e o ecossistema por eles formado não é estável. A intervenção humana é imprescindível para a sua manutenção: são os espaços seminaturais.

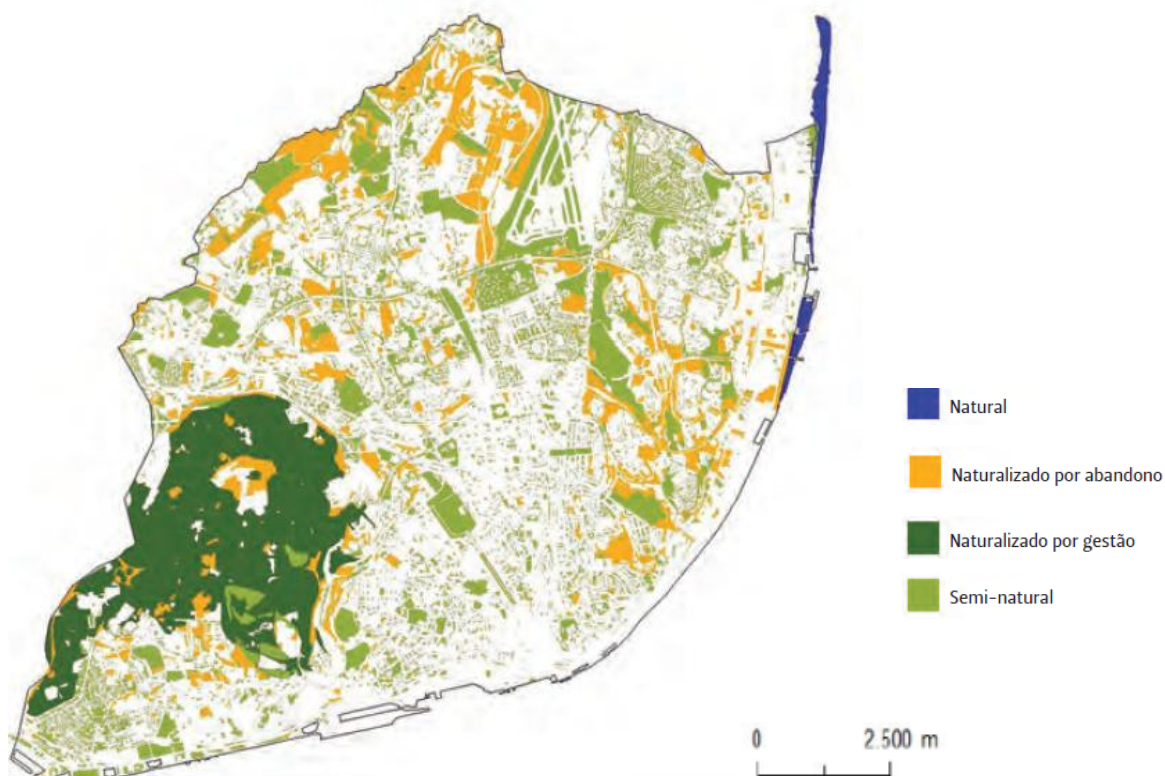


Figura 11 Localização dos diferentes espaços verdes classificados como naturais, naturalizados por gestão, naturalizados por abandono e seminaturais em Lisboa. Fonte: CML, 2015.

No concelho de Lisboa não ocorrem áreas naturais, uma vez que o território foi fortemente alterada pela intervenção humana. Ainda assim, existem diversas áreas que se podem considerar naturalizadas por abandono correspondentes a antigos terrenos agrícolas atualmente abandonados, carrascais e silvados. Relativamente ao Parque Florestal de Monsanto e à Tapada da Ajuda, constituem efetivamente espaços naturalizados por gestão onde os processos das fito-sucesões derivam de formações totalmente instaladas pelo Homem (Câmara Municipal de Lisboa, 2015).

Em 2006 o distrito de Lisboa apresentava 61,3 ha de espaços considerados naturais, 935,5 ha (11,1% da área do município) de espaços naturalizados por abandono e 920,7 ha (10,9 % da área do município) de espaços naturalizados por gestão; cerca de 1 512,5 ha (17,9% da área do município) correspondem a pequenos espaços verdes, hortas, jardins, logradouros permeáveis, entre outros, todos de forte intervenção antrópica, considerados como seminaturais (Câmara Municipal de Lisboa, 2015).

Não ocorrem em Lisboa áreas protegidas no âmbito da Rede Nacional de Áreas Protegidas, nem Sítios Natura 2000, na medida em que a totalidade do município é considerada como área urbana. No entanto, existem árvores, alamedas e maciços classificados pela Autoridade Florestal Nacional como de interesse público (classificados no PDM como Fitomonumentos), Geomonumentos (classificados em sede de PDM) e áreas sujeitas ao Regime Florestal. Os fitomonumentos ocupam uma área global de 113,3 ha e as respetivas áreas de proteção 134 ha, totalizando 24 povoamentos (árvores e arbustos) e 65 árvores isoladas classificadas. (Câmara Municipal de Lisboa, 2015)

Os Geomonumentos constituem monumentos naturais de origem geológica. Estes valores naturais exibem importância do ponto de vista científico, cultural e pedagógico, pelo que se devem contemplar ações que visem a sua preservação e divulgação. Uma parte significativa destas áreas é relevante para a biodiversidade nativa. De facto, os geomonumentos constituem elementos significativos na diversidade natural de uma cidade (ecodiversidade); a sua relevância reside no facto de constituírem igualmente *habitats* para as comunidades rupícolas (de flora e fauna). Os geomonumentos ocupam uma área global de 9,9 ha e as respetivas áreas de proteção 7 ha (Câmara Municipal de Lisboa, 2015)

A cartografia elaborada por Maria João Alcoforado e outros em 2006 determinou a existência de 1 352 ha de manchas arborizadas e 206 ha de alinhamentos de árvores, o que corresponde a uma área equivalente de copas de árvores e manchas arbustivas densas total de 1 558 ha. Soares (2008); ainda, a fim de ser conhecida a evolução das principais árvores de arruamento da cidade de Lisboa, Soares (2008) elaborou a Tabela X identificando as dez espécies mais frequentes e o número de indivíduos em 1929, 1939, 1981 e 2003 (Alcoforado *et al.*, 2006; Soares, 2008).

Tabela 7 Principais espécies botânicas existentes em Lisboa em 1929, 1929, 1981 e 2003.

Fonte: Soares, 2008.

Espécie 1929	(%)	Espécie 1939	(%)	Espécie 1981	(%)	Espécie 2003	(%)
<i>Celtis australis</i>	14,8	<i>Celtis australis</i>	17,6	<i>Celtis australis</i>	16,6	<i>Celtis australis</i>	19,5
<i>Ulmus spp.</i>	14,2	<i>Sophora japonica</i>	11,2	<i>Populus alba</i>	12,6	<i>Platanus hybrida</i>	12,4
<i>Platanus hybrida</i>	9,8	<i>Robinia pseudoacacia</i>	10,8	<i>Platanus hybrida</i>	11,9	<i>Tilia spp.</i>	9,9
<i>Sophora japonica</i>	7,5	<i>Platanus hybrida</i>	8,7	<i>Tilia spp.</i>	7,5	<i>Jacarada mimosifolia</i>	6,3
<i>Robinia pseudoacacia</i>	5,2	<i>Ligustrum lucidum</i>	7,0	<i>Ulmus spp.</i>	6,8	<i>Acer negundo</i>	4,3
<i>Ligustrum lucidum</i>	4,3	<i>Fraxinus angustifolia</i>	5,7	<i>Populus nigra</i>	6,8	<i>Populus canescens</i>	x 4,2
<i>Olea europaea</i>	4,1	<i>Cercis siliquastrum</i>	5,5	<i>Fraxinus angustifolia</i>	6,3	<i>Populus nigra</i>	3,7
<i>Jacarada mimosifolia</i>	3,7	<i>Ulmus spp.</i>	5,2	<i>Jacarada mimosifolia</i>	4,9	<i>Populus alba</i>	3,5
<i>Cercis siliquastrum</i>	3,2	<i>Melia azedarach</i>	4,2	<i>Populus canescens</i>	x 4,4	<i>Robinia pseudoacacia</i>	2,9
<i>Broussonetia papyrifera</i>	3,0	<i>Jacarada mimosifolia</i>	4,0	<i>Sophora japonica</i>	4,2	<i>Cercis siliquastrum</i>	2,8
TOTAL	69,8		80,0		82,1		68,5

Através da análise da tabela é possível verificar que a espécie *Celtis australis* é a espécie com maior representatividade em todos os anos. O número de espécies arbóreas registadas em 2013 era de 78. Este valor corresponde ao maior número de diversidade de espécies arbóreas presentes nas ruas de Lisboa, o que deriva principalmente da maior abertura revelada pelos técnicos e da maior disponibilidade de espécies oferecidas pelos viveiros, sem esquecer o papel que a EXPO'98 desempenhou na capital portuguesa a nível de OT. No que diz respeito ao número total de árvores, também se tem vindo a registar um aumento significativo (32 936 em 2003) (Soares, 2008).

Relativamente à folhagem, Soares (2008) conclui que as folhosas de porte grande e folha caduca representam 60% do total das árvores de arruamento, com destaque para *Celtis australis* (16,1%); as folhosas de porte médio e folha caduca correspondem a cerca de 27% do total, sendo de salientar *Jacaranda mimosifolia* (10,3%). As espécies arbóreas de arruamento mais encontradas em Lisboa apresentam características que se ajustam às condições adversas que a cidade proporciona e.g., níveis de poluição atmosférica elevados, solos compactados, situações microclimáticas pouco favoráveis. Soares (2008) conclui que as 10 espécies arbóreas mencionadas são resistentes ao meio urbano. Salienta-se também a presença dos choupos (particularmente *Populus alba*). Esta espécie experimenta um

incremento notável, atingindo em 1981 o valor de 23,8% do total das árvores de arruamento (note-se que ultrapassou o lodão) e em 2003 representou 11,4% do referido total.

No que diz respeito ao diâmetro, as quatro espécies que apresentam maior diâmetro à altura do peito são *Tipuana tipu* (25,0% do total da espécie), *Platanus* spp. (17,3%), *Populus x canadensis* (11,8%) e *Celtis australis* (8,5%). As quatro espécies com diâmetro inferior a 8 cm, correspondentes a plantações recentes, são: *Koelreuteria paniculata* (72,9% do total da espécie), *Tilia* spp. (25,4%), *Celtis australis* (12,1%) e *Tipuana tipu* (11,0%). A espécie *Celtis australis* desde longa data ocupa uma posição proeminente no arvoredo de Lisboa e continua a ser plantada em número expressivo (Soares, 2008).

A quantificação do respetivo valor de importância resulta da conjugação de três percentagens: representatividade numérica, área foliar e cobertura de copa. A tabela 8 mostra os valores de importância para as 24 espécies com maior número de exemplares em Lisboa. Quanto mais elevado o valor de importância, maior é a relevância da respetiva espécie na cidade e, à priori, é aconselhável a sua utilização na cidade.

Tabela 8 Valor de importância das espécies mais comuns em Lisboa. Fonte: Soares, 2008.

Espécies	Número Total	Total (%)	Área foliar (m ₂)	Área foliar (%)	Cobertura copa (m ₂)	Copa (%)	Valor importancia (VI)
<i>Celtis australis</i>	6 629,0	16,1	1 819 972,5	22,7	386 361,4	21,0	19,9
<i>Tilia</i> spp.	6 573,0	15,9	1 095 050,6	13,7	223 979,3	21,2	13,9
<i>Jacarada mimosifolia</i>	4 233,0	10,3	691 247,6	8,6	192 552,3	10,5	9,8
<i>Platanus</i> spp.	3 560,0	8,6	1 303 187,9	16,3	245 856,1	13,4	12,8
<i>Acer negundo</i>	2 831,0	6,9	661 721,8	8,3	97 071,8	5,3	6,8
<i>Tipuana tipu</i>	1 906,0	4,6	386 551,3	4,8	96 723,8	5,3	4,9
<i>Fraxinus angustifolia</i>	1 177,0	2,9	210 151,4	2,6	64 898,4	3,5	3,0
<i>Ligustrum lucidum</i>	1 177,0	2,9	45 137,7	0,6	23 971,9	1,3	1,6
<i>Koelareuteria paniculata</i>	981,0	2,4	30 564,3	0,4	11 751,1	0,6	1,1
<i>Populus x canadensis</i>	953,0	2,3	223 028,9	2,8	50 313,9	2,7	2,6
<i>Cercis siliquastrum</i>	883,0	2,1	23 718,3	0,3	21 558,0	1,2	1,2
<i>Populus nigra</i>	813,0	2,0	220 101,6	2,7	51 331,4	2,8	2,5
<i>Brachychiton populneum</i>	785,0	1,9	51 810,6	0,6	12 059,8	0,7	1,1
<i>Populus alba</i>	757,0	1,8	225 789,8	2,8	52 742,5	2,9	2,5
<i>Aesculus hippocastanum</i>	687,0	1,7	80 455,0	1,0	17 996,0	1,0	1,2
<i>Celtis</i>	673,0	1,6	145 797,5	1,8	32 506,0	1,8	1,7

<i>occidentalis</i>							
<i>Melia azedarach</i>	589,0	1,4	18 539,7	0,2	11 325,7	0,6	0,8
<i>Robinia pseudoacacia</i>	589,0	1,4	102 919,3	1,3	30 792,0	1,7	1,5
<i>Prunus cerasifera</i>	519,0	1,3	24 604,7	0,3	9 288,7	0,5	0,7
<i>Grevillea robusta</i>	434,0	1,1	8 397,3	0,1	6 914,8	0,4	0,5
<i>Aesculus carnea</i> x	420,0	1,0	17 353,4	0,2	9 682,4	0,5	0,6
<i>Catalpa bignonioides</i>	420,0	1,0	15 203,0	0,2	8 930,0	0,5	0,6
<i>Prunus avium</i>	420,0	1,0	7 148,6	0,1	3 050,7	0,2	0,4
Outras árvores	3 238,0	7,8	604 175,8	7,5	117 249,0	9,6	8,3
Total	41 247,0	100	8 012 628,5	100	1838906,5	100	100

Da conjugação dos três referidos fatores que definem o valor de importância resulta que as espécies mais importantes são: *Celtis australis*, *Tilia* spp., *Jacaranda mimosifolia* e *Platanus* spp. É de salientar que estes resultados são fortemente influenciados pelo número de árvores presentes de cada espécie. São de referir também espécies como *Catalpa bignonioides*, *Grevillea robusta* e *Populus nigra*.

Soares (2008) identificou na sua pesquisa se cada espécie arbórea necessita ou não de intervenção, sugerindo qual o nível de risco e de responsabilidade (compromisso financeiro) que está associado com o arvoredo da cidade. São identificadas as espécies mais problemáticas e revelados os cuidados de manutenção necessários, sendo ainda identificadas as cinco espécies com cuidados de manutenção mais urgentes. Os resultados são apresentados na figura 12.

Necessidades de manutenção

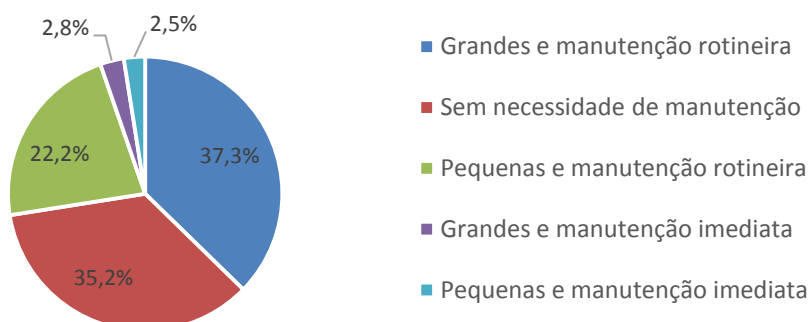


Figura 12 Necessidades de manutenção verificadas no estudo de Soares (2008)

Segundo este estudo, no verão de 2005, 37,3% correspondem a árvores grandes (altura superior a 5,48 m), com necessidades de manutenção de rotina, particularmente *Celtis australis*; 35,2% do arvoredo total apresenta-se em boas condições, não necessitando de manutenção; 22,2% do arvoredo é pequeno (altura inferior a 5,48 m), e tem necessidades de manutenção rotineira (em particular *Tilia* spp); 2,8% correspondem a árvores grandes com necessidade de intervenção imediata, em particular *Tilia* spp; 2,5% do arvoredo apresenta necessidades de intervenção urgentes, principalmente a espécie *Robinia pseudoacacia* (Soares, 2008).

A manutenção referida refere-se à poda ou orientação do crescimento (38%, com maior representatividade de *Tilia* spp.), limpeza da copa (24,3%, com maior representatividade de *Jacaranda mimosifolia*), elevação da copa (3,3%, com maior representatividade de *Celtis australis*), remoção da árvore (0,2%), tratamentos fitossanitários (2,5, com maior representatividade de *Ulmus*), e outros (casos a investigar se requerem tratamento ou remoção). Soares (2008) conclui ainda que as espécies *Celtis australis*, *Platanus* spp., *Populus alba*, *Populus nigra*, *Populus x canadensis* e *Brachychiton populneum* manifestam mais conflitos com o pavimento (13,59% com um conflito reduzido a médio e 3,1% um conflito elevado) provocado pelo grande desenvolvimento das suas raízes. No entanto, esses conflitos não existem em jardins com piso arrelvado (Soares, 2008).

Relativamente ao impacte da vegetação na hidrologia urbana, as espécies que exercem um papel mais relevante na interceção de águas pluviais são: *Platanus* spp. (83,6 euros/árvore), *Celtis australis* (65,1 euros/árvore), *Populus alba* (59,8 euros/árvore), *Grevillea robusta* está entre as árvores que menos contribuem para a redução do escoamento de águas pluviais (Soares, 2008).

No que concerne aos benefícios referentes à melhoria da qualidade do ar (expressos em euros por árvore), considerando os poluentes atmosféricos depositados nas árvores, a diminuição das emissões provenientes das centrais térmicas devido ao menor consumo de energia e, ainda, considerando o potencial efeito negativo das árvores na qualidade do ar devido às suas emissões de COVs, as espécies que proporcionam benefícios mais relevantes são: *Platanus* spp. (8,95 euros/árvore), *Celtis australis* (7,5 euros/árvore) e *Populus alba* (5,3 euros/árvore) (Soares, 2008).

No que toca ao acréscimo advindo para o valor do património imobiliário devido à presença das diferentes espécies arbóreas, as espécies mais interessantes são as seguintes: *Platanus* spp., *Acer negundo*, *Celtis occidentalis*, *Celtis australis*, *Aesculus hippocastanum* e *Populus alba*. O total dos benefícios decorrentes da poupança de energia, do escoamento da água pluvial, da qualidade do ar, e dos efeitos estéticos proporcionados pelas diferentes espécies arbóreas encontra-se na tabela 9. As espécies com um maior número de contributos são *Platanus* spp., *Acer negundo*, *Celtis australis*, *Celtis occidentalis* e *Populus alba* (Soares, 2008).

Tabela 9 Valor das espécies estudadas por Soares (2008) adaptadas para em euros

Especies Botânicas	Energia (€)	CO ₂ (€)	Qualidade do ar (€)	Águas pluviais (€)	Património edificado (€)	Total (€)	Total (%)
<i>Celtis australis</i>	46 782,4	2 174,3	49 801,7	431 658,1	1 111 934,5	1 642 350,9	20,8
<i>Tilia spp.</i>	31 234,0	1 811,8	29 229,9	261 381,1	875 405,2	1 199 061,8	15,2
<i>Jacarada mimosifolia</i>	25 457,1	713,1	21 500,7	192 661,2	506 280,0	687 243,5	8,7
<i>Platanus spp.</i>	33 765,5	2 124,0	32 004,9	297 615,1	917 962,2	1 283 471,7	16,3
<i>Acer negundo</i>	14 476,7	1 853,3	10 821,3	81 664,0	703 521,1	812 336,4	10,3
<i>Tipuana tipu</i>	12 580,9	375,6	4 211,5	74 396,4	159 404,0	250 968,4	3,2
<i>Fraxinus angustifolia</i>	9 302,7	440,0	7 723,4	61 584,3	105 975,0	185 025,3	2,3
<i>Ligustrum lucidum</i>	2 745,5	119,0	3 346,0	21 002,6	41 478,1	68 691,2	0,9
<i>Koelareuteria paniculata</i>	1 568,3	51,7	745,6	8 078,2	37 338,9	47 782,7	0,6
<i>Populus canadensis</i> x	7 178,4	363,2	3 759,3	43 650,7	125 972,3	180 923,4	2,3
<i>Cercis siliquastrum</i>	2 500,6	308,2	2 734,4	13 221,2	29 709,1	48 473,7	0,6
<i>Populus nigra</i>	7 325,9	388,6	3 891,1	44 082,2	109 842,3	165 530,2	2,1
<i>Brachychiton populneum</i>	1 299,2	94,3	1 739,5	15 887,0	41 332,6	60 352,5	0,8
<i>Populus alba</i>	7 515,3	396,1	4 006,3	45 301,8	103 879,0	161 098,5	2,0
<i>Aesculus hippocastanum</i>	2 312,4	101,7	2 297,8	19 588,3	96 046,6	120 346,6	1,5
<i>Celtis occidentlis</i>	3 958,1	188,7	4 194,7	35 509,8	113 053,7	156 905,0	2,0
<i>Melia azedarach</i>	1 596,5	59,1	895,0	6 991,1	24 373,8	33 915,4	0,4
<i>Robinia pseudoacacia</i>	4 183,6	322,9	3 211,0	23 818,9	61 263,6	92 799,9	1,2
<i>Prunus cerasifera</i>	1 208,8	94,0	1 049,4	7 356,3	19 768,0	29 476,4	0,4
<i>Grevillea robusta</i>	632,2	29,2	994,2	4 882,7	19 635,9	26 174,0	0,3
<i>Aesculus carnea</i> x	1 323,1	49,0	738,5	6 117,2	18 725,8	26 953,8	0,3

<i>Catalpa bignonioides</i>	1 213,6	45,6	691,1	5 577,5	18 029,9	25 540,7	0,3
<i>Prunus avium</i>	392,6	20,7	338,9	2 300,7	12 865,5	15 918,3	0,2
Outras árvores	18 980,3	787,2	19 973,6	155 527,8	370 718,3	565 987,2	7,2
Total	239 533,7	12 911,4	209 899,9	1 859 854,0	5 624 515,2	7 887 327,6	100

Contudo, o ICNF não considera que a importância de uma árvore esteja relacionada com o número de exemplares presentes numa área (parâmetro base de todos os cálculos efetuados por Soares em 2008). Em 2013, o ICNF publicou um guia de plantação de espécies arbóreas indígenas no qual identifica um conjunto de árvores aconselhadas para a área de Lisboa. Destas, foram tidas em consideração aquelas aconselhadas para a Área Metropolitana de Lisboa. As espécies indígenas aconselhadas são *Taxus baccata*, *Celtis australis*, *Chamaerops humilis*, *Populus alba*, *Retama monosperma* e *Salix caprea* (ICNF, 2013).

2.3.3 Espécies autóctones e exóticas

Segundo Pysěk *et al.* (2004), espécies nativas são aquelas cuja ocorrência num determinado local ocorre de forma espontânea, ou seja não resultaram de qualquer intervenção antrópica. As espécies exóticas são aquelas cuja presença numa dada área se deve à introdução intencional ou não pelo Homem. Algumas plantas exóticas adaptam-se às condições ecológicas da região, no entanto, constituem um factor de risco para os ecossistemas naturais pois podem adquirir características de invasoras (Pysek, 2004).

A sua naturalização e expansão, quando ocorre de forma descontrolada, é uma das principais ameaças à conservação da flora e da vegetação naturais. Para além dos graves prejuízos ecológicos que acarretam, as espécies exóticas são conhecidas pelos elevados prejuízos económicos que podem provocar. As espécies invasoras são consideradas a segunda maior causa da perda da biodiversidade no planeta. Causam, ainda, impactos a diversos níveis nomeadamente alterações na estrutura dos *habitats*, no funcionamento dos ecossistemas, efeitos na produtividade primária, na dinâmica dos nutrientes, na constituição dos solos, entre outros (Weber, 2000; Lonsdale, 1999).

Frequentemente, as espécies exóticas apresentam vantagens competitivas em relação a algumas das plantas nativas, como por exemplo, a ausência de pragas que as consumam, ou um crescimento mais rápido. Assim, competem com sucesso com as plantas indígenas, tendendo a substituí-las; algumas plantas exóticas adquirem, assim, características de invasoras (Almeida e Freitas, 2000).

O estabelecimento da vegetação natural potencial no concelho de Lisboa não é fácil de fazer face à degradação do coberto vegetal. Apenas tem sido registada a ocorrência de pés

espontâneos de *Quercus pyrenaica*, *Ulmus minor*, *Prunus spinosa subsp. insititoides*, *Quercus coccifera* e *Olea europaea var. sylvestris* (estes últimos de grande porte e idade). Assim, atualmente e com a informação disponível, considera-se que em Lisboa, o principal agrupamento vegetal potencial associado a solos evoluídos e bem drenados corresponde ao carvalhal marcescente dominado por *Quercus faginea* (Câmara Municipal de Lisboa, 2015).

Além disso, em termos de diversidade vegetal (fitodiversidade), Lisboa é bastante peculiar, na medida em que tradicionalmente (desde o século XIV) numerosas espécies exóticas foram introduzidas na área de Lisboa e favorecidas pelas condições de grande amenidade climática. Lisboa é hoje bem conhecida pelo elevado número de jardins botânicos e outros espaços com coleções vegetais. A própria imagem de Lisboa deve muito a espécies exóticas como *Jacaranda* e *Phoenix canariensis* (Câmara Municipal de Lisboa, 2015). A tabela 10 mostra o número de ocorrências dos diferentes tipos de vegetação em Portugal (2005-2010).

Tabela 10 Número de ocorrências dos diferentes tipos de vegetação em Portugal (2005-2010).
Fonte: Câmara Municipal de Lisboa, 2015.

Espécies	Ocorrência 2005-2010
Autóctones	232
Subautóctones	109
Autóctones de coleção	97
Exóticas	1710
Exóticas adaptadas	389
Cultivares	201
Cultivares adaptadas	44
Total	2782

Em Portugal são atualmente listadas cerca de 550 espécies de plantas subspontâneas (incluindo espécies casualmente escapadas de cultura, naturalizadas e invasoras) (Marchante et al 2001; Almeida & Freitas 2000). Em Lisboa a espécie exótica com maior caráter invasor corresponde a *Arundo donax* (Cana), de distribuição generalizada pelos terrenos abandonados. Igualmente frequentes e com caráter invasor em *habitats* fortemente ruderalizados encontram-se *Nicotiana glauca*, *Ricinus communis*, *Albizzia lophanta*, *Cortaderia selloana* e *Phytolacca americana* (esta última frequente em zonas de matas e suas orlas). Também de caráter fortemente invasor é *Pittosporum undulatum* devido à sua estratégia de dispersão similar à das espécies lenhosas autóctones que atualmente colonizam naturalmente os espaços arborizados artificialmente (Soares, 2008).

Ailanthus altissima, *Acacia longifolia*, *Acacia dealbata*, *Acacia mearnsii*, *Acacia karoo*, *Acacia cyanophylla*, *Acacia retinodes*, *Acacia pycnantha*, *Opuntia ficus indica* e *Pittosporum tobira* apresentam um caráter invasor significativo, embora algumas delas estejam muito localizadas

em Lisboa. Outra espécie exótica bastante utilizada para o ornamento da cidade de Lisboa é *Washingtonia filifera*.

Na União Europeia, a utilização de espécies exóticas na agricultura encontra-se legislada pelo Regulamento (CE) n.º 708/2007 do Conselho, de 11 de junho de 2007, com as alterações introduzidas pelos Regulamentos CE n.º 506/2008 de 6 de junho e n.º 304/2011, de 9 de março. No entanto, em 2008, a Comissão Europeia apresentou uma comunicação intitulada “Por uma estratégia da União Europeia em matéria de espécies invasoras”. Por se reconhecer que as espécies exóticas invasoras são uma ameaça importante para a biodiversidade, a Estratégia de Biodiversidade da União Europeia para 2020, adotada em maio de 2011, considera a redução desta pressão. Existem diversos guias e documentos orientadores para a introdução de espécies em áreas florestais e urbanas de modo a controlar a expansão de algumas espécies exóticas (ICNF, 2010).

As estratégias de controlo e mitigação destas espécies consistem no controlo mecânico, químico, biológico e fogo controlado. O controlo de espécies vegetais invasoras é normalmente uma tarefa morosa e complexa, pelo que o seguimento das metodologias sugeridas para cada espécie não pode garantir sucesso total no seu controlo (Marchante *et al.*, 2005).

As medidas de controlo pouco cuidadas, por vezes precipitadas ou adiadas, podem conduzir ao agravamento das situações, além de muitas vezes se tornarem excessivamente dispendiosas. O sucesso de um programa de controlo é facilitado ao controlar a invasão nos estágios iniciais (Dennill e Donnelly, 1991). Qualquer que seja a metodologia de controlo seleccionada, esta deve sempre incluir 3 fases: controlo inicial (redução drástica das populações, sendo a fase que implica normalmente os gastos mais elevados), controlo de seguimento (acompanhamento frequente das áreas controladas, para deteção da regeneração por rebentamento de touça ou raiz, germinação de sementes, entre outros processos, e repetição da aplicação do controlo) e controlo de manutenção (controlo eficaz de baixos níveis das populações invasoras, a mais longo prazo).

A utilização de diferentes métodos de controlo combinados é frequentemente a opção mais adequada, resultando num reforço e melhoramento dos resultados obtidos (Campbell *et al.*, 1996). O controlo mecânico inclui várias modalidades cujo objectivo é retirar ou danificar fisicamente os indivíduos. Em indivíduos adultos utiliza-se, frequentemente, o corte raso mas é importante considerar que esta metodologia, aplicada isoladamente, não é eficaz para espécies que rebentam de touça ou raiz.

No controlo químico recorre-se à utilização de produtos químicos, os quais devem ser cuidadosamente seleccionados. O seu uso indiscriminado é normalmente desaconselhado, devido à probabilidade de efeitos adversos nos ecossistemas, podendo constituir uma ameaça para outras espécies. A maior causa de falha deste método advém da incorrecta aplicação do herbicida, ou mesmo da mistura incorrecta que origina concentrações inadequadas e não

eficazes (Campbell et al., 1990). Dependendo das espécies, das metodologias e dos próprios químicos, a sua aplicação pode realizar-se por injeção, pincelamento ou pulverização.

No controlo biológico utilizam-se inimigos naturais, normalmente originários da região nativa da espécie invasora, para auxiliar no seu controlo. Quando bem sucedido, é um método pouco dispendioso, que permite a redução das populações de espécies invasoras e a sua manutenção abaixo de níveis que causam prejuízos económicos e de conservação. Actualmente utilizam-se, sempre que possível, agentes monoespecíficos, diminuindo o risco de efeitos em espécies não-alvo. Em Portugal, ainda não existem agentes de controlo biológico libertados na natureza para o controlo de espécies invasoras. Para algumas espécies, como *Acacia longifolia*, já foram testados agentes (por ex. agentes para jacinto-de-água) (Cronk e Fuller, 1995).

O fogo controlado é um método também utilizado, tendo como uma das vantagens a redução do banco de sementes, destruindo uma parte das sementes. No entanto, pode ter um efeito oposto, estimulando a germinação de outras (Pieterse e Cairns, 1988). A sua aplicação depende da espécie em estudo e exige a participação de técnicos especialistas em fogo controlado. A utilização deste método é, no entanto, muito limitada pelas características do ecossistema e da vegetação envolvente, revelando-se muito perigoso em várias situações (Campbell et al., 1990). Há a considerar que, para além dos efeitos na espécie invasora, terá sempre efeitos nas populações e bancos de sementes das espécies indígenas.

2.4 Estratégias de avaliação do fenómeno

O estudo do efeito ilha de calor pode ser realizado de diversas maneiras. O método de estudo mais rigoroso consiste na medição da temperatura em toda a área em estudo com o auxílio de estações de monitorização (Levermore & Parkinson, 2016).

Alcoforado e Andrade (2006) concluem que o estudo do fenómeno ICU está dependente da disponibilidade de alguns dados meteorológicos, sendo os principais a temperatura do ar, o vento (velocidade e direção) e a humidade relativa. A aquisição de dados pode ser feita principalmente por estações meteorológicas fixas localizadas em zonas urbanas e rurais do território; ou inquéritos móveis, instalação das instrumentações num veículo e percorrendo o território da zona rural para a zona urbana, a fim de medir dados de forma contínua (Alcoforado e Andrade 2006; Lopes 2003).

Para estabelecer as relações numéricas entre a temperatura do ar (variável dependente) e vários fatores geográficos (variáveis independentes) são frequentemente utilizadas técnicas de regressão múltipla (Wilks, 1995; Storch e Zwier, 2002). Este método foi utilizado para Lisboa por Maria João Alcoforado e Henrique Andrade (2006) diversas vezes para o estudo da ilha de calor. Neste estudo foi calculado o desvio médio das temperaturas noturnas utilizando a temperatura no aeroporto como variável dependente. A temperatura padronizada foi calculada

através da divisão entre a diferença de temperaturas de cinco estações de monitorização e a temperatura média pelo desvio padrão. Esta análise foi efetuada para noites sem nuvens em situações de ventos fracos (Alcoforado et al., 2015).

À semelhança de Lisboa, em estudos efetuados noutras cidades europeias foram também utilizadas estações de monitorização para recolher os dados referidos de modo a permitir o cálculo do conforto térmico. Dos estudos analisados para compreender a ilha de calor, as três ferramentas utilizadas mais comuns são 1) a manipulação de imagens satélite em *softwar* SIG (escala global ou regional), 2) modelos de simulação matemática (WRF) baseados em medições e imagens satélite (escala global ou regional e mesoescala) e 3) modelos de simulação com base nas condições climáticas de um local a uma determinada hora (escala local ou microescala) (Bruse, 2004; Chen et al., 2011; Mathew et al., 2016).

Entende-se por microescala o conjunto de edifícios, ruas, praças e jardins que é influenciado por um microclima. A microescala ocorre a nível da influência integrada de uma cidade (Andrade, 2003).

2.4.1 Utilizando Imagens Satélite

Diversos estudos utilizam imagens de satélite para a análise da ilha de calor superficial (LST) através de dados de deteção remota referentes ao infravermelho térmico. Os satélites mais comumente utilizados são Landsat, NOAA, MODIS/Aqua, MODIS/Terra, ASTER/Terra, AVHRR, AATSR, LISS II e SEVIRI e permitem o cálculo da temperatura da superfície terrestre (Tomlinson et al 2011; Santos, 2009).

Através da análise da temperatura superficial, do índice de áreas impermeáveis e do índice de vegetação NDVI, Sousa e Ferreira (2012) estudaram o fenómeno ilha de calor utilizando o sensor MODIS/Terra juntamente com os sensores TM e ETM+ do Landsat 5 e 7. No entanto, a banda térmica destes satélites tem um pixel de 120 m, o que não permite a sua aplicação à microescala. Imhoff (2010) refere que este estudo foi efetuado em mais de 410 cidades (USGS, 2016; Imhoff et al., 2010; Peng et al., 2012; Sousa e Ferreira 2012).

Diversas metodologias têm sido utilizadas para o estudo da IC. Apesar dos avanços no aperfeiçoamento de métodos, ainda são poucos os trabalhos que utilizam conjuntamente as técnicas de deteção remota e a modelação da superfície e da atmosfera de áreas urbanas (Stewart, 2011).

2.4.2 WRF

Além das imagens satélite, existem vários modelos meteorológicos capazes de representar os efeitos do balanço de radiação, energia e água à superfície no clima local das áreas urbanas (Chen *et al.*, 2011; Chen e Dudhia, 2001). De entre esses modelos, cita-se o Modelo de Pesquisa e Previsão de Tempo (Weather Research and Forecasting-WRF). Este modelo foi

desenvolvido pelo Centro Nacional de Pesquisas Atmosféricas (National Center for Atmospheric Research-NCAR) dos Estados Unidos em parceria com outros grupos de pesquisa. Os avanços da capacidade dos modelos para simular áreas urbanas com resolução superior a 1 km contribuirão para o aprimoramento dos estudos de IC, juntamente com avanços na resolução espacial, espectral e temporal dos dados de detecção remota (Miao et al., 2009; Chen et al., 2011).

O WRF é um modelo não estático com um sistema de coordenadas de massa de ar. Foi projetado como um modelo de previsão climática, mas também pode ser aplicado como um modelo de simulação regional. Entre outras funções, este modelo flui a Nosh LSM, modelo que simula os fluxos de calor sensível e latente das superfícies, e a temperatura superficial como base nos modelos atmosféricos. É baseado no modelo da evaporação potencial de Penman com variações diurnas, que inclui camadas múltiplas de solo, uma parametrização de resistência de copa da vegetação arbórea (modestamente complexa) e hidrologia da superfície (Chen et al., 1996; Chen e Dudhia 2001; Ek et al., 2003).

O *software* está preparado para que a aquisição dos dados necessários seja feita com recurso a imagens satélite e dados meteorológicos sejam dados advindos de estações de monitorização. No entanto, baseia-se na introdução de dados através de códigos informáticos, pouco intuitivos para a comunidade científica. Além disso, o *software* é também lento e acarreta um elevado volume de dados, incluindo a integração de diversas imagens satélite entre si e com dados numéricos (“Chapter 5: WRF Model,” n.d.).

2.4.3 ENVI met

Segundo Huttner (2012), a fim de simular com precisão a física da camada limite atmosférica de uma área urbana (a meso e microescala) o *software* de modelação tem de cumprir os seguintes requisitos:

- O tamanho do pixel do modelo tem que ser pequeno o suficiente para mostrar edifícios, ou seja, tamanho do pixel $\leq 10\text{m}$;
- O modelo tem de implementar o balanço energético de superfícies;
- A simulação das propriedades físicas e fisiológicas das plantas deve ser incluída;
- O cálculo dos processos atmosféricos deve integrar as diversas variáveis climáticas;

A maioria dos modelos de microescala que são usados atualmente na pesquisa e no planeamento urbano concentram-se num aspeto específico do microclima e, portanto, não cumprem todos os requisitos mencionados. Alguns modelos, como MISKAM (Eichhorn, 1989) e MUKLIMO (Sievers, 1995) focam-se principalmente no campo do vento e na distribuição de gases na atmosfera e negligenciam os efeitos termodinâmicos e as temperaturas superficiais. Outros modelos como o modelo de Solweig (Lindberg *et al.*, 2008) e modelo de Rayman (Matzarakis *et al.*, 2007) concentram-se na simulação dos fluxos de radiação no ambiente urbano. Mahrer e Avissar, (1984) referem que também existem modelos de microescala que se

focam apenas na interação das plantas com o microclima. O modelo de microclima tridimensional ENVI-met é um dos poucos modelos de microescala que cumprem todos os critérios acima mencionados. O desenvolvimento do modelo foi iniciado em 1995 por Michael Bruse na Universidade de Ruhr em Bochum (Bruse, 2004).

O ENVI-met é *freeware* e funciona em x86 num computador pessoal com um sistema operacional Microsoft Windows. O ENVI-met tem mais de 1700 utilizadores registrados e é utilizado com sucesso na pesquisa sobre qualidade do ar e microclima urbano em muitos locais como Trier (Alemanha) (Junk *et al.*, 2003), Lisboa (Portugal) (Andrade e Alforcado, 2008), Cairo (Egito) (Fahmya *et al.*, 2010), São Paulo (Brasil) (Spangenberg e Shinzato, 2008), Singapura (Wong e Jusuf, 2007) e Colombo (Sri Lanka) (Emmanuel *et al.*, 2007), para citar apenas alguns.

A principal diferença entre o ENVI-met e os modelos atmosféricos de grande escala utilizados para a previsão do clima ou condições climáticas futuras é a resolução temporal e espacial do modelo. Com uma resolução espacial típica entre 0,5 m e 10 m e intervalos de tempo de 10 s, o ENVI-met simula as interações entre a atmosfera, solo, vegetação e edifícios a nível da microescala. Cada planta e cada estrutura urbana pode ser simulada explicitamente (Bruse, 2004).

3 Metodologia

3.1 Descrição área de estudo

O presente estudo foi efetuado no jardim Teófilo Braga em Campo de Ourique, Lisboa. A figura 13 mostra o enquadramento da área em estudo na cidade. As simulações efetuadas são relativas à variação de vegetação no interior do jardim e foi efetuada a comparação dos resultados obtidos no bairro envolvente.

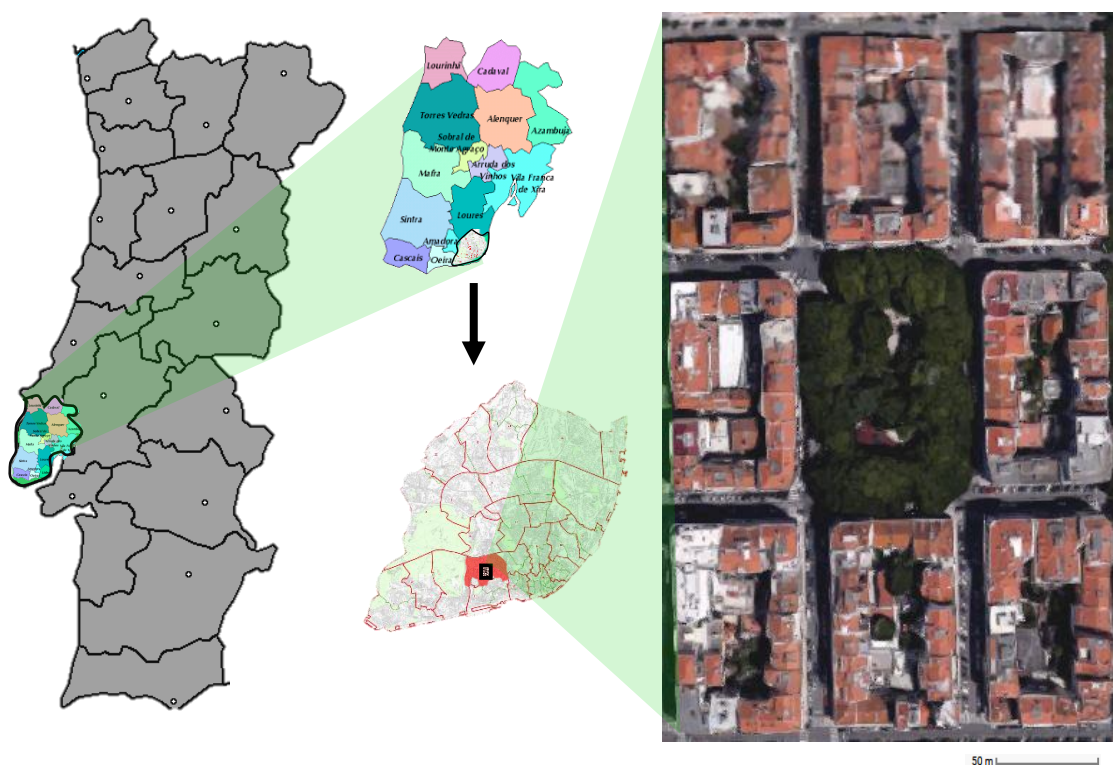


Figura 13 Localização da área de estudo

Tendo em conta o objetivo do estudo, os principais critérios de escolha deste jardim foram a sua dimensão, a existência de estudos e medições de temperatura realizados noutros trabalhos (Oliveira *et al.*, 2011) e a sua geometria retangular (que facilita a sua representação e estudo).

Além da aplicabilidade respeitante ao *software* utilizado, o Jardim Teófilo Braga foi escolhido por ter uma dimensão média no conjunto dos pequenos jardins de Lisboa. De facto, ao analisar a lista de jardins existentes por freguesia em 2003 (Joaquim, 2011), conclui-se que, para o conjunto de jardins com área inferior a 1 ha, a área do jardim em estudo é a que mais se aproximava do valor médio. O conjunto de jardins por freguesia encontra-se disponível no

Anexo I. No respeitante à vegetação existente, este jardim possui um conjunto de espécies bastante comuns na cidade, tanto espécies autóctones como exóticas e mesmo algumas espécies protegidas e classificadas como património natural. Assim, o Jardim Teófilo Braga, comumente conhecido pelo Jardim da Parada, foi utilizado neste estudo como um jardim representativo dos jardins de pequena dimensão existentes na cidade de Lisboa.

A freguesia de Campo de Ourique apresenta um índice de construção elevado e uma população de cerca de 17 500 habitantes. É uma área relativamente plana, a quase 90 m de altitude. Esta freguesia tem uma geometria urbana perfeitamente ortogonal, sendo as ruas, com uma largura média de 15,5 m, orientadas segundo os eixos N-S e E-O. O jardim é retangular, com 95 m de comprimento e 61 m de largura, estando rodeado por edifícios residenciais e comerciais entre 15 e 25 m de altura, com formas variadas, cores e materiais. O Sky-View factor médio (SVF) das ruas circundantes é de 0,28, o que significa que as ruas com orientação E-O recebem 11 h de radiação solar direta no verão, enquanto que as ruas com orientação N-S recebem apenas 3,5 h (Oliveira *et al.*, 2011).

A concentração de equipamentos recreativos (um jardim infantil, um coreto e um quiosque) e árvores proporciona ao espaço em estudo o carácter de um jardim de bairro dedicado ao lazer. A vegetação deste jardim é bastante densa, na primavera/verão atingindo quase 96,5% de cobertura, quando as árvores estão com folha. Predominam as árvores caducifólias com grandes troncos e copas bem desenvolvidas, distribuídas em parcelas circundadas por áreas pavimentadas e em vários relevados. O pavimento impermeável cobre 82% do solo e no centro do jardim há um pequeno lago.

As medições de temperatura efetuadas por Oliveira *et al.* em 2011 no jardim Teófilo de Braga e nas várias ruas circundantes mostraram acentuadas diferenças deste parâmetro entre os locais dentro e fora do jardim. As maiores diferenças ocorreram entre um local no jardim (à sombra) e uma rua com orientação aproximada O-E. Estes resultados confirmam a contribuição potencial das áreas verdes, mesmo de pequena dimensão, para a mitigação da ICU.

O desempenho térmico de uma área verde e a sua influência no ambiente envolvente depende de vários fatores, como as características urbanas da cidade onde está localizada e as condições climáticas da área. Neste caso, a diferença de temperatura é explicada pela existência de muitas áreas sombreadas no jardim e forte evapotranspiração, factores que ajudam a diminuir a temperatura. A baixa velocidade do vento também contribui para aumentar a diferença térmica entre os locais medidos. Este estudo confirma a importância dos espaços verdes para o conforto dos utilizadores e moradores da área circundante (Oliveira *et al.*, 2011).

O levantamento de espécies arbóreas efetuado neste local a 15 de janeiro de 2017 está apresentado na tabela 11. Há quatro árvores classificadas, dois *Metrosideros*, uma *Sequoia* e um *Cipreste-dos-pântanos*. Como se pode observar, o *Lodão-bastardo* é a espécie mais abundante (73 indivíduos num total de 103 árvores). Os indivíduos desta espécie encontram-se

a fazer a bordadura exterior do Jardim. Os valores resultantes das medições das espécies podem ser consultados no Anexo II.

Tabela 11 espécies arbóreas identificadas no jardim Teófilo de Braga

Espécies	Indivíduos
Lodão bastardo (<i>Celtis australis</i>)	73
Cedro dos himalaia (<i>Cedrus deodara</i>)	1
Catalpa (<i>Catalpa bignonioides</i>)	1
Grevília-robusta (<i>Grevillea robusta</i>)	1
Jacarandá (<i>Jacaranda mimosifolia</i>)	1
Pitóspero-japonês (<i>Pittosporum tobira</i>)	2
Pitóspero ondulado (<i>Pittosporum undulatum</i>)	1
Tulipeiros (<i>Liriodendrum tulipifera</i>)	7
Castanheiro da Índia (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	4
Palmeira-de-saias (<i>Washingtonia filifera</i>)	3
Sequoia (<i>Sequoia sempervirens</i>)	1
Palmeira comum (<i>Phoenix canariensis</i>)	1
Cipreste Montezuma (<i>Taxodium mucronatum</i>)	2
Metrosídero (<i>Metrosideros excelsa</i>)	2
Karaka (<i>Corynocarpus laevigatus</i>)	3
Total	103

3.2 Funcionamento do ENVI-met

Com base nas características dos métodos de análise da ilha de calor descritos anteriormente, foi elaborada a tabela 12 que compara as vantagens, desvantagens, materiais necessários ao estudo da ilha de calor através da utilização de imagens de satélite, do *software* WRF e do *software* ENVI-met. Os critérios que tiveram maior impacto na tomada de decisão na escolha do ENVI-met foram o custo do *software* e a disponibilidade dos dados necessários.

Tabela 12 Resumo das vantagens, desvantagens e material necessário de cada método referidos em 2.4.

	Monitorização	Imagens Satélite	WRF	ENVI-met
Material necessário	Material de medição das variáveis	Imagens satélite	Material de medição das variáveis Imagens satélite	Variáveis climáticas a utilizar Caracterização da vegetação e edificado

Vantagens	Informação fidedigna e detalhada	Contém séries de dados térmicos espacializados e com medições periódicas	Modelo que permite a integração de mais que uma variável sendo, por isso, mais realista.	Software de utilização livre Permite simular resultados por alteração das variáveis ou uso do solo. A simulação baseia-se de integração de diversas variáveis.
Desvantagens	Por si só não permite retirar resultados integrados de compreensão das restantes variáveis (vento, humidade e orografia)	Não permite estudos a micro e mesoescala A dimensão do pixel não permite a distinção da vegetação Não permite realizar simulações (alterar as variáveis)	Utiliza imagens satélite e dados de medições de temperatura. Sensibilidade reduzida Dificuldade de manuseamento	A versão gratuita tem limite de 100x100x60 m de quadrícula Construção grosseira da vegetação (0,5 m)
Custo	Compra e manutenção dos materiais	Gratuito	Gratuita mediante acordo com faculdade	Gratuito

Uma das grandes vantagens do ENVI-met é o facto de ter uma versão gratuita, que foi a utilizada. A desvantagem desta versão é o facto de apenas possibilitar análise de áreas restritas. Há uma versão mais avançada, que permite a análise de áreas mais abrangentes, mas o seu preço elevado não possibilitou a sua utilização. Outro fator decisivo na escolha do ENVI-met foi a simplicidade de utilização e a sua capacidade de integrar as variáveis climáticas com o uso do solo. Como o estudo se centra no potencial de arrefecimento de um jardim, o verão seria a melhor estação para realizar as medições. No entanto, o estudo teve de ser realizado no inverno devido a constrangimentos de ordem temporal.

Caso fosse utilizado um método de análise próprio para grandes áreas, a sensibilidade seria bastante reduzida devido à dimensão do pixel (maior dimensão não permite bom detalhe, pode impossibilitar a espacialização da vegetação e a distinção de espécies e o estudo não seria possível. Outro fator decisivo foi a simplicidade de utilização do *software* e a sua capacidade de integrar as variáveis climáticas com o uso do solo. Desta forma, foi escolhido o software ENVI-met para a realização do estudo das variações de temperatura conforme a variação da vegetação existente.

A estrutura básica do modelo de ENVI-met é composta por equações físicas e matemáticas que variam consoante os métodos utilizados nos diferentes submodelos (Manage Project and Workplace, Albero, Eagle Eye, Spaces, Config Wizard, ENVI-met e Leonardo). As principais variáveis prognósticas calculadas pelo ENVI-met são (Bruse e Fler, 1998):

- A velocidade e direção do vento;
- A temperatura do ar e do solo;
- A humidade do ar e do solo;
- A turbulência;
- Os fluxos radiativos;
- A dispersão de gás e partículas.

Para o cálculo destas variáveis o ENVI-met utiliza vários submodelos que são acoplados entre si. A figura 14 mostra todos os processos envolvidos no cálculo da temperatura, os diferentes modelos aplicados (solo, edificado, vegetação, radiação) no *software*, as suas variáveis e o modo de interação entre as mesmas.

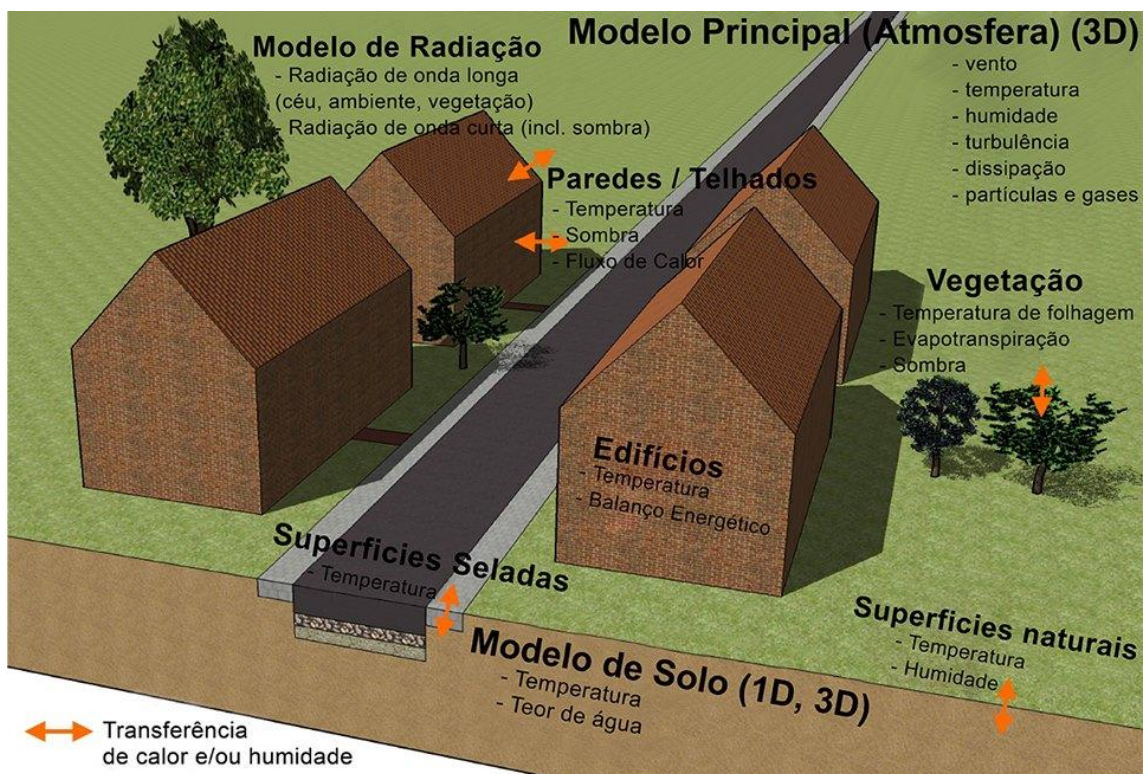


Figura 14 Interações e variáveis consideradas no ENVI-met. Adaptada de Bruse, 2004.

O cálculo da variação temporal e espacial da velocidade e direção do vento é efetuado usando as equações tridimensionais não-hidrostáticas de Navier-Stokes. Para uma maior simplificação, a aproximação de Boussinesq é usada para eliminar a necessidade de se ter de usar a variável densidade nas equações de Navier-Stokes (a temperatura potencial pode ser calculada usando

a equação combinada de advecção-difusão) entre a água e o vapor de água (e vice-versa) (Huttner, 2012).

O modelo de turbulência é baseado no trabalho de Mellor e Yamada (1974) e acrescenta duas equações para a turbulência e a sua dissipação (Tasler e Anderson, 1984; Mellor e Yamada 1974).

O balanço da radiação atmosférica é subtraído aos coeficientes de absorção e emissão das diferentes camadas atmosféricas. Estes coeficientes dependem da espessura ótica da atmosfera, isto é, do número de aerossóis e da quantidade de vapor de água, dióxido de carbono, ozono e outros gases de efeito de estufa. O ENVI-met utiliza uma aproximação mais simples que tem em consideração apenas o vapor de água (Bruse, 2004)

Dentro da área do modelo, os fluxos de radiação são fortemente modificados pelo sombreamento (parcial) de edifícios e da vegetação. Esta modificação dos fluxos da radiação é modelada através de um número de coeficientes que variam entre 0 e 1 (bloqueio total da radiação e radiação sem obstáculos respetivamente) (Huttner, 2012).

3.3 Aquisição de dados

No que respeita aos dados da vegetação foi necessário fazer o levantamento dendrométrico das árvores existentes no Jardim. A figura 15 mostra a metodologia utilizada para a recolha. Os resultados destas medições entram-se no Anexo II. Para cada árvore foram medidos os seguintes parâmetros: altura (a), perímetro do tronco a 1 m de altura (b), altura da copa (c), diâmetro maior da copa (d), diâmetro da copa perpendicular a este (e).

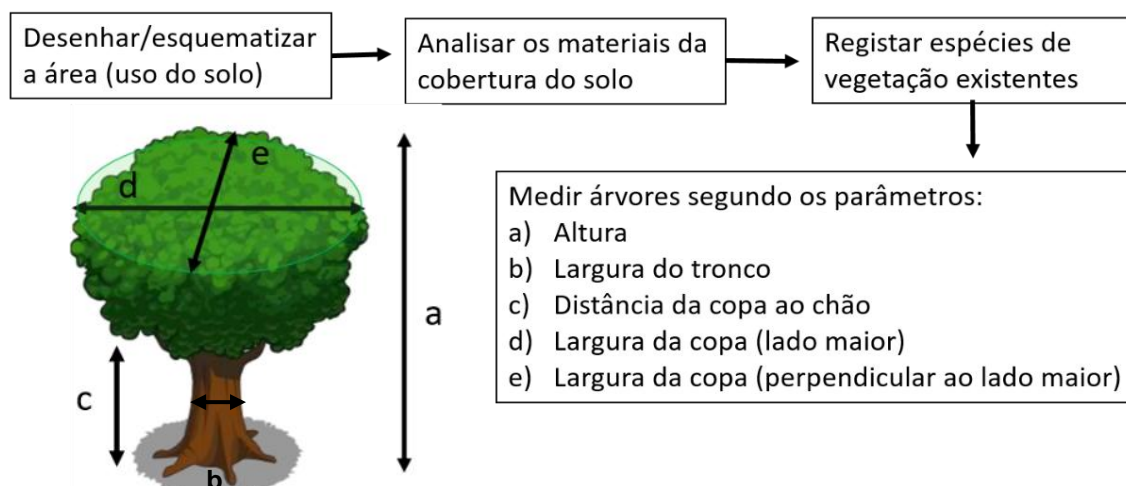


Figura 15 Metodologia de aquisição de dados da vegetação do jardim

A tabela seguinte (Tabela 13) apresenta os valores médios dos parâmetros dendrométricos para as diferentes espécies consideradas no estudo. Esta tabela mostra que a espécie arbórea

com maior altura é *Grevillea Robusta*, no entanto a que apresenta uma copa mais larga (e, por isso, vai proporcionar uma maior área de sombra) é *Metrosideros excelsa*.

Tabela 13 Valores das alturas e larguras médios da vegetação utilizados

Espécie	Altura (a)	Altura (c)	Largura (d)	Largura (e)
	(m)	(m)	(m)	(m)
Lodão bastardo (<i>Celtis australis</i>)	18	9	12	14
Lodão bastardo (<i>Celtis australis</i>) pequenos	6	4	7	10
Cedro dos himalaia (<i>Cedrus deodara</i>)	3	2	3	4
Catalpa (<i>Catalpa bignonioides</i>)	10	3	11	11
Grevília-robusta (<i>Grevillea robusta</i>)	32	8	10	12
Jacarandá (<i>Jacaranda mimosifolia</i>)	17	9	14	13
Pitóspero-japonês (<i>Pittosporum tobira</i>)	10	3	6	6
Pitóspero ondulado (<i>Pittosporum undulatum</i>)	20	13	5	6
Tulipeiros (<i>Liriodendrum tulipifera</i>)	11	2	5	3
Castanheiro da Índia (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	18	9	10	8
Palmeira-de-saias (<i>Washingtonia filifera</i>)	23	16	6	6
Sequoia (<i>Sequoia sempervirens</i>)	27	2	7	6
Palmeira comum (<i>Phoenix canariensis</i>)	13	5	10	10
Cipreste Montezuma (<i>Taxodium mucronatum</i>)	18	8	10	7
Metrosídero (<i>Metrosideros excelsa</i>)	18	4	25	18
Karaka (<i>Corynocarpus laevigatus</i>)	14	3	14	15

De modo a facilitar a compreensão da importância do jardim em estudo na dinâmica térmica do local foram usados os dados relativos a um dia onde tenham ocorrido temperaturas altas com condições de vento e humidade normais. No respeitante à temperatura, segundo o boletim climático sazonal de 2016 “O verão de 2016 foi o 2º mais quente desde 1931 (depois de 2005) (...) o valor médio da temperatura máxima do ar foi o valor mais alto desde 1931 (...) e foi o 5º mais seco desde 1931” (IPMA, 2016a).

Este boletim aponta ainda o mesmo de julho como aquele em que a temperatura máxima foi a mais elevada. Este mês encontra-se descrito como o segundo mais quente desde 1930. Ao analisar o boletim de julho de 2016 foi possível concluir que, para Lisboa, a temperatura máxima foi atingida no dia 26. Assim, esta foi a data utilizada na simulação (IPMA, 2016a, 2016b).

Relativamente à hora de simulação, foram analisadas as variações de temperatura diárias de diversos anos, concluindo que a temperatura máxima do ar é atingida entre as 14 e as 17h. Assim, foi utilizado o valor de *default* definido pelo *software* ENVI-met para Lisboa (16h) como

a hora em que se verifica a temperatura máxima e foi assumido que a temperatura mínima de 20°C ocorreu às 6h (IPMA, 2016).

A figura seguinte (Figura 16) exemplifica a variação horária da temperatura registada nesse dia no monte da Caparica (a cerca de 7 km da área de estudo) com dados obtidos na plataforma *online* SNIRH. Estes dados são utilizados apenas para mostrar o padrão da variação da temperatura que é utilizado nas simulações uma vez que não foram encontrados dados de variação de temperatura para o dia da simulação (26 de julho de 2016) para Lisboa.

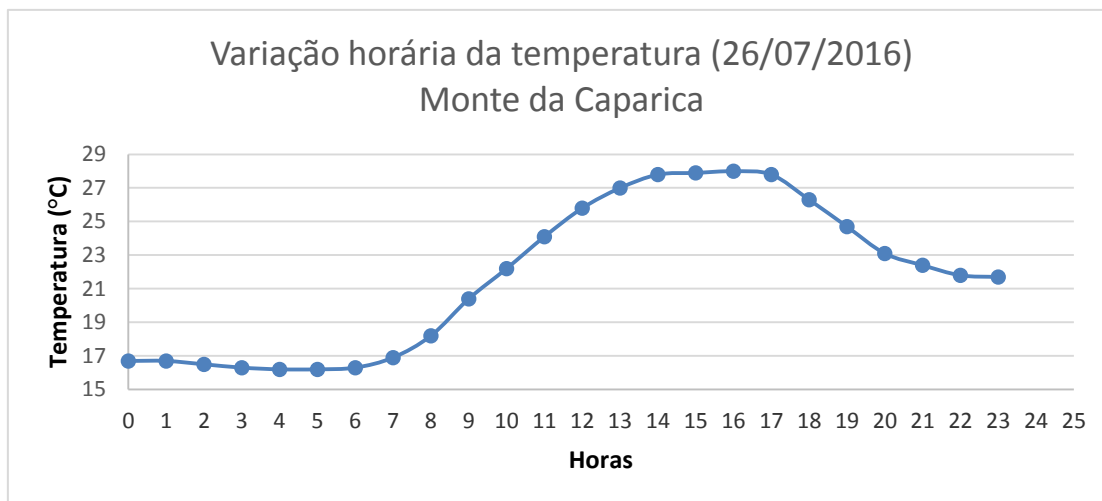


Figura 16 Variação da temperatura no Monte da Caparica no dia 26 de julho de 2016. Fonte: SNIRH, 2017

Ao introduzir o valor mínimo e máximo da temperatura horária, o *software* cria uma curva e calcula a temperatura horária ao longo do dia (Tabela 14). A humidade é calculada da mesma forma. A tabela 14 mostra esses valores da temperatura e humidade horários utilizados na simulação. A vermelho estão representados os valores máximos e a verde os valores mínimos.

Tabela 14 Valores de temperatura e humidade relativa horária para o dia 26 de julho de 2016 em Lisboa.

Horas	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Temperatura (°C)	22	23	25	27	28	30	31	33	34	36	35	34
Humidade (%)	68	66	64	62	60	58	56	54	52	50	51	52
Horas	19	20	21	22	23	24	1	2	3	4	5	6
Temperatura (°C)	33	31	30	29	28	27	26	25	24	22	21	20
Humidade (%)	54	56	57	59	60	61	63	64	66	67	69	70

A tabela 15 mostra os valores utilizados para a temperatura e humidade do solo. Devido à inexistência de dados relativos a várias profundidades, foram utilizados os valores padrão do *software*.

Tabela 15 Valores da humidade e temperatura do solo utilizados na simulação

	Humidade do solo (%)	Temperatura inicial (°C)	Fonte/Referência
0-20 cm	50	19,8	Default
20-50 cm	60	19,8	Default
50-200 cm	60	19,8	Default
>200 cm	60	19,8	Default

Os dados a inserir nas diferentes componentes e a respetiva base de dados utilizada encontram-se apresentados na tabela 16.

Tabela 16 Parâmetros físicos e climáticos utilizados como constantes nas simulações

Parâmetros	Valor	Base de dados utilizada
Dia de simulação	26/07/2016	
Hora de simulação	15h – 17h	
Número de horas de simulação	3	
Velocidade do vento a 10 m	9,3	(Tempo.pt, 2017; Weather Online, 2017)
Direção do vento (graus)	340	(IPMA, 2016)
Rugosidade do vento	Default (0,01)	Default
Temperatura inicial da atmosfera (°C)	36,5	(IPMA, 2016)
Humidade específica a 2500 m (g/kg)	Default (7)	Default
Humidade relativa a 2 m (%)	50%	(Weather Online, 2017)
Nuvens a baixa altitude (octas)	Default (0)	Default
Nuvens a média altitude (octas)	Default (0)	Default
Nuvens a alta altitude (octas)	Default (0)	Default
Modelo de turbulência	DefaultPrognostic (TKE)	Default
Condições de fronteira	Forced	Default
Fronteiras laterais (temperatura e humidade)	Open	Default
Poluente único ou mistura	Único	Default
Poluentes escolhidos	CO ₂	Default
Modelo de transpiração utilizado	A-gsPhotosynthesis	Default
CO₂ background (ppm)	402	(NOAA, 2017)

3.4 Tratamento dos dados

Relativamente ao *software*, a figura 17 mostra a metodologia utilizada para preparar e adaptar o programa para o tipo e local da simulação pretendida. Depois de estabelecida a directoria de trabalho, os materiais a utilizar e a criação de uma base de dados da vegetação que se pretende introduzir, o tratamento de dados é efetuado através de seis componentes principais (Eagle Eye, Spaces, Configuration Wizard, ENVI-met V4, Biomed e Leonardo 2014).

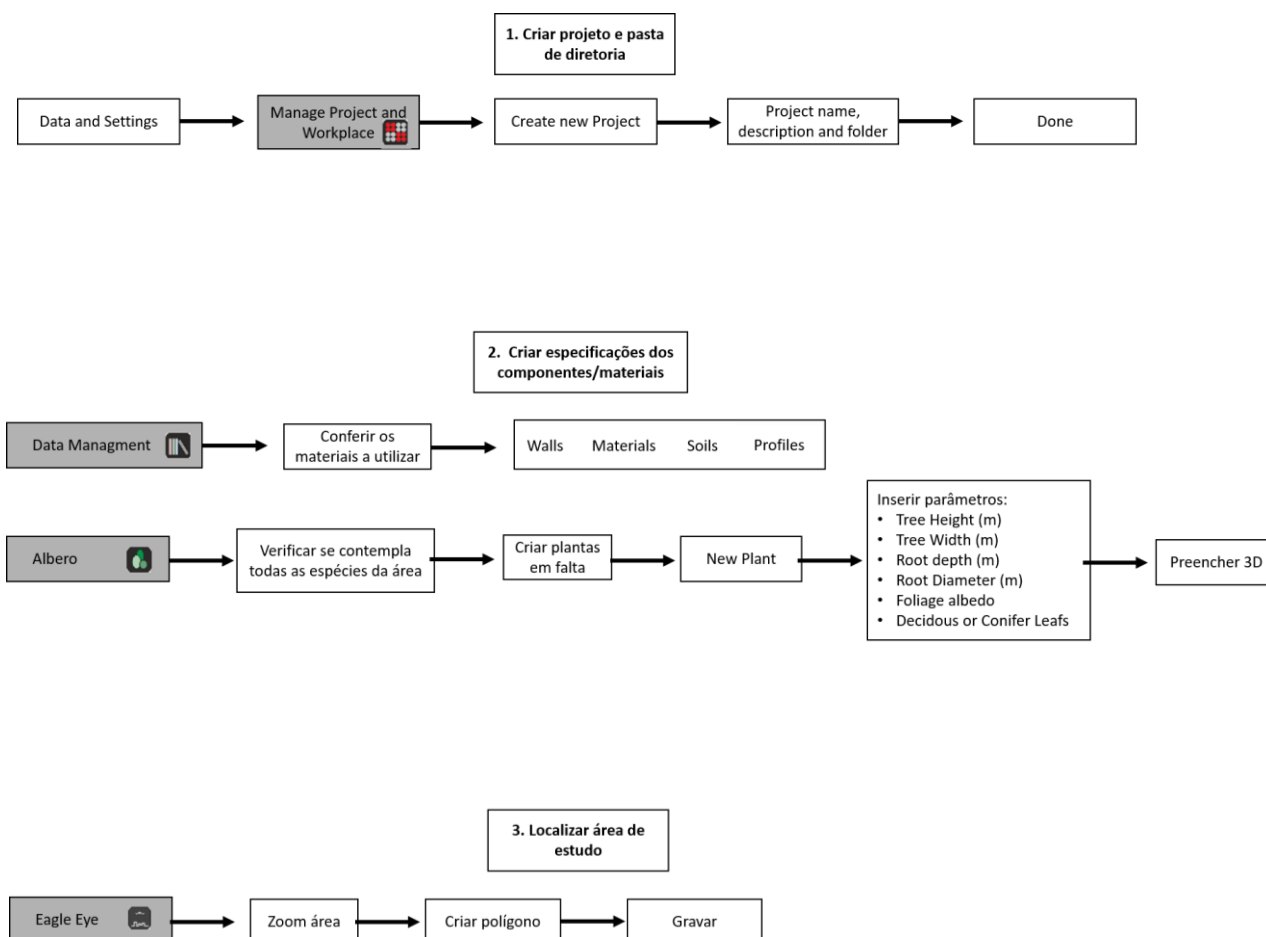


Figura 17 Metodologia utilizada para criar uma pasta de directoria, os materiais e definir a área da simulação

Para criar uma pasta de directoria é utilizada a componente **Manage Project and Workplace**. Após criar a pasta, é necessário verificar se a base de dados contém os materiais e a vegetação existente. Caso não contenha, é necessário criar e identificar as espécies. A figura anterior explica este procedimento. De seguida, é necessário delimitar a área de estudo através de um Plugg-in do Google Earth utilizando o **Eagle Eye**. A área é seleccionada com um polígono e exportada para a componente seguinte.

Após verificar que todos os parâmetros estão em conformidade com os existentes no local, a figura 18 motra o procedimento realizado para espacializar as componentes da área.

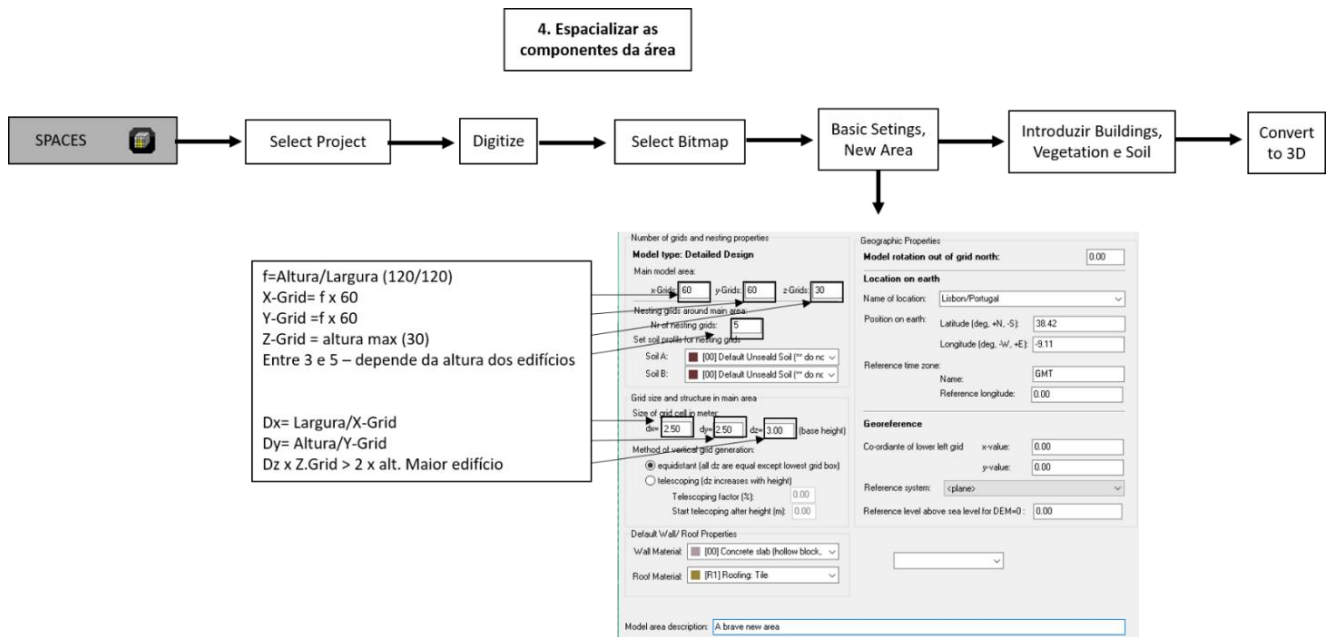


Figura 18 Metodologia utilizada para espacializar as componentes na área

Depois de espacializar a área, foi necessário colocar as componentes presentes na área (edifícios, pavimento, vegetação), tendo, para tal, sido utilizada a ferramenta SPACES. Antes de colocar os componentes deve-se introduzir o mapa exportado do Eagle Eye e colocar a escala de trabalho. Para calcular os valores solicitados para dimensionar a área, foi utilizado o valor de 120 m para a largura e para a altura da imagem (da área em estudo).

O fator de relação entre a altura e a largura da imagem é igual a 1. Desta maneira, o valor X-Grid e Y-Grid calculados pela multiplicação das quadrículas (60) pelo fator calculado (1) é igual a 60. De seguida calcula-se Dx e Dy que correspondem à divisão das dimensões da imagem pelas correspondentes quadrículas. Caso o resultado do Dx e Dy sejam iguais significa que a transformação da imagem em quadrículas foi feita de forma correcta e, portanto, tem as proporções certas. O valor de Z-Grid indica a altura máxima a considerar na simulação. Como os edifícios da área têm altura máxima de 25 metros, foi considerado o valor de 30 m de modo a dar alguma margem à simulação. O valor de Dz é calculado tendo em consideração que $Dz \times Z\text{-Grid}$ deve ter um valor superior a 2×25 (altura máxima do edificado).

De seguida, foram introduzidos os dados da simulação, do modo que a figura 19 ilustra, e a simulação foi posta a correr.

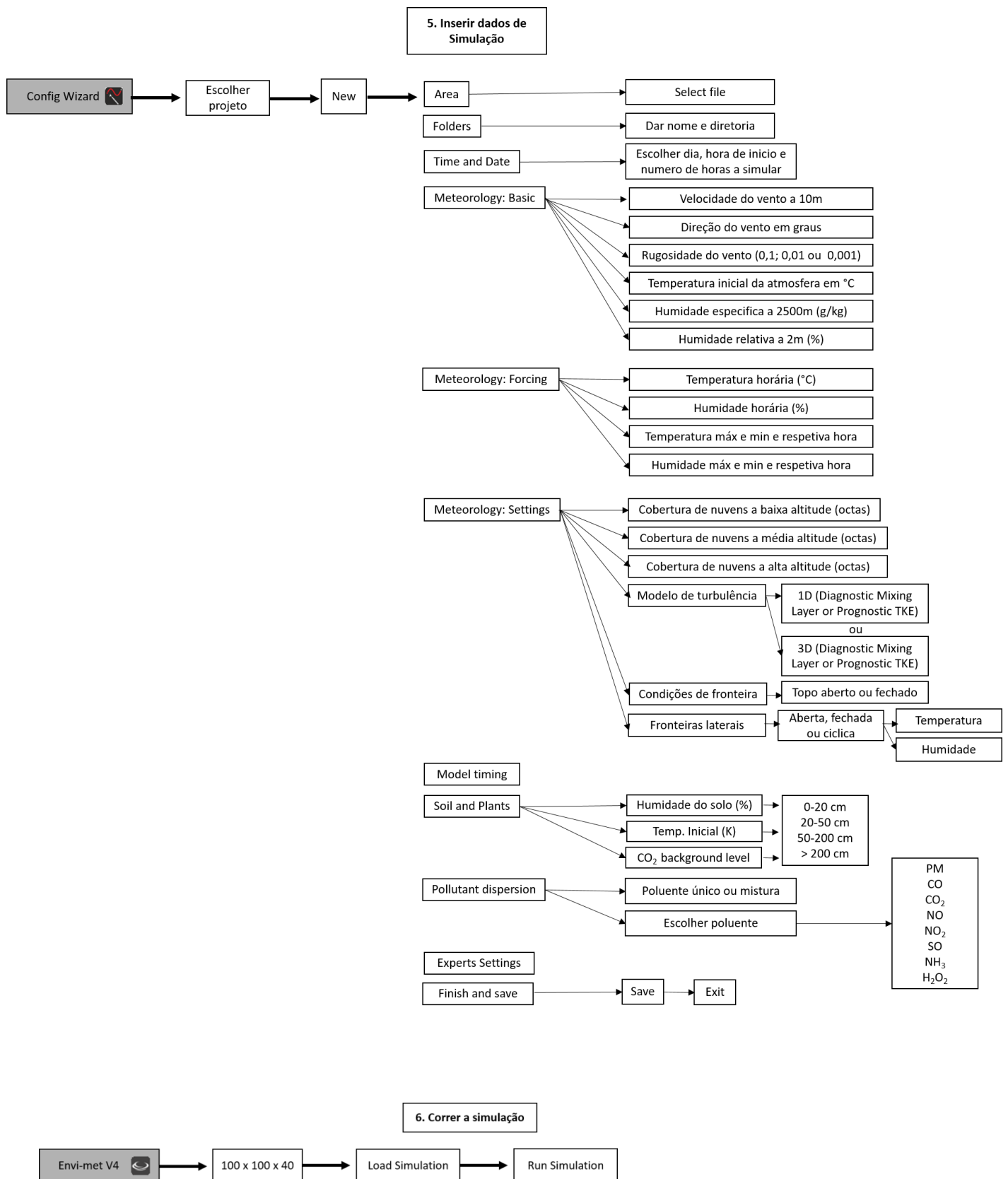


Figura 19 Metodologia de programas e correr a simulação

A seguir, foi necessário calcular o índice de conforto térmico (PMV) utilizando os dados de um ser humano médio, masculino, com 35 anos, 1,75m de altura e 75 kg. A figura 20 descreve a metodologia para calcular o valor de PMV.

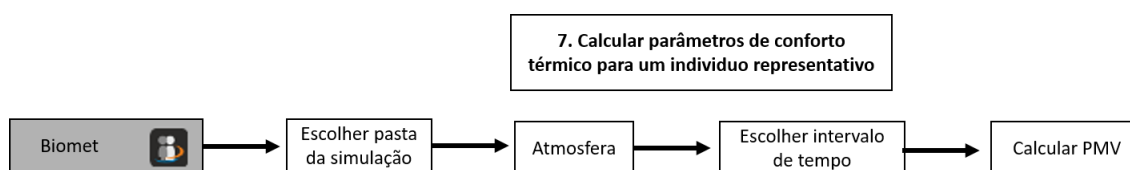


Figura 20 Metodologia utilizada para calcular o valor de PMV no Biomet

Todos os fatores anteriores foram considerados constantes, o parâmetro variável nas simulações é a vegetação. Assim, foram efetuadas diversas simulações de modo a compreender qual a vegetação que iria ter maior impacto na variação da temperatura local. A tabela 17 resume as simulações efetuadas e a vegetação incluída. Nas simulações, tentou manter-se o espaço útil de recreio/lazer no jardim assim como a densidade de vegetação existente para as primeiras simulações. Foi mantido o local de plantação das espécies arbóreas e os canteiros com vegetação herbácea, à exceção da simulação 6.

Tabela 17 Descrição geral das simulações efetuadas

Simulações					
1	2	3	4	5	6
Vegetação natural existente	Sem jardim (substituição por um bloco de prédios)	Substituir as espécies presentes por espécies indígenas	Substituir as espécies indígenas e aumentar a área de relva para o dobro	Substituir toda a vegetação por espécies exóticas	Aumentar a vegetação indígena em ½ (em 50 espécies)

Por fim, os mapas gerados foram comparados na componente Leonardo 2014 dois a dois utilizando a seguinte metodologia de visualização (figura 21).

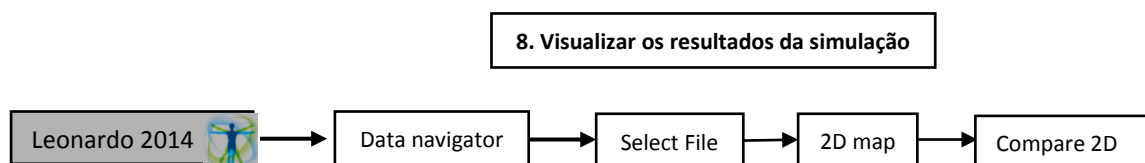


Figura 21 Metodologia de visualização e comparação dos resultados utilizando o Leonardo 2014

3.5 Simulações realizadas

Simulação 1

A simulação 1 baseia-se no estado atual do Jardim. A área em estudo e os seus constituintes foram desenhados com base na imagem do Google Maps (Figura 22) para a sua integração no ENVI-met. As medições referentes a cada uma das árvores existentes encontram-se no Anexo II.

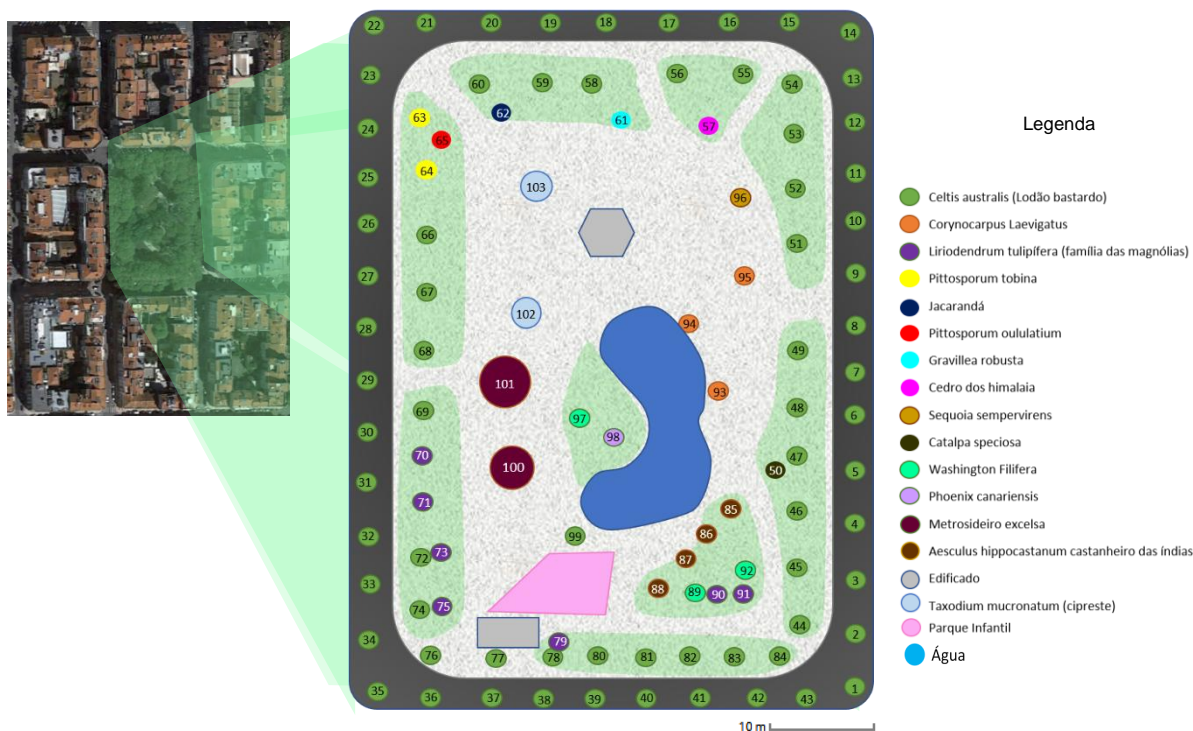


Figura 22 Jardim Teófilo de Braga e respetiva vegetação

Relativamente aos edifícios, aqueles com telhados cor de telha foram considerados como tendo 25 metros de altura enquanto que os edifícios com telhados brancos, semelhantes a anexos ou arrecadações, foram classificados com a altura de 15 m. As áreas verdes simbolizam os canteiros e relvados existentes, o cinzento de fundo representa a calçada e o rebordo a preto simboliza o limite do jardim (calçada exterior).

Simulação 2

Para a simulação 2 optou-se por substituir o jardim por mais um bloco de edifícios (Figura 23). O objetivo desta simulação é calcular o potencial de arrefecimento real que o jardim proporciona para aquele bairro, ou seja, tentar perceber qual seria a temperatura registada se não existisse o jardim.



Figura 23 Esquemática da área da simulação 2

Simulação 3

Para a simulação 3 foi necessário apreender quais as árvores com valor patrimonial existentes na área de estudo. Uma vez que devem ser conservadas e protegidas foram mantidas na simulação. De modo a estudar a influência dos diferentes grupos de espécies (exóticas e autóctones), todas as espécies sem estatuto de conservação e exóticas foram substituídas por espécies autóctones, tendo-se mantido a altura das árvores e o *design* paisagístico). A escolha das espécies a utilizar foi feita com base no manual do ICNF (ICNF, 2013) e consideradas apenas as espécies aconselhadas para a região da AML (Tabela 18).

Tabela 18 Características da vegetação autóctone introduzidas na simulação 3

Espécies	Altura (m)	Largura (m)
<i>Salix caprea</i>	15	até 15
<i>Populus alba</i>	até 30	5
<i>Taxus baccata</i>	entre 17 e 20	10 a 13

Nesta simulação espera-se que o arrefecimento proporcionado pela vegetação seja superior ao existente, mas que não seja muito significativo uma vez que a maioria da vegetação se manteve (*Celtis australis* e a vegetação com valor patrimonial). A Tabela 19 sumariza as substituições realizadas e a figura 24 a sua distribuição no jardim.

Tabela 19 Substituições de vegetação na simulação 3

Existente	Substituída por
Lodão bastardo (<i>Celtis australis</i>)	-
Cedro dos himalaias (<i>Cedrus deodara</i>)	Salix caprea
Catalpa (<i>Catalpa bignonioides</i>)	Salix caprea
Grevília-robusta (<i>Grevillea robusta</i>)	Populus alba
Jacarandá (<i>Jacaranda mimosifolia</i>)	Taxus baccata
Pitóspero-japonês (<i>Pittosporum tobira</i>)	Salix caprea
Pitóspero ondulado (<i>Pittosporum undulatum</i>)	Populus alba
Tulipeiros (<i>Liriodendrum tulipifera</i>)	<i>Celtis australis</i>
Castanheiro da Índia (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	-
Palmeira-de-saias (<i>Washingtonia filifera</i>)	Populus alba
Sequoia (<i>Sequoia sempervirens</i>)	-
Palmeira comum (<i>Phoenix canariensis</i>)	Taxus baccata
Cipreste Montezuma (<i>Taxodium mucronatum</i>)	-
Metrosídero (<i>Metrosideros excelsa</i>)	-
Karaka (<i>Corynocarpus laevigatus</i>)	<i>Celtis australis</i>



Figura 24 Esquema do Jardim Teófilo de Braga e vegetação indígena aplicada na simulação 4

Simulação 4

Nas simulações apresentadas até ao momento foi ignorada a vegetação herbácea. Na simulação 4 a área deste tipo de vegetação (relva) foi aumentada para o dobro (substituindo a calçada), tendo-se mantido as espécies arbóreas (Figura 25).



Figura 25 Esquema do Jardim Teófilo de Braga com o dobro da relva e vegetação indígena

Simulação 5

A simulação 5 é baseada, sobretudo, em espécies exóticas. O objetivo foi perceber qual seria a diferença na temperatura resultante da substituição da vegetação existente pelas espécies exóticas mais comuns em projetos urbanísticos em Portugal (Tabela 20) retiradas do site <http://flora-on.pt/> (Araújo *et al* 2017). Foram escolhidas espécies que apresentam dimensão semelhante à das espécies presentes no Jardim.

Tabela 20 Espécies arbóreas exóticas identificadas utilizando o SIG Flora.on em Lisboa.

	Altura (m)	largura (m)
Acacia longifolia	7 a 10	7,5
Pinus halepensis	25	5,5
<i>Populus nigra</i> var. italica	32	4
Washingtonia filifera	15 a 20	

Para a substituição foram mantidos os lugares de plantação das espécies anteriores de modo a manter o *design* paisagístico. A tabela seguinte sumariza as substituições realizadas e a figura 26 a sua distribuição no jardim.

Tabela 21 Vegetação exótica que substituiu a vegetação existente no jardim

Existente	Substituída por
Lodão bastardo (<i>Celtis australis</i>)	Washingtonia filifera
Cedro dos himalaia (<i>Cedrus deodara</i>)	Acácia longifolia
Catalpa (<i>Catalpa bignonioides</i>)	Acácia longifolia
Grevíia-robusta (<i>Grevillea robusta</i>)	Acácia longifolia
Jacarandá (<i>Jacaranda mimosifolia</i>)	Acácia longifolia
Pitóspero-japonês (<i>Pittosporum tobira</i>)	Acácia longifolia
Pitóspero ondulado (<i>Pittosporum undulatum</i>)	Washingtonia filifera
Tulipeiros (<i>Liriodendrum tulipifera</i>)	Acácia longifolia
Castanheiro da Índia (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	Populus nigra var itálica
Palmeira-de-saias (<i>Washingtonia filifera</i>)	-
Sequoia (<i>Sequoia sempervirens</i>)	Populus nigra var. Itália
Palmeira comum (<i>Phoenix canariensis</i>)	-
Cipreste Montezuma (<i>Taxodium mucronatum</i>)	Washingtonia filifera
Metrosídero (<i>Metrosideros excelsa</i>)	Washingtonia filifera
Karaka (<i>Corynocarpus laevigatus</i>)	Acácia longifolia

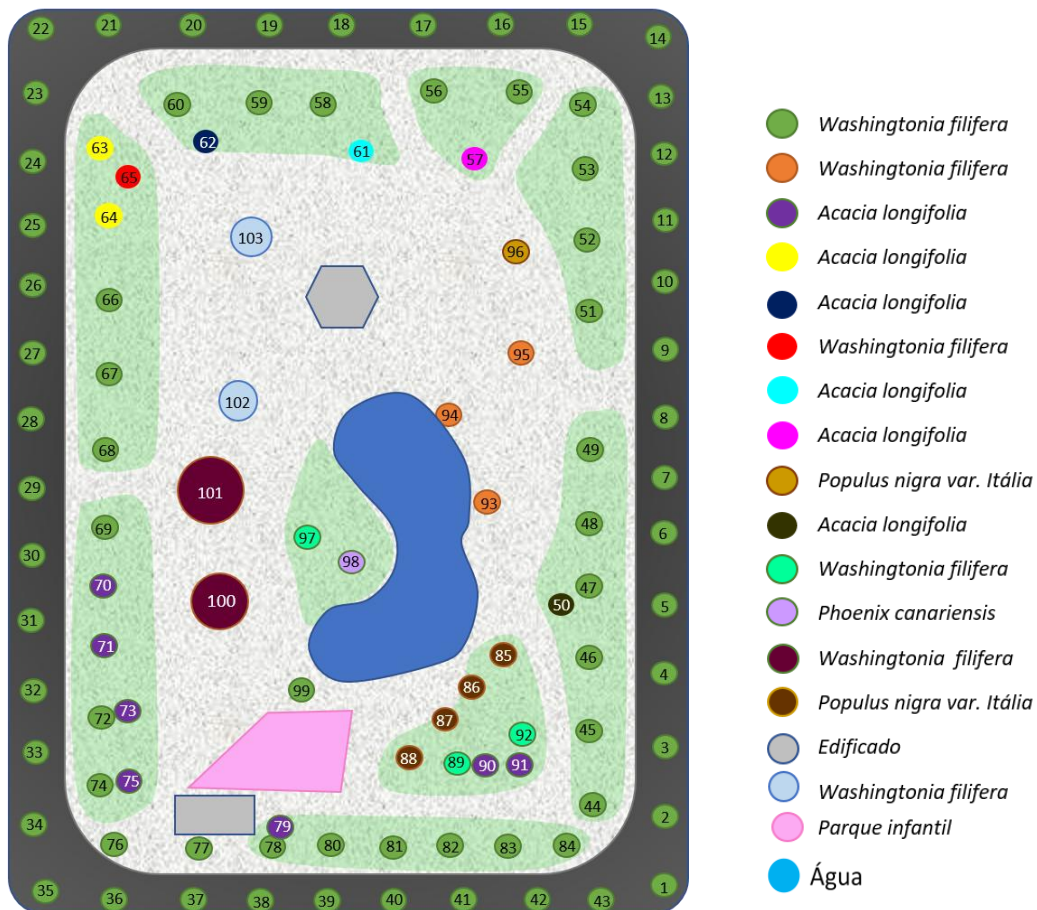


Figura 26 Esquema do Jardim Teófilo de Braga com vegetação indígena

Simulação 6

A simulação 6 contempla o aumento da densidade de vegetação existente. Assim, a área coberta por relva passou para o dobro e foram acrescentados 50 indivíduos de Lodão-bastardo. De modo a ser o mais realista possível, foi mantido o espaço do jardim infantil, os principais caminhos do parque e o espaço junto ao coreto. Como o objetivo era atingir o potencial máximo do jardim, a espécie utilizada na simulação foi uma espécie autóctone. Foi usada a mesma disposição das árvores da simulação 3 (Figura 27).

Esta simulação tem como objectivo permitir compreender o efeito de copas sobrepostas. Caso a sobreposição das copas não seja relevante, espera-se que a variação da temperatura corresponda a 3/2 da variação verificada na simulação 3. Os resultados foram comparados como é mostrado na tabela 22.



Figura 27 Esquema do Jardim Teófilo de Braga com o dobro da relva e mais 1/2 das espécies arbóreas

Tabela 22 Metodologia de comparação dos resultados obtidos

Mapa de referência	Mapa a comparar	Comparação
Simulação 1 (atual)	Simulação 2 (sem jardim)	A
Simulação 1 (atual)	Simulação 3 (árvores indígenas)	B
Simulação 1 (atual)	Simulação 5 (árvores exóticas)	C
Simulação 3 (árvores indígenas)	Simulação 4 (árvores indígenas e o dobro da relva)	D
Simulação 1 (atual)	Simulação 6 (3/2 da vegetação indígena)	E
Simulação 2 (sem jardim)	Simulação 5 (árvores exóticas)	F
Simulação 2 (sem jardim)	Simulação 6 (3/2 da vegetação indígena)	G
Simulação 4 (árvores indígenas e o dobro da relva)	Simulação 6 (3/2 da vegetação indígena)	H
Simulação 5 (árvores exóticas)	Simulação 6 (3/2 da vegetação indígena)	I

As comparações efetuadas pretendem responder aos objetivos deste estudo. Os objetivos e resultados esperados para cada comparação são:

A - Pretende mostrar a importância do jardim existente, qual a diferença de temperatura que a sua presença causa no bairro em comparação com o caso de ter um bloco de edifícios no seu lugar.

B - Foi realizada com o objetivo de compreender qual seria a diferença caso este jardim fosse planeado unicamente com espécies autóctones e assim perceber se estas espécies representam uma vantagem para o arrefecimento local.

C - Foi realizada com o objetivo de compreender qual seria a diferença de temperatura caso este jardim fosse planeado unicamente com espécies exóticas e assim perceber se estas espécies representam uma vantagem ou uma desvantagem para o arrefecimento local.

D - Pretende inferir acerca da influência da vegetação herbácea (neste caso relva) no arrefecimento de um jardim.

E - Pretende calcular a diferença de temperatura caso o jardim tivesse o dobro da relva e 3/2 da vegetação existente em comparação com o que existe atualmente.

F - Foi realizada com o objetivo de comparar a diferença de temperatura que resultaria entre não ter um jardim ou ter um jardim unicamente com espécies exóticas.

G - Foi realizada com o objetivo de comparar a diferença de temperatura que resultaria entre não ter um jardim ou ter um jardim unicamente com um maior número de espécies (autóctones) e o dobro da relva.

H - Foi realizada para permitir compreender o efeito da sobreposição das copas, se estas resultam num maior arrefecimento da área ou se, pelo contrário, pouco influenciam porque, ao estarem sobrepostas, o seu impacto na sombra, arrefecimento e reflexão de radiação diminui.

I - Irá permitir compreender a importância do estudo da vegetação no planeamento de espaços verdes. Esta simulação foi realizada de modo a comparar a temperatura no caso de o jardim ter sido contruído unicamente com espécies exóticas com o caso de o jardim ser contruído com o dobro da relva e com 3/2 da vegetação (e esta ser indígena).

3.6 Validação dos resultados

De modo a facilitar a compreensão dos dados foi efetuado o tratamento estatístico dos mesmos com auxílio do Microsoft Excel e do SPSS. As análises efetuadas aos dados obtidos para cada comparação são a análise da distribuição dos valores (através de um histograma), análise dos valores máximos, mínimos e médios, do desvio padrão e a realização de uma ANOVA.

Ao analisar a distribuição dos valores, serão eliminados pontos que se considerem outliers, pontos obtidos através da ocorrência de erros. Um dos erros esperados deve ocorrer junto do canto superior esquerdo como resultado da colocação indevida de um pixel na construção da área de estudo no ENVI-met SPACES.

O desvio padrão foi calculado a partir do SPSS de modo a permitir criar intervalos que permitam o estudo dos dados e análise entre grupos de diferentes temperaturas (ANOVA). A ANOVA unidirecional (análise de variância) compara médias de diferentes populações para verificar se essas populações possuem médias iguais ou não. Assim, esta técnica permite que vários grupos sejam comparados entre si em simultâneo. A análise de variância é utilizada quando se quer decidir se as diferenças amostrais observadas são reais (causadas por diferenças significativas nas populações observadas) ou casuais (decorrentes da mera variabilidade amostral). Portanto, esta análise parte do pressuposto que o acaso só produz pequenos desvios, sendo as grandes diferenças geradas por causas reais.

O teste de Tukey incluído na ANOVA permite a comparação das médias dos intervalos criados. Quando existe diferença estatística significativa entre os intervalos, essas diferenças não devem ser atribuídas ao acaso (ou ao erro, ou aos fatores não controlados), mas sim aos efeitos maiores de alguns dos grupos ou dos tratamentos. Assim, para uma probabilidade de 95% foi testada a diferença entre intervalos. Valores de sig. menores que 0,05 significam menos de 5% de chance de que a diferença tenha ocorrido por acaso, ou seja, a diferença tem significado e não se deve a erros ou a fatores não controlados. Caso o valor seja superior, significa a probabilidade de os valores não se deverem a erros é inferior a 95% e, por isso, esses intervalos não devem ser considerados de confiança (Coakes & Steed, 2009).

4 Apresentação e discussão dos resultados

4.1 Análise das simulações

No decorrer do estudo foi possível compreender a severidade do efeito ilha de calor em Lisboa assim como as medidas de mitigação tidas em consideração nas ações de planeamento urbano. Alguns dos estudos analisados na revisão de literatura mostram que existe uma relação entre o fenómeno ilha de calor e o aumento da mortalidade em dias de extremo calor. Os estudos mostram ainda que os espaços verdes podem contribuir para a diminuição da temperatura do ar até 3,5°C (Luley & Bond, 2002). No entanto, diversas dúvidas surgem relativamente à vegetação e à sua capacidade de arrefecimento. A literatura apenas indica que a presença de vegetação autóctone é vantajosa a nível da manutenção e saúde de um jardim, mas a sua influência no arrefecimento era desconhecida. As simulações realizadas pretendem responder a esta questão. Os resultados obtidos através das simulações 1 (situação atual do jardim) e 2 (substituindo o jardim por um bloco edificado) descritas anteriormente estão apresentados na figura 28.

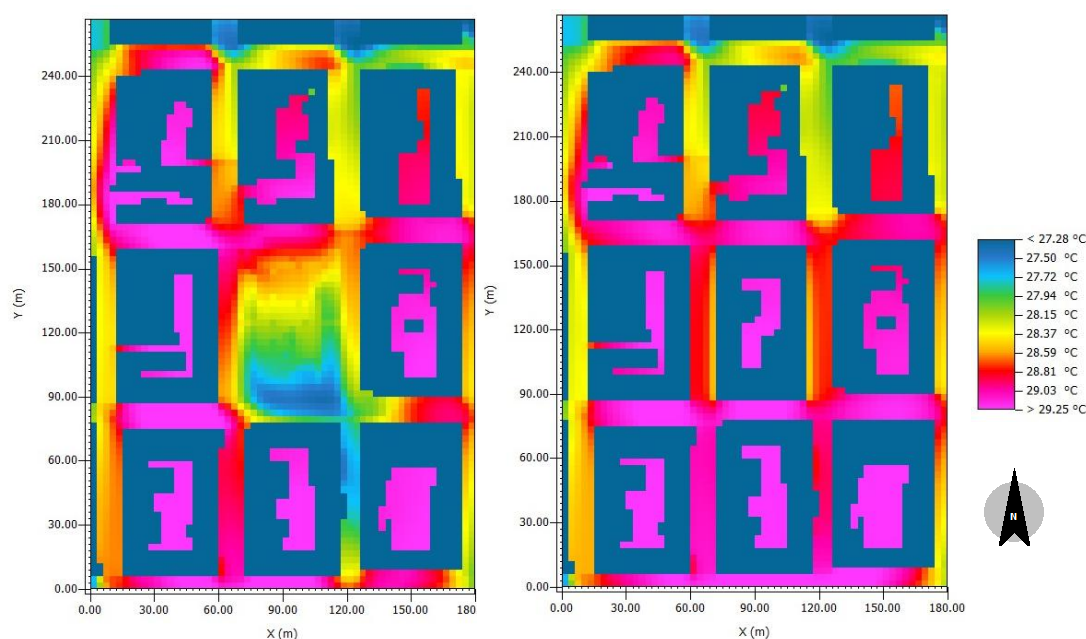


Figura 28 Resultados das simulações 1 à esquerda e 2 à direita

Na simulação 1 é possível observar que a área correspondente ao jardim apresenta um comportamento térmico diferente daquele que se verifica nos edifícios: a temperatura do ar no jardim é inferior à temperatura na restante área. A diferença entre a temperatura máxima registada (29,5°C) e a mínima que ocorre no interior do jardim (27,2°C) é de 2,2°C. As temperaturas mais reduzidas a norte do jardim resultam da inexistência de edifícios ou limites (é assumido pela simulação que a área não tem outras barreiras ou edifícios em redor) assumida pelo software, não se espera que o mesmo se verifique na realidade. Esta diferença ocorre por a simulação considerar que o bairro está isolado, não existe qualquer obstáculo ao vento a norte da área de estudo.

Oliveira *et al.* (2011) realizaram medições da temperatura neste mesmo bairro detectando uma diferença de 2°C à sombra entre o centro do jardim e a zona limite da área de estudo a sudeste. Pela observação da simulação 1 (situação atual do jardim), foi obtida uma diferença de temperatura em cerca de 2°C, o que mostra que a simulação efetuada tem uma boa representação na realidade, podendo os seus resultados serem considerados aproximados ao que seria de esperar numa situação real.

Não considerando este arrefecimento, indevidamente causado pelo *software*, é possível verificar que a temperatura do ar apresenta um máximo de 29,5 °C e um mínimo de 28,5 °C, resultando numa diferença de 1 °C. Esta diferença corresponde à oscilação de temperatura que ocorreria caso existisse um edifício e pode ser justificada pela capacidade dos edifícios em impedirem a passagem do vento em alguns locais (criando uma maior circulação de vento noutros locais) e à capacidade de criarem sombras. A figura 29 mostra os resultados obtidos para as simulações 3 (baseada na substituição das espécies arbóreas presentes no jardim por espécies autóctones) e 4 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro).

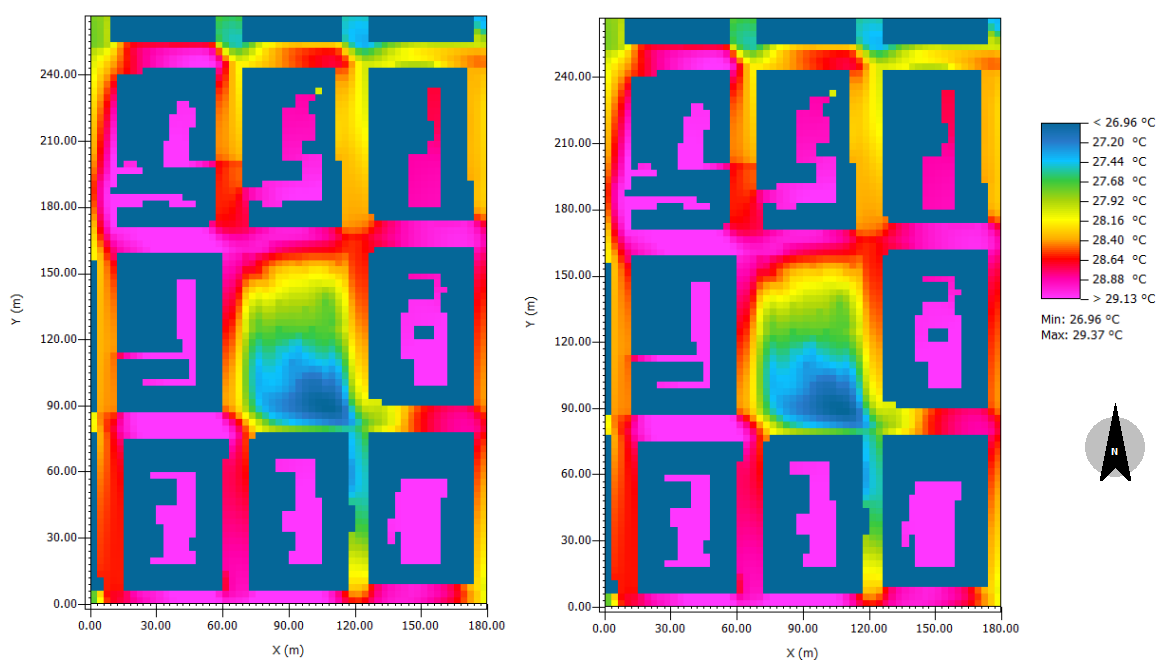


Figura 29 Resultados das simulações 3 à esquerda e 4 à direita.

Na simulação 3 é possível observar que a distribuição espacial da temperatura tem um comportamento semelhante ao da simulação 1 e 4. As diferenças nos resultados são difíceis de distinguir apenas através da análise visual da figura, no entanto, com a comparação das imagens (diferença entre os valores numéricos de cada pixel) será possível compreender as variações de temperatura. A figura 30 apresenta os resultados obtidos nas simulações 5 e 6.

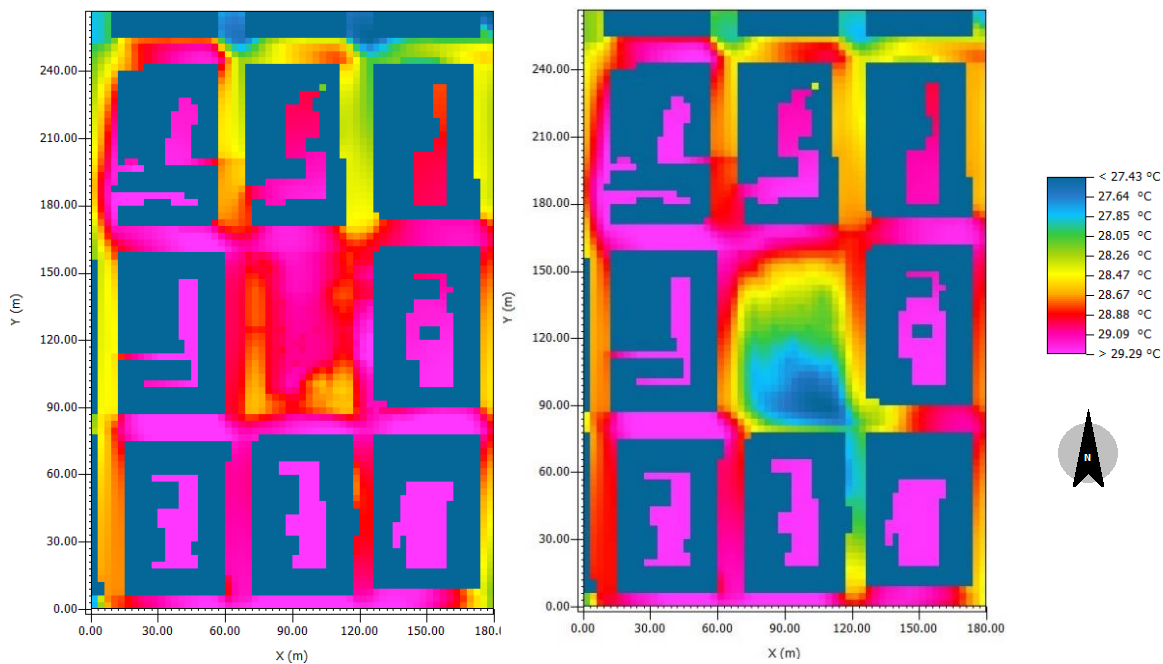


Figura 30 Resultados obtidos das simulações 5 à esquerda e 6 à direita

Na simulação 5 (com a substituição das espécies originais por espécies exóticas), é possível observar uma diferença significativa relativamente às outras imagens. Nesta simulação a temperatura no interior do jardim atinge o valor mínimo de 28,5°C enquanto que nas outras simulações são registadas temperaturas inferiores a 27°C. No entanto, é possível observar que a temperatura também não atinge o seu valor máximo (29,5°C) na área do jardim e que existe algum arrefecimento no mesmo.

4.2 Análise visual das comparações

As figuras apresentadas na análise das simulações permitem a visualização da distribuição espacial da temperatura na área em estudo, no entanto, não é possível perceber a diferença entre as simulações, ou se é significativa, apenas pela visualização das simulações lado a lado. Assim, foram efetuadas comparações entre as simulações. A figura 31 mostra o resultado da comparação A, comparação entre a simulação 1 (situação atual do jardim) e a simulação 2 (substituindo o jardim por um bloco edificado).

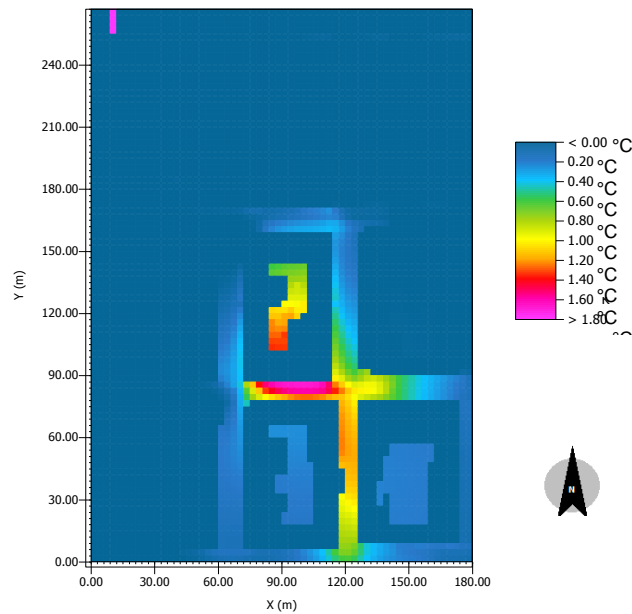


Figura 31 Comparação do jardim atualmente com a sua substituição por um bloco edificado (A)

Através da análise da figura 31 é possível verificar que a diferença de temperatura pode atingir valores superiores a 1,6 °C e que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste).

A figura 32 mostra os resultados obtidos através da comparação B, entre a simulação 1 (situação atual do jardim) e a simulação 3 (baseada na substituição das espécies arbóreas presentes no jardim por espécies autóctones). É possível verificar que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 0,6 °C e que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste), à semelhança do caso anterior.

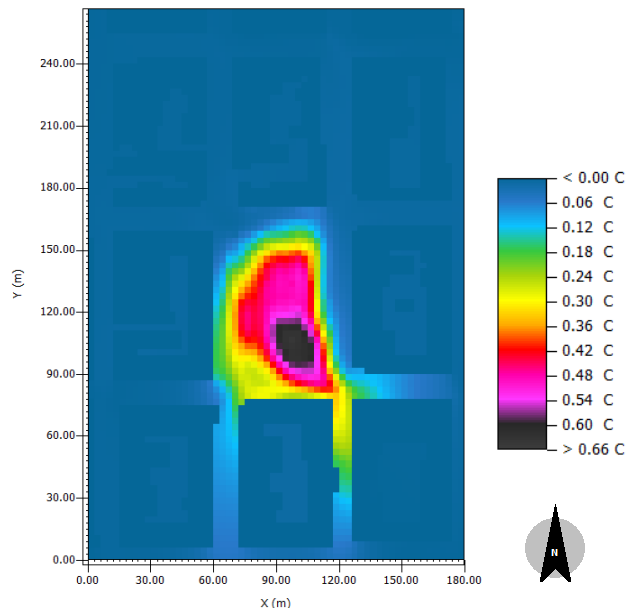


Figura 32 Comparação do jardim atualmente com a situação do jardim constituído por espécies autóctones (B)

A figura 33 mostra os resultados obtidos através da comparação C, entre a simulação 1 (situação atual do jardim) e a simulação 5 (substituição das espécies originais por exóticas).

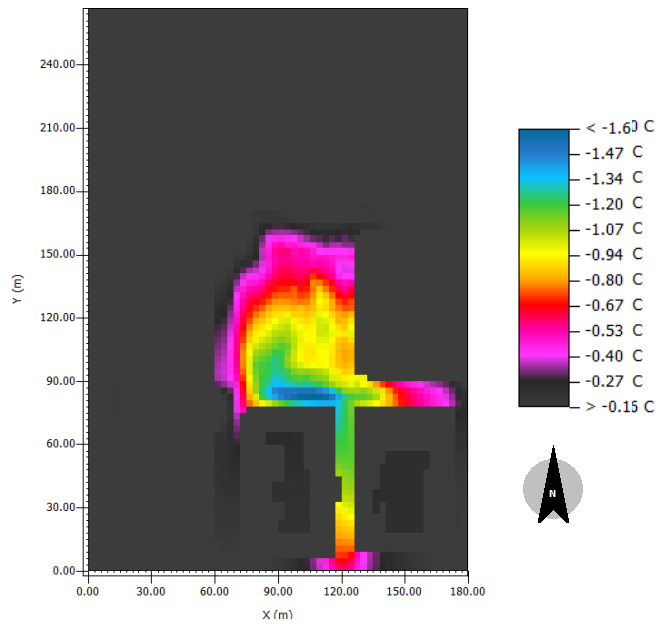


Figura 33 Situação real do jardim em comparação com a situação de substituição por exóticas (C)

Através da análise da figura refetida, é possível verificar que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 1,6 °C. Neste caso, o arrefecimento é negativo, o que significa que a alteração das espécies causa aumento da temperatura do ar. É ainda possível verificar que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste), à semelhança da comparação anterior.

A figura 34 mostra os resultados obtidos através da comparação D, entre a simulação 3 (baseada na substituição das espécies arbóreas presentes no jardim por espécies autóctones) e a simulação 4 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro).

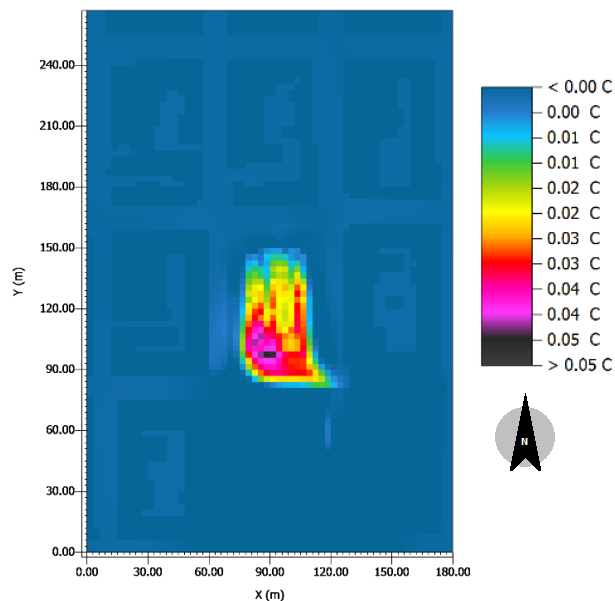


Figura 34 Vegetação autóctone em comparação com a situação referente ao dobro da relva(D)

Através da análise da figura anterior é possível verificar que a diferença de temperaturas apenas atinge valores superiores a 0,05 °C. Neste caso não se verifica o arrefecimento no sentido do vento.

A figura 35 mostra os resultados obtidos através da comparação E, entre a simulação 1 (situação atual do jardim) e a simulação 6 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2).

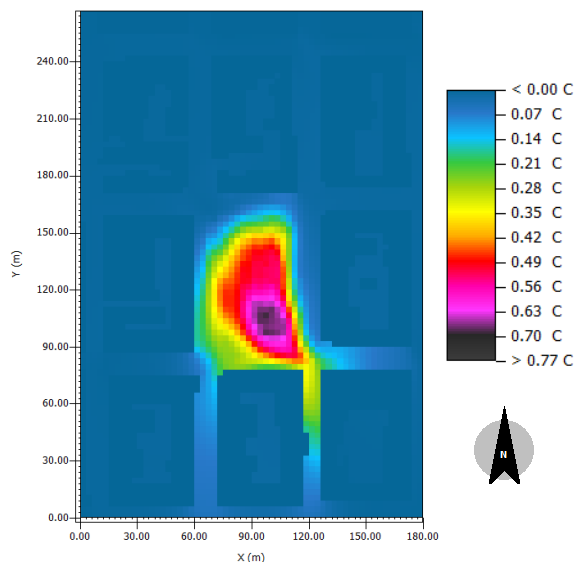


Figura 35 Situação real em comparação com 3/2 das árvores autóctones(E)

Através da análise desta figura é possível verificar que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 0,7 °C e que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste).

A figura 36 mostra os resultados obtidos através da comparação F, entre a simulação 2 (situação sem jardim) e a simulação 5 (com a substituição das espécies originais por espécies exóticas).

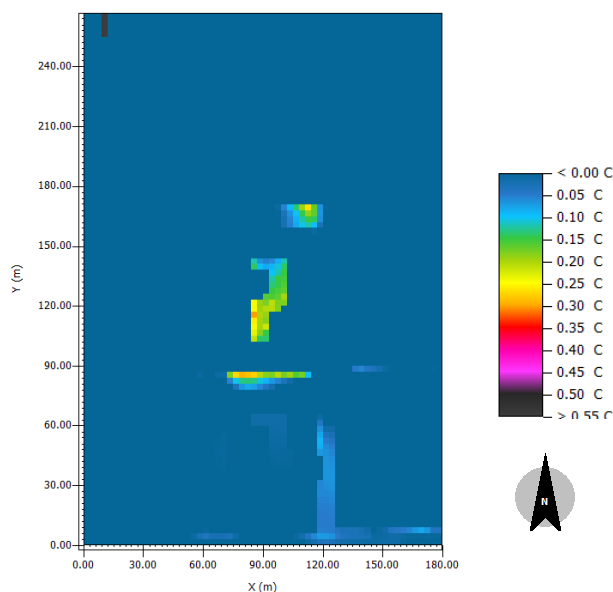


Figura 36 Situação sem jardim em comparação com a aplicação de espécies exóticas (F)

É possível verificar que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 0,35 °C de diferença e que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste).

A figura 37 mostra os resultados obtidos através da comparação G, entre a simulação 2 (situação sem jardim) e a simulação 6 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2).

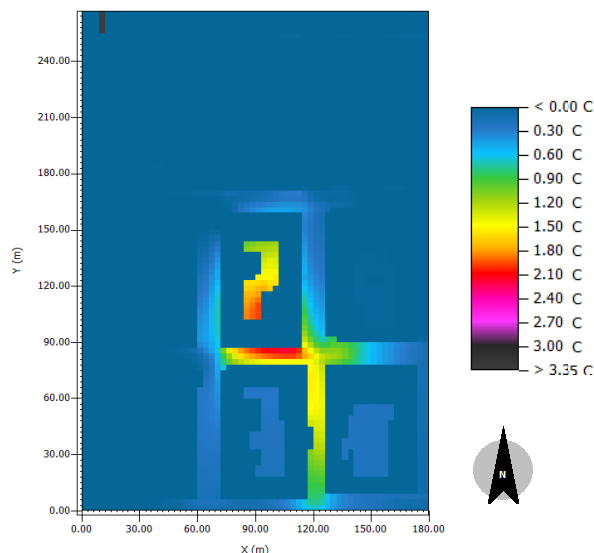


Figura 37 Comparação da situação sem jardim o a situação 3/2 da vegetação autóctone (G)

Pode-se verificar que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 2,2 °C e que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste).

A figura 38 mostra os resultados obtidos através da comparação H, entre a simulação 4 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro) e a simulação 6 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2).

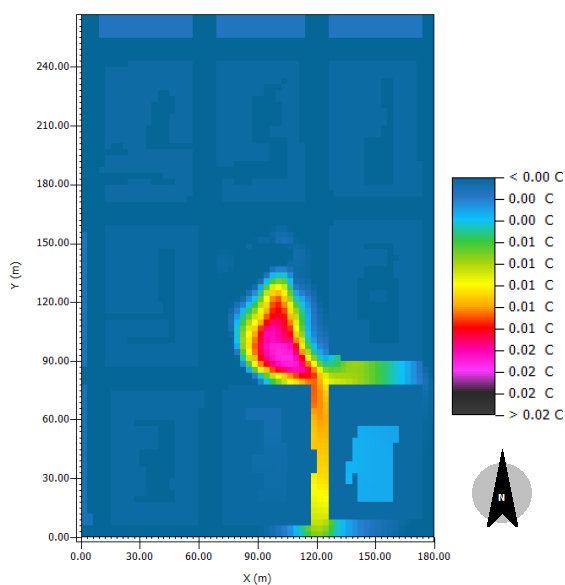


Figura 38 Comparação da situação do dobro da relva com a situação de 3/2 da vegetação autóctone

Através da análise desta figura é possível observar que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 0,02 °C. Apesar da pequena diferença no arrefecimento ainda é possível observar a influência da direção do vento (340°, noroeste). A figura 39 mostra os resultados obtidos através da comparação I, entre a simulação 5 (com a substituição das espécies originais por espécies exóticas) e a simulação 6 (baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2).

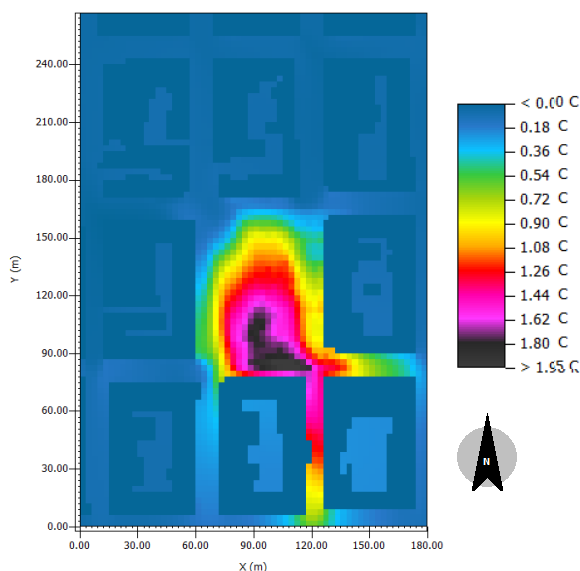


Figura 39 Vegetação exótica em comparação com 3/2 de vegetação (I)

Observa-se que a diferença de temperaturas pode atingir valores superiores a 1,8 °C e que a temperatura diminuiu na zona do jardim e na direção do vento (340°, noroeste).

Assim, ordenando as simulações efetuadas pelo arrefecimento que proporciona à área de estudo, a simulação que contribuiu para um maior arrefecimento é a que se baseia na implementação de um jardim unicamente com espécies autóctones e com maior densidade de vegetação (3/2 da existente) seguida pela situação só com espécies autóctones, pela simulação com o aumento da relva (apesar do resultado da temperatura ter dimensão insignificante). A situação sem jardim (ter outro bloco de edifícios) e a situação do jardim unicamente com espécies exóticas são apresentadas um aumento de temperatura comparativamente com a situação atual.

4.3 Análise estatística das comparações

Na análise estatística dos dados obtidos, correspondentes aos valores de temperatura de cada pixel dos mapas criados e apresentados anteriormente (figura 32 à figura 39), foi primeiramente efetuada uma exploração dos dados através da análise visual da sua variação e através do cálculo do desvio padrão médio. A figura 40 mostra os resultados obtidos para a visualização dos resultados. Nesta figura é possível identificar as diferentes comparações (de A a I) identificadas como CA (para a comparação A), CB (comparação B), CC (comparação C), CD

(comparação D), CE (comparação E), CF (comparação F), CG (comparação G), CH (comparação H), CI (comparação I).

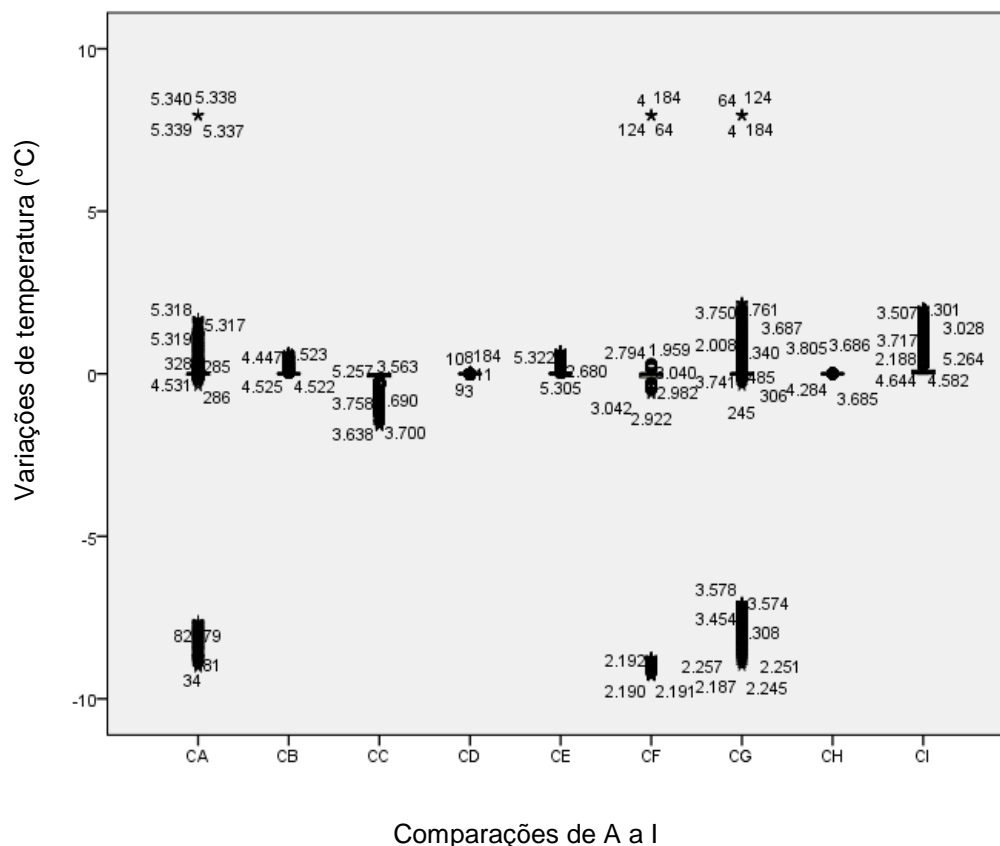


Figura 40 Análise visual da série de dados

Ao analisar os dados relativos à comparação A é possível verificar a existência de valores que se desviam do padrão observado. O mesmo sucede nas comparações F e G. Estas comparações referem-se à simulação 2, a simulação baseada na substituição do jardim por um bloco edificado. Assim, parece lógico que os valores registados inferiores a zero correspondam ao local onde foi colocado o edifício e, por isso, a sua diferença de temperatura não deve ser considerada nos cálculos correspondentes ao aquecimento ou arrefecimento da área. Também nestas comparações é possível verificar a existência de um ponto com valor muito superior ao padrão observado. Este ponto deriva de um pequeno erro (1 pixel) na elaboração do *design* da área sem jardim. Assim, este ponto foi considerado um outlier e foi ignorado na restante análise dos dados.

De seguida, foi calculado o desvio padrão médio para cada comparação. Baseados neste desvio, foram criados intervalos de dados de modo a facilitar a análise estatística. Os resultados obtidos para o número de valores em cada comparação (depois de retirados os valores explicados no parágrafo anterior), valor mínimo, valor máximo, média, desvio médio padrão e o intervalo considerado para cada comparação estão representados na tabela 23.

Tabela 23 Desvio padrão médio de cada comparação e intervalos considerados

	N	Mínimo (°C)	Máximo (°C)	Média (°C)	Desvio Padrão (°C)	Intervalo
CA	5054	0,00	1,75	0,10	0,27	0,25
CB	5340	0,00	0,70	0,06	0,13	0,10
CC	5335	-1,80	0,00	-0,24	0,33	0,30
CD	5340	0,00	0,06	0,01	0,01	0,01
CE	5340	0,00	0,70	0,06	0,13	0,10
CF	5054	0,00	0,40	0,01	0,03	0,05
CG	5054	0,00	2,40	0,12	0,34	0,30
CH	5340	0,00	0,02	0,00	0,01	0,01
CI	5340	0,00	2,00	0,32	0,44	0,40

Através da tabela 23 é possível observar que na comparação (A) da situação atual (simulação 1) com a simulação sem jardim (simulação 2) a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 1,75 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,25 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 41) e observar a variação do número de pixels que apresentam variação de temperatura. É possível verificar que na comparação efetuada existem 919 pixels (18% do total) em que a temperatura diminuiu.

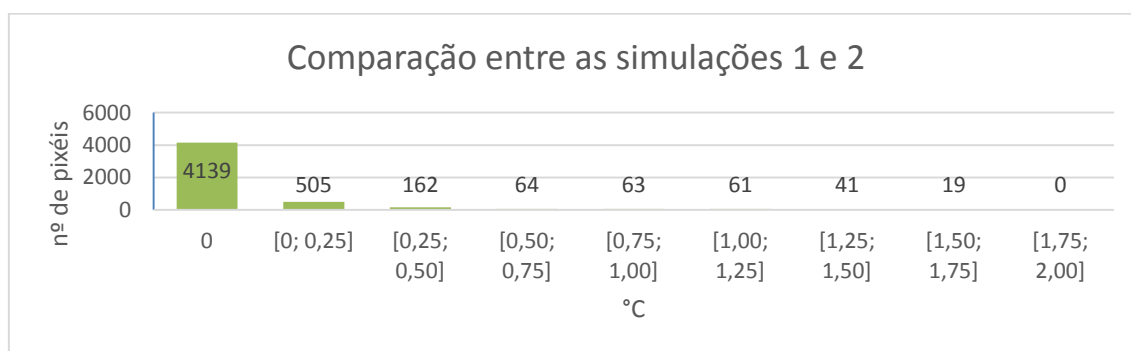


Figura 41 Número de pixels com variação de temperatura (comparação A)

Através da tabela 23 é possível observar que na comparação (B) da situação atual (simulação 1) com a simulação baseada na substituição por espécies autóctones (simulação 3) a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 0,7 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,25 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 42) e observar a alteração do número de pixels que apresentam variação de temperatura. Pode-se observar que na comparação efetuada existem 1486 pixels (28% do total) em que a temperatura diminuiu.

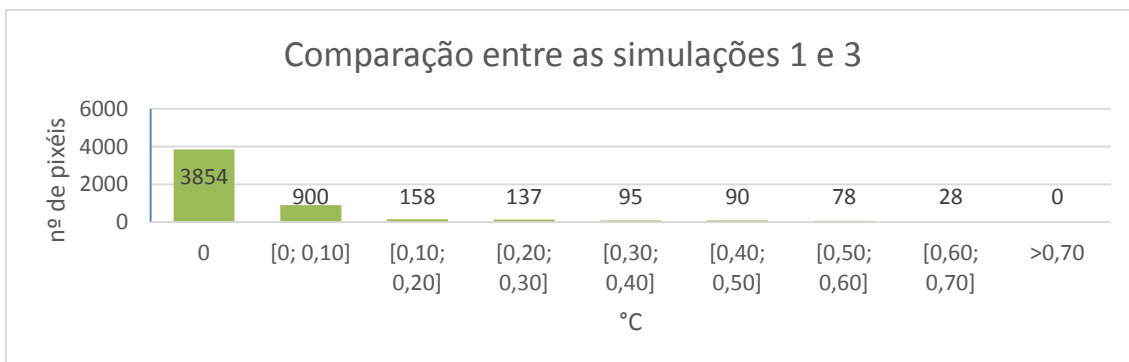


Figura 42 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação B)

Através da tabela 23 é possível observar que na comparação (C) da situação atual (simulação 1) com a simulação baseada na substituição por espécies exóticas (simulação 5) a existência do jardim contribui para um arrefecimento negativo, o que significa que, nesta comparação, a temperatura aumentou. O aquecimento máximo registado foi de $-1,8\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ao dividir os dados em intervalos de $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 43). Existem 2585 píxeis (48% do total) em que a temperatura aumentou (relativamente à simulação da área com a vegetação atual).

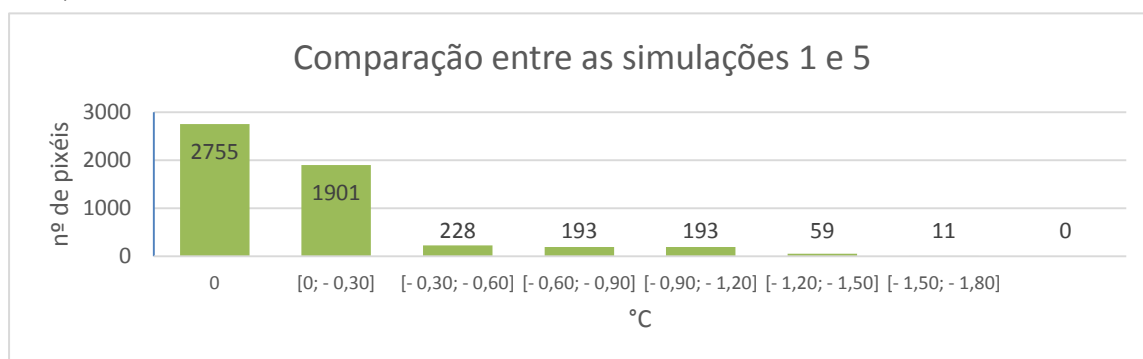


Figura 43 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação C)

Através da tabela 23 é possível observar que na comparação (D) da simulação baseada na substituição por espécies autóctones (simulação 3) com a simulação com o dobro da relva (simulação 4) é possível verificar que a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de $0,06\text{ }^{\circ}\text{C}$. Ao dividir os dados em intervalos de $0,01\text{ }^{\circ}\text{C}$, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 44). É possível verificar que existem 228 píxeis (5% do total) em que a temperatura diminuiu (relativamente à simulação da área com a relva existente). Este arrefecimento é muito reduzido, variando apenas ao nível da segunda casa decimal.

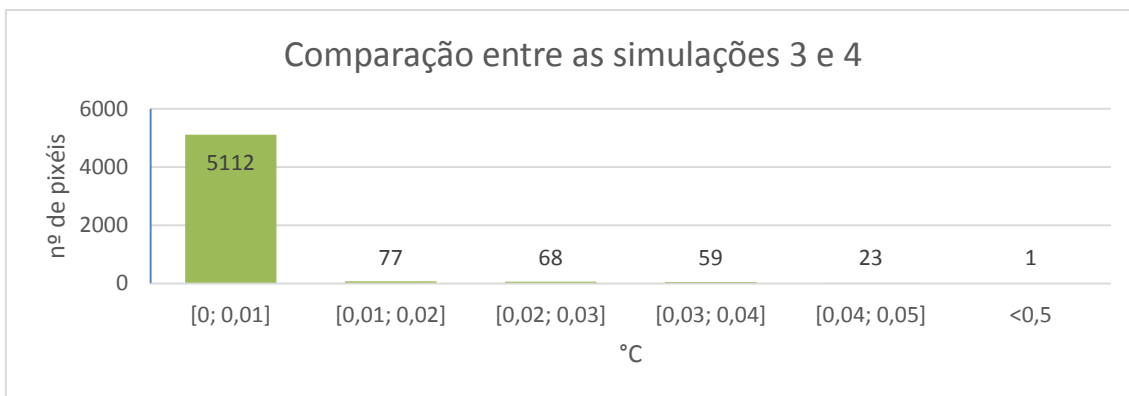


Figura 44 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação D)

Através da Figura 23 é possível verificar que na comparação (E) da situação atual (simulação 1) com a simulação baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2 (simulação 6) a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 0,7 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,1 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 45) e observar a variação do número de píxeis que apresentam variação de temperatura. Através da análise do gráfico é possível verificar que na comparação efetuada existem 1155 píxeis (22% do total) em que a temperatura diminuiu.

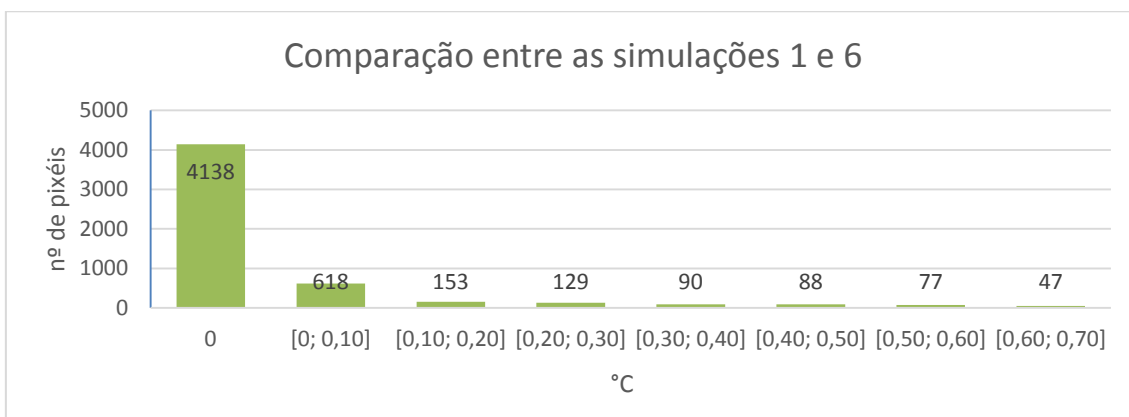


Figura 45 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação E)

Através da tabela 23 é possível verificar que na comparação (F) da simulação sem jardim (simulação 2) com aquela baseada na substituição por espécies exóticas (simulação 5) a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 0,4 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,05 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 46) e observar a variação do número de píxeis que apresentam variação de temperatura. Através da análise do gráfico, é possível verificar que na comparação efetuada existem 249 píxeis (5% do total) em que a temperatura diminuiu.

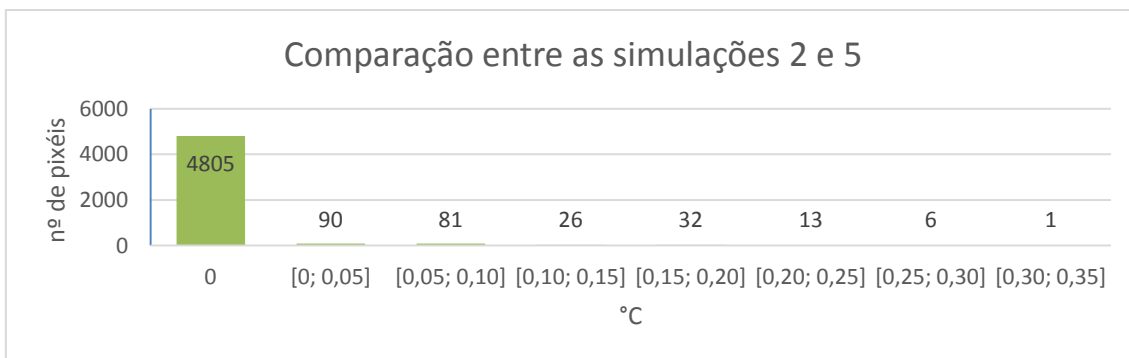


Figura 46 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação F)

Através da tabela 23 é possível verificar que na comparação (G) da simulação sem jardim (simulação 2) com aquela baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2 exóticas (simulação 6) a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 2,4 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,3 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 47). Nesta comparação existem 1082 píxeis (21% do total) em que a temperatura diminuiu.

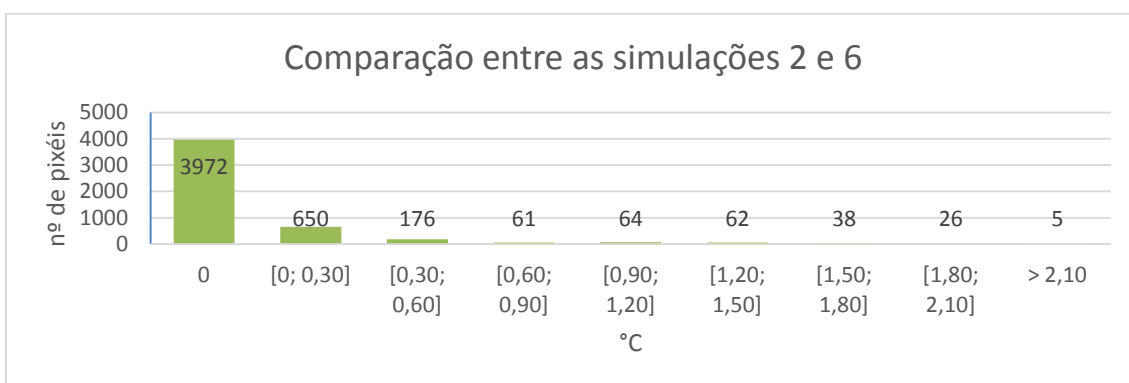


Figura 47 Número de píxeis com variação de temperatura (comparação G)

Através da tabela 23 é possível verificar que na comparação (H) da simulação com o dobro da relva (simulação 4) com a baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2 exóticas (simulação 6) a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 0,02 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,01 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 48) e observar a variação do número de píxeis que apresentam variação de temperatura. Através da análise do gráfico, é possível verificar que na comparação efetuada existem 800 píxeis (15% do total) em que a temperatura diminuiu.

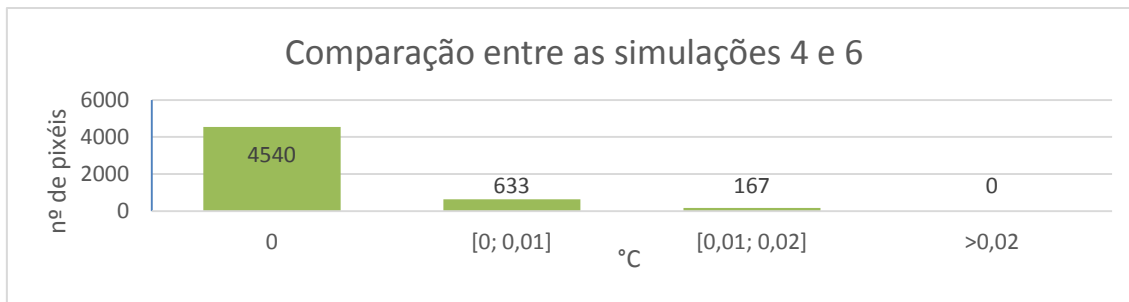


Figura 48 Número de pixéis com variação de temperatura (comparação H)

Através da tabela 23 é possível verificar que na comparação (I) da simulação baseada na substituição por espécies exóticas (simulação 5) com aquela baseada no aumento da área coberta com relva para o dobro e o aumento da vegetação autóctone para 3/2 exóticas (simulação 6) é possível verificar que a existência do jardim contribui para um arrefecimento máximo de 2 °C. Ao dividir os dados em intervalos de 0,4 °C, foi possível criar o gráfico seguinte (figura 49) e observar a variação do número de pixéis que apresentam variação de temperatura. Através da análise do gráfico, é possível verificar que na comparação efetuada existem 2778 pixéis (52% do total) em que a temperatura diminuiu.

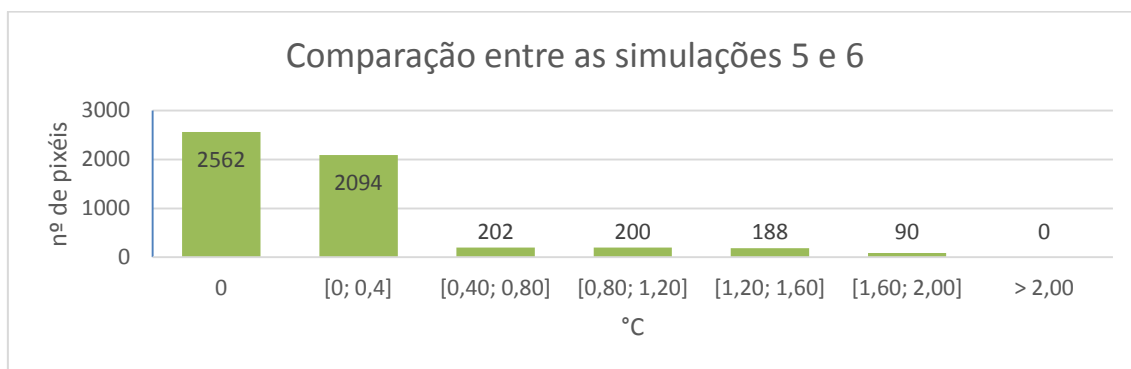


Figura 49 Número de pixéis com variação de temperatura (comparação I)

Nesta comparação o arrefecimento é menor em comparação com as mesmas simulações sem jardim (comparação F e G), como seria de esperar, no entanto o espaço que beneficia desse arrefecimento é maior. Este resultado pode ser justificado pela capacidade que as árvores têm de deixar passar o vento (ao contrário dos edifícios que bloqueiam o vento).

A análise ANOVA mostra que todas as comparações possuem pelo menos um grupo (intervalo) estatisticamente diferente. Assim, foi realizado o teste de Tukey onde é possível verificar que os intervalos (grupos) criados para cada comparação (de A a I) são estatisticamente diferentes, à exceção da comparação F que só é estatisticamente diferente até aos 0,25 °C (o que significa os outros grupos não devem ser considerados). Estes resultados mostram que as diferenças verificadas na temperatura das diferentes comparações são estatisticamente significativas, não se devem a erros, validando assim os resultados obtidos. Os resultados estatísticos obtidos encontram-se disponíveis no Anexo IV.

5 Conclusões

5.1 Principais conclusões

Este capítulo resume a pesquisa da dissertação, os principais métodos utilizados, os resultados obtidos, as limitações ao estudo e recomendações de pesquisas que deveriam ser desenvolvidas com o objetivo de mostrar o potencial máximo de mitigação do efeito da ilha de calor, para um jardim pequeno típico, através de modificações da vegetação (para a totalidade de espécies autóctones e exóticas), da densidade de vegetação (arbórea e rasteira) e do estudo da situação térmica do local sem jardim. O estudo foi efetuado para o Jardim Teófilo de Braga em Campo de Ourique.

Lisboa tem verificado um aumento da sua população residente, assim como o aumento dos serviços e infraestruturas. Estas infraestruturas alteram o uso do solo, os materiais originalmente presentes na área, a geometria urbana e o clima urbano. Estes fatores juntamente com a emissão de gases efeito estufa resultam na alteração do balanço energético urbano e, conseqüentemente, no aumento da temperatura nas zonas urbanas (em comparação com as zonas rurais na periferia) originando o fenómeno ilha de calor e pondo em risco a saúde da população, aumentando o consumo energético, os gases efeito de estufa e o deterioramento da qualidade da água.

De entre os diferentes tipos de ilhas de calor que se fazem sentir salienta-se a ilha de calor atmosférica, aquela que ocorre na camada atmosférica baixa, ao nível do solo. Em Lisboa, este fenómeno regista valores máximos de 6 °C e atinge algumas zonas consideradas de suscetibilidade elevada e uma população sensível que representa 36% da população total da cidade.

Em Lisboa, a maioria das medidas orientadoras do planeamento urbano (orientações de adaptações climáticas) incluem o aumento e o ordenamento da vegetação e dos espaços verdes. Estes espaços são apontados como de extrema importância para o arrefecimento local através da evapotranspiração e da sombra. De modo a avaliar o impacto do arrefecimento proporcionado na ilha de calor pela vegetação foram estudados diferentes métodos de abordagem (analíticos, satélite, de simulação), tendo-se concluído que o mais adequado ao estudo de pequenas áreas (como pequenos jardins) é o ENVI-met. Este *software* necessita como *input* dados meteorológicos e dados relativos à vegetação (foram obtidos no decurso do trabalho).

Relativamente aos resultados obtidos, foi possível concluir que a área afetada pela variação de temperatura corresponde à área do jardim e à rua a sudeste. A dispersão do arrefecimento verificado resulta da direção e velocidade do vento. Foi possível verificar que a vegetação pode influenciar a temperatura deste bairro num máximo de 2,4 °C (valor obtido através da

substituição das espécies exóticas por autóctones e aumento da sua densidade). Pela análise dos resultados obtidos é possível concluir que:

- O jardim atual contribuiu para o arrefecimento máximo de 1,75 °C, no entanto, o espaço (definido pelo número de pixeis) que beneficia deste arrefecimento (entre 0 e 1,75°C) corresponde apenas a 18% da área em estudo (comparação A). Se o jardim fosse planeado de raiz com espécies autóctones (comparação B) este arrefecimento seria superior em 0,7°C e iria aumentar a área que beneficia do arrefecimento para 28% (aumento de 10% da área beneficiada);
- Por outro lado, se o jardim fosse criado de raiz apenas com espécies exóticas, iria provocar um aquecimento máximo 1,8 °C comparativamente com a situação atual (comparação C) influenciando a temperatura em 48% da área. Ao comparar esta situação com a situação sem jardim (comparação F) é possível concluir que teria um arrefecimento máximo de 0,4 °C e iria afetar apenas 5% da área de estudo. Este valor é muito menor do que o da comparação A (jardim atual a comparar com a situação sem jardim), a temperatura máxima de arrefecimento simulada é mais baixa em 1,35 °C e a área de influência é menor. No entanto, alguns valores obtidos na comparação F não se mostram estatisticamente diferentes na análise de variância, o que significa que os valores de redução de temperatura podem ser ainda menores. Assim, é possível concluir que a situação atual é mais vantajosa do que a situação com apenas espécies exóticas;
- Utilizando vegetação com copa reduzida e, conseqüentemente, com pouca sombra e com maior incidência da radiação solar, o jardim torna-se uma área altamente refletora (devido à presença de materiais claros) com um arrefecimento bastante reduzido além de que tem menor valor ecológico e tem maiores necessidades de manutenção (por ter um maior número de espécies com necessidade de manutenção, como se pode verificar na revisão de literatura);
- Efetuando uma análise semelhante na comparação G (compara a situação sem jardim com a situação baseada no aumento das espécies arbóreas autóctones em 3/2), foi possível obter uma diminuição de temperatura máxima de 2,4 °C e influenciar uma área equivalente 21% da área de estudo. Este valor é semelhante ao obtido através da comparação E (compara a situação atual com a situação baseada no aumento das espécies arbóreas autóctones em 3/2) em que a diferença de temperatura máxima é de 0,7 °C com influência em 22% da área. Assim, é possível concluir que, se o jardim fosse construído de raiz com maior densidade de árvores e relva (50% maior), e apenas com espécies autóctones, teria um efeito de arrefecimento superior à situação atual em 0,7 °C e uma influência 3% maior em área (comparativamente à comparação A);
- A comparação D (compara os resultados obtidos quando se aumenta a área relvada para o dobro) resultou numa diferença de temperatura máxima de 0,06 °C com influência em 5% da área de estudo. Conclui-se assim que, das comparações

realizadas e das alterações efetuadas no jardim, o aumento da área relvada será das alterações que menor impacto teve. No entanto, a análise estatística mostra que estes valores são estatisticamente diferentes, apesar de pouco significativos devido à sua representação apenas na segunda casa decimal;

- A comparação I foi realizada de modo a comparar a temperatura no caso de o jardim ter sido contruído unicamente com espécies exóticas com o caso de o jardim ser contruído com o dobro da relva e com 3/2 da vegetação (e esta ser indígena). Neste caso, o resultado obtido foi um arrefecimento máximo de 2°C associado à diferença entre ter vegetação exótica (e com baixo potencial de arrefecimento) e vegetação autóctone. Esta variação de temperatura iria influenciar 48% da área de estudo e permite concluir que o estudo da vegetação no planeamento de espaços verdes, a escolha das espécies a utilizar, pode influenciar termicamente até 2°C;
- No que diz respeito à densidade das copas, na comparação efetuada entre a simulação com vegetação autóctone e a simulação com o aumento desta vegetação em 50% (comparação H), o objetivo era compreender o efeito da sobreposição das copas. Caso o aumento das copas fosse proporcional ao aumento do arrefecimento seria de esperar uma diferença de temperatura metade da que ocorreu na comparação B (que seria aproximadamente 0,35°C e influenciar 14% da área). Nesta comparação foi obtida uma diferença de temperatura máxima de 0,2 °C e uma influência em 15% da área em estudo. Tendo em conta o erro associado a estas simulações e comparações, não é possível retirar conclusões acerca desta diferença, não é possível perceber se a diferença é significativa ou se se deve ao carater de incerteza dos cálculos efetuados. Assim, este estudo deveria ser retomado em estudos posteriores.

Assim, é possível concluir que, de um modo geral, as espécies presentes num espaço verde influenciam a temperatura do espaço envolvente, a vegetação autóctone é responsável por um arrefecimento maior do que aquele proporcionado pela vegetação exótica (para as espécies estudadas). Esta influência é superior à verificada quando é aumentada a área coberta por copado e por relvado. É possível ainda concluir que, apesar de o melhor cenário ser uma maior quantidade de vegetação presente, nem todas as alterações de temperatura são significativas. Foi possível identificar que as espécies presentes (arbóreas) influenciam mais a temperatura do ar envolvente do que a vegetação herbácea ou mesmo a densidade de vegetação. No entanto, todos os cenários mostraram arrefecimento em comparação com a situação sem jardim, o que permite concluir a área de estudo beneficia com a presença de um jardim, mesmo com a existência de poucas sombras e reduzida evapotranspiração.

A ordenação das simulações pela sua vantagem a nível de arrefecimento do jardim mostra que a mais vantajosa seria a implementação de um jardim unicamente com espécies autóctones e com maior densidade de vegetação (3/2 da existente) seguida pela situação só com espécies autóctones, pela simulação com o aumento da relva (apesar do resultado da temperatura ter dimensão insignificante). A situação sem jardim (ter outro bloco de edifícios) e a situação do

jardim unicamente com espécies exóticas são desvantajosas comparativamente com a situação atual.

No entanto, o custo e manutenção da área requerem mais estudos, é possível que não seja eficiente a alteração do espaço existente, pois esse não é o objetivo deste estudo. Este estudo vem sublinhar a importância do conhecimento do papel da vegetação no planeamento urbano e vem provar que mantendo o *design*, as espécies arbóreas introduzidas não afetam apenas o carácter estético do jardim mas também influenciam as flutuações térmicas e, consequentemente, a qualidade de vida da comunidade.

5.2 Dificuldades e limitações do estudo

Uma das limitações sentidas ao utilizar este *software* diz respeito às zonas periféricas da área em estudo. De facto, os valores dos parâmetros climáticos ficaram distribuídos na área de estudo como ela se encontrasse isolada, não rodeada por outros edifícios, o que originou a ocorrência de oscilações no sentido da direcção do vento. De modo a mitigar este facto foi considerada uma zona de edifícios em redor do jardim. Outra limitação encontrada foi a impossibilidade de incluir corpos de água pouco profundos, o *software* considera apenas corpos de água profundos. Outra restrição da versão usada diz respeito à dimensão limitada da área de estudo a 100x100x60 m, não permitindo efetuar as simulações para espaços maiores sem possuir uma licença paga do ENVI-met.

Durante o trabalho de campo houve por vezes dificuldade em medir a copa das árvores pelo facto das copas se encontravam sobrepostas e, muitas delas, desfolhadas, uma vez que o trabalho de campo ocorreu durante o Inverno. Outra dificuldade sentida neste estudo foi a falta de informação disponível (dados climatológicos, dados de vegetação e dados relativamente ao solo). O tempo que cada simulação demora a efetuar (no mínimo 4 horas) também é uma desvantagem. Outra limitação é a falta de dados meteorológicos medidos no local que permitiriam validar os resultados obtidos através da simulação. O facto de o estudo ter investigado apenas um pequeno jardim é outra limitação. Por outro lado, apenas foram abordados os benefícios da vegetação na regulação térmica.

5.3 Desenvolvimentos futuros

No seguimento do estudo efetuado propõe-se o estudo de um maior número de espécies e combinações. É aconselhado um estudo mais detalhado, nomeadamente utilizando medições da temperatura na área à sombra e ao sol para o jardim em estudo e para os outros jardins de Lisboa para compreender melhor a influência da vegetação, a influência da área do jardim, da densidade de copado e a área que é beneficiada com cada jardim (possivelmente com uma versão mais avançada do ENVI-met).

Seria igualmente interessante o estudo das características que a população espera de um jardim, quais os aspectos mais relevantes para a população tais como a biodiversidade e a beleza assim como a susceptibilidade a alergias. É de notar que nem todas as espécies indígenas se adaptam ao meio urbano e nem todas são igualmente agradáveis para a população em seu redor.

Outra sugestão de desenvolvimento do estudo seria realizar medições num dispositivo móvel que efetue trajetos na cidade permitindo a aquisição de dados concretos no que respeita às diferenças de temperatura e à sua área de influência em diferentes áreas da cidade (como jardins de diferentes tamanhos, descampados, avenidas, locais de elevada densidade de construção). Este estudo seria também importante realizar no jardim em causa de modo a validar os resultados obtidos nesta dissertação. Com os resultados obtidos nos estudos referidos seria possível criar um manual de apoio ao planeamento urbano baseado nas espécies vegetativas, nas suas características e valor ecológico, à semelhança do Guia de Barcelona.

Referências bibliográficas

- Acero, J. A., Arrizabalaga, J., Kupski, S., & Katschner, L. (2013). Urban heat island in a coastal urban area in northern Spain. *Theoretical and Applied Climatology*, 113(1–2), 137–154.
- Agência Portuguesa do Ambiente, & Laboratório de Referência do Ambiente. (2011). Estação de Referência da Qualidade do Ar, 51.
- Akbari, H., Davis, S., Dorsano, S., Huang, J., & Winnett, S. (2009). Cooling our Communities. A Guidebooks on Tree Planting and Light-Colored Surfacing. Berkeley, Califórnia. Lawrence Berkeley National Laboratory
- Akbary. (2005). Energy Saving Potentials and Air Quality Benefits of. *Solar Energy*, 1–19.
- Alcoforado, M. J., & Andrade, H. (2006). Nocturnal urban heat island in Lisbon (Portugal): Main features and modelling attempts. *Theoretical and Applied Climatology*, 84(1–3), 151–159.
- Alcoforado, M. J., & Andrade, H. (2015). Global Warming and the Urban Heat Island. *Urban Ecology*, 249–262.
- Alcoforado, M. J., Andrade, H., & Lopes, A. (2010). Clima e ordenamento urbano na escala microclimática : o exemplo do bairro de Telheiras em Lisboa Henrique Andrade António Lopes Abstract – Climate and urban planning at the microclimatic scale . Example from a Lisbon city district (Telheiras) - Although.
- Alcoforado, M. J., Andrade, H., Lopes, A., & Vasconcelos, J. (2009). Application of climatic guidelines to urban planning. The example of Lisbon (Portugal). *Landscape and Urban Planning*, 90(1–2), 56–65.
- Alcoforado, M. J., Lopes, A., Alves, E., & Canário, P. (2014). Lisbon Heat Island Statistical Study (2004-2014) In memoriam Henrique Andrade. *Finisterra*, 61–80.
- Alcoforado, M. J., Lopes, A., Andrade, H., & Vasconcelos, J. (2006). *Orientações climáticas para o ordenamento em Lisboa*. Alcoforado M J, Lopes A, Andrade H, Vasconcelos J, Vieira R. Retrieved from http://www.ceg.ul.pt/urbklim/Relatorio_4_Climlis.pdf
- Alcoforado, M.J. (1998) – Estudos de Clima urbano em Portugal. In Fernández García, Felipe *et al.* (coord.) – Clima y ambiente urbano en ciudades ibéricas e iberoamericanas. Madrid, Editorial Parteluz: 41-63
- Alcoforado, M.J.; Dias, M. H. (2002) – Imagens climáticas da região de Lisboa. Enquadramento na Diversidade Climática de Portugal Continental. CEG, Lisboa (ISBN 972-636-133-8)

- Almeida, J.D. & Freitas H. (2000). A flora exótica e invasora de Portugal. *Portugaliae Acta Biológica* 19: 159-176.
- Andrade and M. Alforcado (2008). Microclimatic variation of thermal comfort in a district of lisbon (telheiras) at night. *Theoretical and Applied Climatology*, 92:225–237.
- Andrade, H. (1996). A qualidade do ar em Lisboa: valores medios e situacoes extremas. *Finisterra*, 31(61), 43–66
- Andrade, H. (2003). Bioclima humano e temperatura do ar em Lisboa, 435.
- Andrade, H., & Vieira, R. (2007). A Climatic Study of an Urban Green Space : The Gulbenkian Park in Lisbon, Portugal. *Finisterra*, XLII(84), 27–46.
- Andreou, E., (2014). The effect of urban layout, street geometry and orientation on shading conditions in urban canyons in the Mediterranean. *Renewable Energy*. 63: p. 587-596.
- Araújo P.V., Clamote F., Carapeto A., Porto M., Portela-Pereira E., Almeida J. D., Pereira A. J., Holyoak D. T., *et al.* (2017). Flora-On: Flora de Portugal Interactiva, Sociedade Portuguesa de Botânica. <http://www.flora-on.pt/#warbusto%2C+lisboa>. Consulta realizada em 16/03/2017
- Barata Salgueiro, T. (1992) - A cidade em Portugal. Uma Geografia Urbana. Edições Afrontamento, Lisboa.
- Barton, H. (1996) - Planning for sustainable development. In: Greed, C. (ed.) Investigating town planning, Changing perspectives and agendas, Longman, Edimburg: 115–104.
- Basara, J. B., Basara, H. G., Illston, B. G., & Crawford, K. C. (2010). The Impact of the Urban Heat Island during an Intense Heat Wave in Oklahoma City. *Advances in Meteorology*, 2010, 1–10.
- Biziak, L., Lopes, A., & Filho, D. (2013). A contribuição da arborização urbana no conforto térmico de Cascais/Alcabideche (Portugal). *Anais Do Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada V.15 - Vitória - ES (Brasil)*, (2000), 156–165.
- Bonacquisti, V., Casale, G.R., Palmieri, S., Siani, A.M., (2005). A canopy layer model and its application to Rome. *Science of the Total Environment* 364 (1–3), 1–13.
- Bruse M. (2004). ENVI-met implementation of the a-gs model to calculate the stomata conductance (working paper). Retrieved 16.03.2011. URL http://ENVI-met.com/documents/new_a_gs.pdf
- Buechley RW, Van Bruggen J, Truppi LE (1972) Heat island equals death island? *Environ Res* 5(1):85–92

- Bueno, B., Hidalgo, J., Pigeon, G., Norford, L., & Masson, V. (2013). Calculation of air temperatures above the urban canopy layer from measurements at a rural operational weather station. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 52(2), 472–483.
- Busato, F., Lazzarin, R. M., & Noro, M. (2014). Three years of study of the Urban Heat Island in Padua: Experimental results. *Sustainable Cities and Society*, 10, 251–258.
- Calado, M., (1993). Lisboa, a cidade no espaço e no tempo. In: Calado, M. (Ed.), Atlas de Lisboa, a cidade no espaço e no tempo. Contexto Editora, Lisboa, pp. 8-13
- Câmara Municipal de Lisboa. (2010). Guia das 25 árvores de Lisboa.
- Câmara Municipal de Lisboa. (2011). *Planta de Ordenamento: Estrutura Ecológica*.
- Câmara Municipal de Lisboa. (2015). Biodiversidade na Cidade de Lisboa: Uma Estratégia Para 2020, 33, 3–8.
- Campbell, P. L.; Bell, R. S. e Kluge, R. L. (1990). Identifying the research requirements for the controlo f silver wattle (*Acacia dealbata*) in Natal. *South African Forestry Journal*. 155: 37-41
- Caudullo G., M. A. (2016). *Taxus baccata* in Europe : distribution , habitat , usage and threats, 15921.
- CDC. (2004). Extreme Heat: A Prevention Guide to Promote Your Personal Health and Safety. Retrieved 27 July 2007 from http://www.bt.cdc.gov/disasters/extremeheat/heat_guide.asp
- Chapter 5: WRF Model. (n.d.). Retrieved from http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users/docs/user_guide_V3/users_guide_chap5.htm
- Chen, F., Kusaka, H., Bornstein, R., Ching, J., Grimmond, C. S. B., Grossman-Clarke, S., ... Zhang, C. (2011). The integrated WRF/urban modelling system: Development, evaluation, and applications to urban environmental problems. *International Journal of Climatology*, 31(2), 273–288.
- Chen, F.; Dudhia, J. (2001). Coupling an advanced land surface - hydrology model with the Penn State-NCAR MM5 modeling system. Part I: Model implementation and sensitivity. *Monthly Weather Review*, v. 129, p. 569-585.
- Chen, F.; Kusaka, H.; Bornstein R.; Ching J.; Grimmond, C.S.B; Grossman-Clarke S.; Loridan T.; Manning K.W.; Martilli, A.; Miao, S.; Sailor, D.; Salamanca, F.P.; Taha, H.; Teware, M.; Wang,X.;Wyszogrodzki,A.A.; Zhang, C. (2011) The integrated WRF/urban modelling system: development, evaluation, and applications to urban environmental problems. *International Journal of Climatology*, v. 31, p. 273-288.
- Chen, L., Jiang, R., & Xiang, W. N. (2016). Surface heat island in Shanghai and its relationship

- with urban development from 1989 to 2013. *Advances in Meteorology*, 2016.
- Christen, A., Vogt, R., (2004). Energy and radiation balance of a central European city. *International Journal of Climatology* 24 (11), 1395– 1421
- Clarke JF (1972). Some effects of the urban structure on heat mortality. *Environ Res* 5:93–104
- Climate Protection Partnership Division in te U.S. (2008). *Reducing Urban Heat Islands : Compendium of Strategies Urban Heat Island Basics.*
- Coakes S. J.; Steed L. (2009) SPSS: Analysis Without Anguish Using Spss Version 14.0 for Windows, John Wiley & Sons, Inc., New York, NY.
- Consiglieri, C.; Ribeiro, F.; Vargas, J.; Abel, M. (1993) - Pelas freguesias de Lisboa. O termo de Lisboa. Lisboa, CML: 142
- Cordingley S., Petherick C., (2005). Vegetation Management Plan Henley Beach to Tennyson Coastal Reserve (PDF), City of Charles Sturt, retrieved 4 January 2016
- Correia, P. B., Candido, L. A., De Souza, R. A. F., Andreoli, R. V., & Kayano, M. T. (2016). Estudo do fenómeno da ilha de calor na cidade de Manaus/AM: Um estudo a partir de dados de sensoriamento remoto, modelagem e estações meteorológicas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 31(2), 167–176.
- Cronk Q. B. e Fuller J. L. 1995. Plant invaders. Chapman and Hall. London. UK. *Ecology* 80 (5): 1522-1536
- Dennill, G. B. e Donnelly, D. (1991). Biological control of *Acacia longifolia* and related weed species (Fabaceae) in South Africa. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 37: 115-135.
- Domingos, J. (2008). Comunicação Oral. Fundamentos Científicos e Técnicos da Estratégia Energético-Ambiental para Lisboa e suas Limitações. Lisboa. Agência Municipal de Energia e Ambiente de Lisboa
- Dupont, E., Menut, L., Carissimo, B., Pelon, J., Flamant, P., (1999). Comparison between the atmospheric boundary layer in Paris and its rural suburbs during the ECLAP experiment. *Atmospheric Environment* 33, 979–994
- Duraiappah, A. K., Naeem, S., Agardy, T., Ash, N. J., Cooper, H. D., Díaz, S., ... Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being. Ecosystems* (Vol. 5).
- Eichhorn, J.(1989). Entwicklung und Anwendung eines dreidimensionalen mikroskaligen Stadtklimamodells, PhD- Thesis, Univ. Mainz, D
- Ek MB, Mitchell KE, Lin Y, Rogers E, Grunmann P, Koren V, Gayno G, Tarpley JD. (2003).

Implementation of Noah land surface model advances in the National Center for Environmental Prediction operational mesoscale Eta model. *Journal of Geophysical Research* 108(D22): 8851, DOI: 10.1029/2002JD003296

Emmanuel R., Rosenlund H., and Johannson E. (2007). Urban shading a design option for the tropics? a study in colombo, sri lanka.

Environmental Protection Agency, U. (2008). Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies - Urban Heat Island Basics, 1–22. Retrieved from <http://www.epa.gov/heatisland/about/index.htm%5Cnpapers2://publication/uuid/E82A9E0C-E51A-400D-A7EE-877DF661C830>

EPA. (2003). Beating the Heat: Mitigating Thermal Impacts. Nonpoint Source News-Notes. 72:23-26. Retrieved from <https://www.epa.gov/heat-islands/heat-island-impacts>

EPA. (2003). Heat Island Impacts. Retrieved from <https://www.epa.gov/heat-islands/heat-island-impacts>

Fahmya M., Sharplesa S., and Yahiya M. (2010). Lai based trees selection for mid latitude urban developments: A microclimatic study in cairo, egypt. *Building and Environment*, 45 (2):345–357.

Fanger, P. O. (1972) Thermal analysis applications in environmental engineering. New McGraw- Hill.

Farjon, A., Schmid, R. (2011). "Sequoia sempervirens". IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. International Union for Conservation of Nature. Retrieved 2 January 2014

Ferreira, J. C. (2010). Estrutura Ecológica e Corredores Verdes. Estratégias Territoriais para um Futuro Urbano Sustentável. *Pluris 2010*.

Feyisa, G.L., K. Dons, and H. Meilby, (2014) Efficiency of parks in mitigating urban heat island effect: An example from Addis Ababa. *Landscape and Urban Planning*. p. 87-95

Fialho, E. S. (2012). Ilha de calor: reflexões acerca de um conceito. *Revista ACTA Geográfica*, 61–76.

Flora, Z., & Fischer, G. (n.d.). *Salix caprea* in Europe: distribution, habitat, usage and threats, 170–171.

Flora.on. (2017). Espécies por município. Retrieved from <http://flora-on.pt/>

Florestar.net. (n.d.). Choupo-negro. Retrieved from <http://www.florestar.net/choupo-negro/choupo-negro.html>

- Franco, J. (1998). Cedro, in "Enciclopédia Verbo Luso-Brasileira da Cultura, Edição Século XXI", Volume VI, Editorial Verbo, Braga.
- Galán, A., & Castroviejo, S. (1979). CORYPHOIDEAE Griff. Hojas palmadas, costapalmadas o pinnadas, segmentos induplicados, 115(1793), 273–275.
- Gilman, E. (1999). *Pittosporum tobira*, 1–3.
- Gilman, E. F., & Watson, D. G. (1994a). Canary Island Date Palm 1, (October), 1–3.
- Gilman, E. F., & Watson, D. G. (1994b). *Washingtonia filifera*, (October), 1–6.
- Godinho-Ferreira, P., Azevedo, A., Rego, F., (2005). Carta da tipologia florestal de Portugal continental. *Silva Lusitana* 13, 1-34.
- Golden, J., Carlson, J., Kaloush, K., & Phelan, P. (2007). A comparative study of the thermal and radiative impacts of photovoltaic canopies on pavement surface temperatures. *Solar Energy - Volume 81* , pp. 872-883
- Gromke, C., (2015). CFD analysis of transpirational cooling by vegetation: Case study for specific meteorological conditions during a heat wave in Arnhem, Netherlands. *Building and Environment*. 83: p. 11-26.
- Hien, W. N. (2016). Urban heat island research: Challenges and potential. *Frontiers of Architectural Research*, 5(2), 276–278.
- Hong-mei, Z., Wei-qiang, G., He-qun, Y., Jie, L., & Yan-li, Y. (2015). Improving the Effect of Greening on Heat Island in Urban Residential Districts Based on Remote Sensing and Gis Analysis, 21(3).
- Höppe, P. (1999) The physiological equivalent temperature – a universal index for the biometeorology assessment of the thermal environment. *International Journal of Biometeorology*, 43: 71-75.
- Huttner, S. (2012). Further development and application of the 3D microclimate simulation ENVI-met. *Mainz: Johannes Gutenberg-Universität in Mainz*, 147. Retrieved from <http://ubm.opus.hbz-nrw.de/volltexte/2012/3112/>
- ICNF. (2010). Espécies exóticas em portugal.
- ICNF. (2013). Espécies arbóreas autóctones em portugal continental.
- Imhoff, M.L.; Zhang, P.; Wolfe, R.; Bounoua, L. (2010). Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA. *Remote Sensing of Environment*, v. 114, p. 504-513.
- INE, C. (2016). Instituto Nacional de Estatística, Censos 2011.

- Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2013). Espécies arbóreas autóctones em Portugal continental - Guia de utilização, 33. Retrieved from <http://www.icnf.pt/portal/florestas/gf/prdflo/resource/doc/arvor-indigen-pt-contin>
- International Journal of Climatology, 27 (14):1859 – 1873.
- IPMA. (2016a). Boletim Climatológico Anual Portugal Continental, 1–23.
- IPMA. (2016b). Boletim Climatológico Julho 2016 - Portugal continental, 1–3.
- IPMA. (2016c). Boletim Climatológico Sazonal - Verão 2016, (Figura 1), 1–6.
- Jauregui, E., (1991). Influence of a large urban park on temperature and convective precipitation in a tropical city. *Energy and Buildings*. 15(3): p. 457-463.
- Joaquim, F. G. (2011). Efeito Ilha de Calor na cidade de Lisboa – Proposta de medidas de mitigação, 181.
- Junk J., Helbig A., and Lüers J. (2003). Urban climate and air quality in Trier/Germany. *International Journal of Biometeorology*, 47:230–238.
- Kamp, I. Van; Leidelmeijer, K.; Marsman, G.; Hollander, A. DE (2003) – Urban environmental quality and human well-being: Towards a conceptual framework and demarcation of concepts; a literature study. *Landscape and Urban Planning*, 65 (1–2): 5–18
- Kikegawa, Y., Genchi, Y., Kondo, H., & Hanaki, K. (2006). Impacts of city-block-scale counter measures against urban heat island phenomena upon a building's energy consumption for air-conditioning. *Applied Energy*, Volume 83 , pp. 649-668
- Kikon, N., Singh, P., Kumar, S., & Vyas, A. (2016). Assessment of urban heat islands (UHI) of Noida City , India using multi-temporal satellite data. *Sustainable Cities and Society*, 22, 19–28.
- Kleerekoper, L., Van Esch, M., & Salcedo, T. B. (2012). How to make a city climate-proof, addressing the urban heat island effect. *Resources, Conservation and Recycling*, 64, 30–38.
- Kolokotroni, M., Giridharan, R., (2008). Urban heat island intensity in London: an investigation of the impact of physical characteristics on changes in outdoor air temperature during summer. *Solar Energy* 82, 986–998
- Lawrence, H.W., (1995). Changing forms and persistent values: historical perspectives on the urban forest. In: Bradley, G.A. (Ed.), *Urban Forest Landscapes: Integrating multidisciplinary perspectives*. University of Washington Press, Seattle, Washington, pp. 17-40.

- Levermore, G., & Parkinson, J. (2016). The Manchester urban heat island and adjustments for The Chartered Institution of Building Services Engineer calculations, 1–2.
- Lindberg F, Holmer B, Thorsson S (2008) SOLWEIG 1.0—modelling spatial variations of 3D radiant fluxes and mean radiant temperature in complex urban settings. *Int J Biometeorol* 51:323–334. doi:10.1007/s00484-008-0162-7
- Lombardo, M. A. (2009). *Análise das mudanças climáticas nas metrópoles o exemplo de São Paulo e Lisboa. Unesp.*
- Lonsdale, W.M (1999). Global patterns of plant invasion and the concept
- Lopes, A. (2008). O sobreaquecimento das cidades: Causas e medidas para a mitigação da ilha de calor de Lisboa. *Territorium* 15, 39–52. Retrieved from http://www.uc.pt/fluc/nicif/riscos/Documentacao/Territorium/T15_artg/T15art05.pdf
- Lopes, A. M. S.; (2003) Modificações no clima urbano de Lisboa como consequência do crescimento urbano. Vento, ilha de calor de superfície e balanço energético. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa: 375p
- Luley, C., Bond, J. (2002). A Plan to Integrate Management of Urban Trees into Air Quality Planning. A Report to the North East State Foresters Association. Albany, NY. New York State Department of Environmental Conservation
- Magalhães, M. R. A., (2001). *Arquitectura Paisagista, morfologia e complexidade*. Editorial Estampa, Lisboa. 525 pp.
- Mahrer Y., Avissar R. (1984). A numerical simulation of the greenhouse microclimate. *Mathematics and Computers in Simulation*, 26(3):218 – 228.
- Maia, C., Barreira, M. J., Coelho, A., Flores, C. V., Furtado, R., Marcos, S., ... Antónia, M. (2015). *Perfil de Saúde da Região de Lisboa e Vale do Tejo. INSA - Instituto Nacional de Saúde Doutor Ricardo Jorge.*
- Marchante, E., Marchante, H., (2007). As exóticas invasoras. In: Silva, J.S. (Ed.), *Do castanheiro ao teixo, (Árvores e Florestas de Portugal, vol 5)*. Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza, Lisboa, pp. 179-19
- Marchante, Elisabete; Marchante, Helia, & Freitas, Helena comp. (2005). *Plantas Invasoras em Portugal - Fichas para identificação e controle*. Ed. dos autores, Coimbra. Disponível em: <http://www.ci.uc.pt/invasoras/files/introducao%20capa.pdf>
- Marchante, H., Marchante, E., & Freitas, H. (2005). *Plantas Invasoras em Portugal: fichas para identificação e controlo. Projecto INVADER (POCTI/BSE/42335/2001)*, 80. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Plantas+Invasoras+em+>

- Mathew, A., Khandelwal, S., & Kaul, N. (2016). Spatial and temporal variations of urban heat island effect and the effect of percentage impervious surface area and elevation on land surface temperature : Study of Chandigarh city , India. *Sustainable Cities and Society*, 26, 264–277.
- Matzarakis A, Rutz F, Mayer H (2007) Modelling radiation fluxes in simple and complex environments—application of RayMan model. *Int J Biometeorol* 51:323–334. doi:10.1007/s00484-006-0061-8
- McDonald, R., Kroeger, T., Boucher, T., Longzhu, W., Salem, R., Adams, J., ... Garg, S. (2016). Planting Healthy Air: A global analysis of the role of urban trees in addressing particulate matter pollution and extreme heat., 95. Retrieved from www.nature.org/healthyair
- Mellor G. L. and T. Yamada (1975). A simulation of the Wangara atmospheric boundary layer data, *J. Atmos. Sci.* 32, 2309– 2329
- Memon, R., Dennis, Y., & Liu, C. (2007). A review on the generation, determination and mitigation of Urban Heat Island. *Journal of Environmental Sciences* , 120-128
- Meyer, B.; Anderson, D.; Böhning, R.; Fratianne, D., 1973. *Introdução à fisiologia vegetal*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, p. 240
- Miao, S.; Chen, F.; Lemone, M.A.; Tewari, M.; Li, Q.; Wang, Y. (2009). An observational and modeling study of characteristics of urban heat island and boundary layer structures in Beijing. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, v. 48, p. 484-501.
- Miller, R. W., (1997). *Urban Forestry, planning and managing urban greenspaces*. Prentice Hall, New Jersey. 502 pp
- Mills, G. (2006) – Progress toward sustainable settlements: a role for urban climatology. *Theoretical and Applied Climatology*, 84 (1–3): 69–76.
- Morais, L. (2011). *Distribuição Espacial da Mortalidade em Lisboa Associada às Temperaturas Elevadas , com Recurso a Sistemas de Informação Geográfica* Distribuição Espacial da Mortalidade em Lisboa Associada às Temperaturas Elevadas , com Recurso a Sistemas de Informação Ge, 63.
- Moreland City Council. (2017). *Moreland Urban Heat Island Effect Action Plan*, (Xxx).
- Newman, P.W.G. (1999) – Sustainability and cities: extending the metabolism model. *Landscape and Urban Planning*, 44 (4): 219–226.
- NOAA. (2017). *Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*, Consultado a 21 de Janeiro de 2017. Retrieved from <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/weekly.html>

- Nowak, D. J., (2001). The effects of Urban Forests on the Physical Environment. In: Urban Forests and Trees. Proceedings nº 1, COST ACTION E12, European Communities, Bruxelles, pp: 22-38
- Oke, T.R. (1982). The Energetic Basis of the Urban Heat Island. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society. 108:1-24.
- Oke, T.R. (1987) – Boundary Layer Climates. Routledge, London.
- Oke, T.R. (1988) - Street design and urban canopy layer climate. Energy and Buildings, 11: 103-113.
- Oliveira, S., Andrade, H., & Vaz, T. (2011). The cooling effect of green spaces as a contribution to the mitigation of urban heat: A case study in Lisbon. *Building and Environment*, 46(11), 2186–2194.
- Orwa, C., Mutua, A., Kindt, R., Jamnadass, R., & Anthony, S. (2009). *Grevillea robusta*. Database, 0, 1–6. Retrieved from <http://www.worldagroforestry.org/sites/treedbs/treedatabases.asp>
- Peng, S.; Piao, S.; Ciais, P.; Friedlingstein, P.; Oettle, C.; Breon, F.; Nan, H.; Zhou, L.; Myneni, R.B. (2012) Surface Urban Heat Island Across 419 Global Big Cities. *Environmental Science Technology*, v. 46, p. 696-703,
- Pinto, O.S., Orgaz Manso, M.D., (2000). The urban heat island in a small city in coastal Portugal. *International Journal of Biometeorology* 44, 198–203.
- Pysěk, P., Richardson, M.D, Rejmánek, M., Webster, L.G., Williamson, M. & Kirschner J. (2004). Alien plants in checklist and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53 (1): 131-143.
- Rivers, M.C. (2014). "Liriodendron tulipifera". IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. International Union for Conservation of Nature. Retrieved 1 September 2014.
- Roa-Espinosa A., T.B. Wilson, J.M. Norman, and Kenneth Johnson (2003). Predicting the Impact of Urban Development on Stream Temperature Using a Thermal Urban Runoff Model (TURM). National Conference on Urban Stormwater: Enhancing Programs at the Local Level. February 17-20. Chicago, IL. Retrieved 17 Jul. 2008 from <<http://www.epa.gov/nps/natlstormwater03/31Roa.pdf>>
- Robine, J., Cheung, S. L., Roy, S. Le, Oyen, H. Van, & Herrmann, F. R. (2007). Report on excess mortality in Europe during summer 2003. *Statistics*, 2003(February), 15.
- Roth, Z. (2014). *Retama monosperma*.
- Rzedowski J. (1983). *Vegetación de México*. Distrito Federal, Mexico.

- Sailor, D. J.; Lu, L. (2004) - A top-down methodology for developing diurnal and seasonal anthropogenic heating profiles for urban areas. *Energy and Buildings*, 38: 2737- 2748
- Santamouris, M. (2007) Heat island research in Europe, the state of the art. *J Adv Build Energy Res* 1:123–150
- Santos, M. J. V. (2009). Utilização de imagem Liss III para análise de espaços verdes em Lisboa.
- Shahraiyni, H. T., Sodoudi, S., El-Zafarany, A., El Seoud, T. A., Ashraf, H., & Krone, K. (2016). A comprehensive statistical study on daytime surface urban heat island during summer in urban areas, case study: Cairo and its new towns. *Remote Sensing*, 8(8), 1–21.
- Shashua-Bar, L., D. Pearlmutter, and E. Erell, (2011) The influence of trees and grass on outdoor thermal comfort in a hot-arid environment. *International Journal of Climatology*. 31(10): p. 1498-1506.
- Shashua-Bar, L.; Hoffman, M. E., 2000. Vegetation as a climatic component in the design of an urban street. An empirical model to predicting the cooling effect of urban green areas with trees. *Energy and Buildings* 31: 221-235
- Sievers, U. *et al.* (1987). Numerische Simulation des urbanen Klimas mit einem zweidimensionalen Modell, *Meteorol. Rundschau* 40(1 and 3), 40–52 and 65–83
- Simone, G. De, Janeiro, R. De, Toronto, T. D., Jack, D., York, N., Toronto, J. P., & Rahman, M. (2011). Climate change and human health in cities Coordinating Lead Authors : Lead Authors : *Cities And Climate Change - First Assessment Report of the Urban Climate Change Research Network*, 179–213.
- Skey, W. (1871). "Preliminary Notes on the Isolation of the Bitter Substance of the Nut of the Karaka Tree (*Corynocarpus laevigata*)". *Transactions and Proceedings of the New Zealand Institute*. 4: 316–321. Retrieved 22 May 2013
- Smoyer KE (1998) Putting risk in its place: methodological considerations for investigating extreme event health risk. *Soc Sci Med* 47:1809–1824
- SNIRH. (2017). Estação meteorológica Monte da Caparica. Retrieved from <http://snirh.pt/index.php?idMain=2&idItem=1>
- Soares, A. L., Rego, F. C., Castel-branco, C., & Santos, J. (2008). O valor das árvores Cidades e Alterações Climáticas. Que futuro?CEG, Universidade de Lisboa, 15-16 Maio 2008. *Ecologia*, 5(3), 2008–2008.
- Sodoudi, S., Shahmohamadi, P., Vollack, K., Cubasch, U., & Che-Ani, A. I. (2015). Mitigating the Urban Heat Island Effect in Megacity Tehran. *Advances in Meteorology*, 2014.

- Sousa, S.B.; Ferreira, L.G (2012). Análise da temperatura de superfície em ambientes urbanos: um estudo por meio de sensoriamento remoto no município de Goiânia, Goiás (2002 - 2011). *Confins* [Online], 15, posto online no dia 23 Junho 2012, consultado o 25 Fevereiro 2017. URL: <http://confins.revues.org/7631>; DOI: 10.4000/confins.7631
- Spangenberg J. and Shinzato P. (2008). Simulation of the influence of vegetation on microclimate and thermal comfort in the city of sao paulo. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborizacao Urbana*
- Spronken-Smith, R. and T. Oke, (1998). The thermal regime of urban parks in two cities with different summer climates. *International Journal of Remote Sensing*. 19(11): p. 2085-2104.
- Stace, C. A. (2010). *New Flora of the British Isles* (Third ed.). Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Stewart, I.D. (2011). A systematic review and scientific critique of methodology in modern urban heat island literature. *International Journal of Climatology*, v. 31, p. 200-207.
- Storch H, Zwiers FW (2002). *Statistical analysis in climate research*. Cambridge: Cambridge University Press
- Sugawara, H., (2016). Thermal influence of a large green space on a hot urban environment. *Journal of Environmental Quality*. 45(1): p. 125-133.
- Taesler R. and C. Anderson (1984). A method for solar radiation computations using routine meteorological observations, *Energy and Buildings*, 7, 341–352
- Taha, H., H. Akbari, and A. Rosenfeld. (1991). Heat island and oasis effects of vegetative canopies: micro- meteorological field-measurements. *Theoretical and Applied Climatology*. 44(2): p. 123-138.
- Taleghani, M. (2014). Thermal assessment of heat mitigation strategies: the case of Portland State University, Oregon, USA. *Building and Environment*. 73: p. 138-150
- Tan, J., Zheng, Y., Tang, X., Guo, C., Li, L., Song, G., ... Chen, H. (2010). The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai. *International Journal of Biometeorology*, 54(1), 75–84.
- Tempo.pt. (2017). Lisboa-vento. Retrieved from www.tempo.pt/lisboa-sactual.html
- Tomlinson, C.J.; Lee, C.; Thornes, J.E.; Bakera, C. (2011) Remote sensing land surface temperature for meteorology and climatology: a review. *Meteorological Applications*, v. 18, p. 296-306.
- Tostões, A., (1992). Monsanto, Parque Eduardo VII, Campo Grande. Keil do Amaral, Arquitecto dos Espaços Verdes de Lisboa. Edições Salamandra, Lda, Lisboa, p. 9.

- Tostões, A., (2003). Lisboa, Arquitectura e Urbanismo: do passeio público ao jardim da fundação Calouste Gulbenkian. In: Andersen, T. (Ed.), *Do Estádio Nacional ao Jardim Gulbenkian. Francisco Caldeira Cabral e a primeira geração de arquitectos paisagistas (1940-1970)*. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, p. 100
- Tryväinen, L.; Pauleit, S.; Seeland, K.; Vries, S. (2005). Benefits and uses of urban forest and trees.
- Unger, J. (2006). Heat island intensity with different meteorological conditions in a medium-sized town: Szeged, Hungary. *Theor Appl Climatol* 54:147–15
- United Nations, (2012). *World urbanization prospects: the 2011 revision*.
- USEPA. (2008a). *Reducing Urban Heat Islands : Compendium of Strategies Urban Heat Island Basics*.
- USEPA. (2008b). Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies - Urban Heat Island Basics, 1–22. Retrieved from <http://www.epa.gov/heatisland/about/index.htm%5Cnpapers2://publication/uuid/E82A9E0C-E51A-400D-A7EE-877DF661C830>
- USGS. (2016). No Title. Retrieved from <https://landsat.usgs.gov/what-are-band-designations-landsat-satellites>
- Vailshery, L.S., M. Jaganmohan, and H. Nagendra, (2013). Effect of street trees on microclimate and air pollution in a tropical city. *Urban Forestry & Urban Greening*. 12(3): p. 408-415
- Vardoulakis S, Dear K, Hajat S, Heaviside C, Eggen B, McMichael AJ. (2014). Comparative assessment of the effects of climate change on heat- and cold-related mortality in the United Kingdom and Australia. *Environ Health Perspect* 122:1285–1292, doi:10.1289/ehp.1307524.
- Vardoulakis, E., Karamanis, D., Fotiadi, A., & Mihalakakou, G. (2013). The urban heat island effect in a small Mediterranean city of high summer temperatures and cooling energy demands. *Solar Energy*, 94, 128–144.
- Voogt, J. A., & Oke, T. R. (2003). Thermal remote sensing of urban climates. *Remote Sensing of Environment*, 86(3), 370–384.
- Walter. (n.d.). *Catalpa bignonioides* Serralves.
- Weather Online. (2017). Arquivo, Lisboa. Retrieved from http://www.weatheronline.pt/weather/maps/city?LANG=pt&WMO=08579&ART=RLF&CONT=ptpt&R=150&LEVEL=150®ION=0005&LAND=__&NOREGION=1&MOD=&TMX=&

Weber, E. (2000). Switzerland and the invasive plant species issue. *Botanica Helvetica*, 110(1): 11-24

Wilks VD (1995) *Statistical methods in the atmospheric sciences*. San Diego: Academic Press

Wong N. and Jusuf S. (2007). Environmental study of the impact of greenery in an institutional campus in the tropics. *Building and Environment*, 42:2949–2970.

World Health Organization (2004) – Heat waves: risks and responses. *World Health Organization*, (2): 120

Zanis, P., Kapsomenakis, I., Philandras, C., Douvis, K., Nikolakis, D., Kanellopoulou, E., Zerefos, C., Repapis, C., (2009). Analysis of an ensemble of present day and future regional climate simulations for Greece. *Int. J. Climatol.* 29, 1614–1633. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1809>.

Zimmerman R, Restrepo CE, Nagorsky B, Culpen AM. (2007). Vulnerability of the elderly during natural hazard events. In: *Proceedings of the Hazards and Disasters Researchers Meeting*, July 11–12, 2007. Boulder, CO: Natural Hazards.Center, 38–40

Anexo I – Espaços verdes em Lisboa por freguesia

Lista dos espaços verdes existentes em cada freguesia de Lisboa em 2011. Fonte: (Joaquim, 2011)

	Pop verde	%	Jardins (m2)	%
Ajuda	95,11	3,9%	62,11	14%
Alcântara	209,38	8,5%	162,88	36%
Alto Do Pina	25,91	1,1%	7,86	2%
Alvalade	16,16	0,7%	0,39	0%
Ameixeira	74,24	3,0%	1,56	0%
Anjos	8,67	0,4%	0	0%
Beato	36,94	1,5%	4,71	1%
Benfica	145,08	5,9%	60,5	13%
Campo Grande	116,4	4,7%	41,06	9%
Campolide	71,52	2,9%	22,57	5%
Carnide	58,02	2,4%	0,74	0%
Castelo	71,55	2,9%	49,27	11%
Charneca	53,28	2,2%	9,78	2%
Coração De Jesus	31,03	1,3%	0	0%
Encarnação	6,03	0,2%	2,15	0%
Graça	16,38	0,7%	0,19	0%
Lapa	37,6	1,5%	9,87	2%
Lumiar	72,82	3,0%	9,66	2%
Madalena	16,84	0,7%	0	0%
Mártires	16,42	0,7%	0	0%
Marvila	63,63	2,6%	19,83	4%
Merces	17,91	0,7%	2,51	1%
Nossa Senhora De Fátima	36,83	1,5%	5,47	1%
Pena	31,18	1,3%	3,56	1%
Penha De França	16,07	0,7%	0,05	0%
Prazeres	49,79	2,0%	12,43	3%
Sacramento	3,36	0,1%	0	0%
Santa Catarina	7,74	0,3%	0	0%
Santa Engrácia	20,41	0,8%	0	0%
Santa Isabel	27,79	1,1%	0	0%
Santa Justa	12,57	0,5%	0	0%
Santa Maria, De Belém	175,15	7,1%	46,57	10%
Santa Maria Dos Olivais	79,4	3,2%	5,02	1%
Santiago	32,21	1,3%	0,25	0%
Santo Condestável	19,67	0,8%	0,35	0%

Santo Estevão	5,08	0,2%	0	0%
Santos O Velho	22,93	0,9%	1,43	0%
São Cristóvão E São Lourenço	10,67	0,4%	0,17	0%
São Domingos De Benfica	62,21	2,5%	21,85	5%
São Francisco Xavier	183,09	7,5%	91,18	20%
São João	26,94	1,1%	0,1	0%
São João Brito	100,44	4,1%	16,52	4%
São João De Deus	28,97	1,2%	1,22	0%
São João De Arroios	12,44	0,5%	1,39	0%
São José	38,07	1,6%	3,65	1%
São Mamede	40,31	1,6%	10,16	2%
São Miguel	1,58	0,1%	0	0%
São Nicolau	17,02	0,7%	0	0%
São Paulo	9,09	0,4%	1,71	0%
São Sebastião Da Pedreira	83,53	3,4%	59,18	13%
São Vicente De Fora	20,53	0,8%	1,08	0%
Sé	3,79	0,2%	0	0%
Socorro	11,21	0,5%	0,27	0%

Anexo II – Dados recolhidos na área de estudo

Lista das espécies e medições efetuadas na área de estudo

nº	Espécie	Altura a (m)	Altura c (m)	Largura d (m)	Largura e (m)	Perímetro (m)	Largura b (m)
1	Lodão bastardo	18	9	12	9	1,7	0,28
2	Lodão bastardo	18	9	6	8	1,2	0,18
3	Lodão bastardo	18	9	5	5	0,8	0,13
4	Lodão bastardo	18	9	13	8	2,2	0,35
5	Lodão bastardo	6	4	5	10	1,4	0,23
6	Lodão bastardo	6	4	7	10	1,5	0,24
7	Lodão bastardo	18	9	9	10	1,8	0,28
8	Lodão bastardo	10	9	5	4	0,3	0,05
9	Lodão bastardo	12	5	4	6	0,4	0,06
10	Lodão bastardo	18	4	10	14	1,6	0,26
11	Lodão bastardo	18	9	7	9	1,4	0,23
12	Lodão bastardo	18	9	9	9	1,4	0,22
13	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,6	0,25
14	Lodão bastardo	18	9	16	10	2,1	0,33
15	Lodão bastardo	18	9	10	19	2,3	0,36
16	Lodão bastardo	18	9	13	12	2,1	0,33
17	Lodão bastardo	18	9	8	10	1,1	0,17
18	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,5	0,23
19	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,8	0,29
20	Lodão bastardo	18	9	7	10	1,7	0,28
21	Lodão bastardo	18	9	8	19	1,6	0,26
22	Lodão bastardo	18	9	8	17	1,7	0,27
23	Lodão bastardo	18	9	7	12	1,8	0,28
24	Lodão bastardo	18	9	10	16	1,9	0,29
25	Lodão bastardo	18	9	13	14	1,8	0,28
26	Lodão bastardo	18	9	12	9	1,7	0,28
27	Lodão bastardo	18	9	6	8	1,2	0,18
28	Lodão bastardo	18	9	5	5	0,8	0,13
29	Lodão bastardo	18	9	13	8	2,2	0,35
30	Lodão bastardo	6	4	5	10	1,4	0,23
31	Lodão bastardo	6	4	7	10	1,5	0,24

32	Lodão bastardo	18	9	9	10	1,8	0,28
33	Lodão bastardo	10	9	5	4	0,3	0,05
34	Lodão bastardo	12	5	4	6	0,4	0,06
35	Lodão bastardo	18	4	10	14	1,6	0,26
36	Lodão bastardo	18	9	7	9	1,4	0,23
37	Lodão bastardo	18	9	9	9	1,4	0,22
38	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,6	0,25
39	Lodão bastardo	18	9	16	10	2,1	0,33
40	Lodão bastardo	18	9	10	19	2,3	0,36
41	Lodão bastardo	18	9	13	12	2,1	0,33
42	Lodão bastardo	18	9	8	10	1,1	0,17
43	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,5	0,23
44	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,8	0,29
45	Lodão bastardo	18	9	7	10	1,7	0,28
46	Lodão bastardo	18	9	8	19	1,6	0,26
47	Lodão bastardo	18	9	8	17	1,7	0,27
48	Lodão bastardo	18	9	7	12	1,8	0,28
49	Lodão bastardo	18	9	10	16	1,9	0,29
50	Catalpa biononioides	10	3	11	11	0,9	0,15
51	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,6	0,25
52	Lodão bastardo	18	9	16	10	2,1	0,33
53	Lodão bastardo	18	9	10	19	2,3	0,36
54	Lodão bastardo	18	9	13	12	2,1	0,33
55	Lodão bastardo	18	9	8	10	1,1	0,17
56	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,5	0,23
57	Cedro dos Himalaias	3	2	3	4	0,3	0,04
58	Lodão bastardo	18	9	7	10	1,7	0,28
59	Lodão bastardo	18	9	8	19	1,6	0,26
60	Lodão bastardo	18	9	8	17	1,7	0,27
61	<i>Grevillea robusta</i>	32	8	10	12	2,3	0,36
62	Jacarandá	17	9	14	13	0,9	0,14
63	<i>Pittosporum tobira</i>	10	3	6	6	0,8	0,13
64	<i>Pittosporum tobira</i>	10	3	7	6	1,7	0,27
65	<i>Pittosporum oululatum</i>	20	13	5	6	0,8	0,13
66	Lodão bastardo	18	9	16	10	2,1	0,33

67	Lodão bastardo	18	9	10	19	2,3	0,36
68	Lodão bastardo	18	9	13	12	2,1	0,33
69	Lodão bastardo	18	9	8	19	1,6	0,26
70	Tulipeiros	11	2	4	3	0,6	0,10
71	Tulipeiros	11	2	5	3	0,9	0,14
72	Lodão bastardo	18	9	7	10	1,7	0,28
73	Tulipeiros	11	2	4	4	0,8	0,12
74	Lodão bastardo	18	9	7	10	1,7	0,28
75	Tulipeiros	11	2	3	2	0,4	0,06
76	Lodão bastardo	18	9	10	16	1,9	0,29
77	Lodão bastardo	18	9	8	10	1,1	0,17
78	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,5	0,23
79	Tulipeiros	11	2	4	3	0,9	0,14
80	Lodão bastardo	18	9	8	11	1,8	0,29
81	Lodão bastardo	18	9	7	10	1,7	0,28
82	Lodão bastardo	18	9	8	19	1,6	0,26
83	Lodão bastardo	18	9	8	17	1,7	0,27
84	Lodão bastardo	18	9	7	12	1,8	0,28
85	Castanheiro das Índias	18	9	11	11	1,7	0,27
86	Castanheiro das Índias	18	9	11	11	1,7	0,27
87	Castanheiro das Índias	18	9	9	8	1,3	0,20
88	Castanheiro das Índias	18	9	10	8	1,3	0,20
89	<i>Washington filifera</i>	23	16	6	6	2,5	0,40
90	Tulipeiros	11	2	4	3	0,6	0,10
91	Tulipeiros	11	2	5	3	0,9	0,14
92	<i>Washington filifera</i>	23	16	6	6	2,6	0,41
93	<i>Corynocarpus Laevigatus</i>	15	8	10	7	1,8	0,28
94	<i>Corynocarpus Laevigatus</i>	14	3	14	15	1,7	0,28
95	<i>Corynocarpus Laevigatus</i>	13	5	10	10	1,7	0,28
96	<i>Sequoia sempervirens</i>	27	2	7	6	2,3	0,36
97	<i>Washington filifera</i>	23	16	5	5	3,0	0,48
98	<i>Phoenix canariensis</i>	13	5	10	10	0,9	0,14
99	Lodão bastardo	18	9	13	12	2,1	0,33
100	Metrosideiro	18	4	20	15	4,7	0,74
101	Metrosideiro	18	4	29	18	5,2	0,83

102	Cipreste Montezuma	17	8	20	10	1,6	0,25
103	Cipreste Montezuma	18	9	25	14	1,8	1,07

Anexo III - Descrição das espécies da área de estudo

Celtis australis (Iodão bastardo) é uma espécie que está bem adaptada às condições edafoclimáticas de Lisboa (no entanto, o calor provoca o encurvamento das folhas), de crescimento relativamente rápido, com resistência aos ataques de insectos e apresentando raízes robustas, profundas e capazes de se desenvolverem nos interstícios das camadas rochosas. Quanto à sua forma, caracteriza-se por apresentar um porte mediano e uma copa volumosa que proporciona uma excelente sombra (Câmara Municipal de Lisboa, 2010).

Cedrus deodara (cedro-do-himalaia), também designado como cedro-deodara ou, apenas, deodara, é uma espécie de cedro nativo do Himalaia ocidental ao Afeganistão ocidental, Paquistão setentrional, Caxemira, noroeste da Índia, extremidade sudoeste do Tibete e Nepal ocidental, ocorrendo a altitudes entre os 1500 e 3200 m. É uma árvore conífera de grande porte, que chega a atingir 40 a 50 m de altura, excepcionalmente 60 m, com um tronco que pode medir até 3 m de diâmetro. Tem uma copa cónica, com ramos nivelados e lançamentos pendentes (Franco, 1998).

A espécie *Jacaranda mimosifolia* denota uma progressão lenta mas consistente durante o período em análise, subindo a sua representatividade de 3,7 para 6,3%, correspondendo ao 4º lugar das espécies botânicas utilizadas nos arruamentos de Lisboa. A referida ascensão decorre do crescente apreço atribuído à sua beleza, nomeadamente na época de floração, maio e junho, a qual lhe é conferida pelas suas flores lilases, que surgem antes da rebentação das folhas, imprimindo à cidade uma coloração muito intensa e deslumbrante. A referida beleza suplanta largamente o inconveniente advindo da goma libertada pelas flores, que ao caírem deixam o piso, e eventualmente os carros, com um indesejável material pegajoso (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, 2013).

A espécie *Catalpa biononioides* é uma árvore de tamanho médio, com copa ampla, que pode medir até 15 m de altura. Tem folhas até 20 cm, caducas, opostas ou verticiladas, com longos pecíolos, de forma ovado-cordiformes, pontiagudas, com a margem inteira, ligeiramente dentadas; emanam um odor desagradável quando são esmagadas. As flores são brancas com manchas amareladas ou purpura. É a mais comum de várias espécies similares cultivadas como ornamentais em áreas urbanas. É uma árvore de crescimento rápido e tolerante à poluição urbana, muito utilizada como ornamental. A sua madeira não apodrece facilmente, mas é frágil e muito difícil de trabalhar. Apesar de ter algumas aplicações medicinais, as suas raízes são tóxicas (Walter, n.d.).

Grevillea robusta é a maior planta do género *Grevillea*. É nativa da costa leste da Austrália. É uma árvore de crescimento rápido, de folha perene, que atinge 18–35 m de altura e tem folhas verdes delicadamente denteadas e bipinuladas, semelhantes à folhagem dos fetos. As folhas têm geralmente o tamanho de 15–30 cm de comprimento e flores cor laranja-ouro com

floração tipo *Callistemon*. Necessita água ocasionalmente, mas é tolerante à seca. Em regiões húmidas, é vulnerável ao ataque de doenças fúngicas causando danos consideráveis nas folhas e caules de planta (Orwa et al., 2009).

Phoenix canariensis é uma palmeira grande e majestosa, muitas vezes atinge um tamanho também massivo para a maioria das paisagens residenciais. É originária das Ilhas Canárias. Apresenta um tronco simples, reto e espesso coberto com uma coroa de folhas rígidas com espinhos afiados. Os talos de flores são substituídos por aglomerados amarelo-laranja, frutas ornamentais que amadurecem no início do verão. O tronco pode é coberto com um padrão em forma de diamante (E. F. Gilman & Watson, 1994a).

Pittosporum tobira é um arbusto com folhas brancas e verdes. No entanto, o crescimento rápido quando jovem faz com que necessite de podas frequentes, podendo atingir cerca de 10 metros de altura. O tratamento cuidadoso e a poda podem torná-la uma pequena árvore ornamental. Os problemas que lhe estão associados incluem os pulgões. As deficiências de micronutrientes tornam-se óbvias em solos com pH elevado. As doenças do ponto foliar e da podridão radicular podem ser problemas para esta espécie (Gilman, 1999).

Pittosporum undulatum é um arbusto ou pequena árvore de até 15 m, com ritidoma cinzento. Tem folhas perenas e flores brancas e aromáticas. Reproduz-se vegetativamente formando vigorosos rebentos de touça e raiz após o corte. Também se reproduz por via seminal produzindo sementes (até 37500 sementes/árvore), que são dispersas por animais, sobretudo por aves. É utilizada em Lisboa essencialmente para fins ornamentais em jardins. Forma povoamentos densos impedindo o desenvolvimento de outras espécies, contribuindo também para este efeito as toxinas contidas nas suas folhas (Marchante et al., 2005).

Liriodendron tulipifera L., conhecida pelo nome comum de tulipeiro, é a espécie norte-americana de grandes árvores do género *Liriodendron*, com distribuição natural no leste da América do Norte, do sul do Ontário ao norte da Florida e da costa atlântica ao Illinois (a outra espécie do género é *L. chinense* nativa do sueste da China). As folhas são alternas, simples, venosas, 12-15 cm de comprimento, largas, tetralobuladas, de forma entre o cordiforme e o truncado, afiladas na base, inteiras, com o ápex cortado através de um ângulo suave, fazendo que a sua parte superior aparente ser quadrada (Rivers, 2014).

O castanheiro-da-índia (*Aesculus hippocastanum*) é uma árvore robusta até 25 metros de altura, com copa vasta e abobadada. O seu fruto designa-se como castanha-da-índia, e é usado pela medicina popular contra problemas de circulação sanguínea. O seu crescimento é rápido, tem um tronco muito direito e copa bem definida, servindo para árvore de alinhamento em avenidas. As castanhas da Índia servem para repelir as traças. A copa é geralmente de forma ovóide; raiz pivocante (crescimento na vertical); vive mais de 100 anos (Stace, 2010).

Sequoia sempervirens é um género da família Cupressaceae. Na costa oeste dos Estados Unidos onde, na Califórnia, existem exemplares com 1200–1800 anos. Uma delas,

chamada Hyperion, é a árvore mais alta da Terra, com 115 m de altura. A espécie destaca-se pelo seu grande porte e longevidade. Pode viver por milênios e, neste período, ultrapassar os 100 metros de altura e algumas dezenas de metros de circunferência em sua base. Alguns exemplares nos Estados Unidos possuem troncos de cor avermelhada, tão robustos que permitiram escavar um túnel para a passagem de carros. Outra característica da espécie, além do porte, é o tamanho relativamente curto de seus ramos laterais, concentrados na região apical da árvore, e as folhas estreitas distribuídas disticamente no ápice dos ramos (Farjon & Schmid, 2011).

Metrosideros excelsa., conhecida pelos nomes comuns de metrosídero ou árvore-de-fogo é uma árvore de grande porte (até 20 m de altura) originária das zonas costeiras da Nova Zelândia que é extensamente usada como árvore ornamental e de abrigo nas zonas costeiras temperadas. Ocasionalmente o metrosídero pode ser invasor, como acontece na zona do Cabo, na África do Sul e nos Açores. Estas árvores, apesar de ameaçadas em certas zonas do seu país de origem, são consideradas invasoras noutros países, como é o caso de Portugal – Açores, à semelhança do Incenso (Cordingley & Petherick, 2005).

Cipreste Montezuma é uma árvore ripícola, crescendo ao longo de ribeiras, mas também pode ser encontrado em pântanos. Ocorre de 300 a 2 500 m, no México, principalmente em terras altas em 1 600-2 300 m de altitude. É muito tolerante à seca e de rápido crescimento e favorece os climas que são chuvosos ao longo do ano ou, pelo menos, com a alta precipitação de verão. É uma árvore perene crescendo até os 40 m de altura e com um tronco de 1-3 m de diâmetro (ocasionalmente muito mais). As folhas são em espiral mas torcidas na base (Rzedowski, 1983).

Washingtonia filifera (palmeira-de-leque) é originária dos oásis dos desertos da Califórnia, e dela os índios que aí habitavam faziam uso intenso dos frutos (que comiam) e folhas (das quais faziam abrigos e alimentavam o gado). As folhas são perenes, de 1 a 2 m de comprimento. As folhas que secam ficam penduradas no topo das árvores, na base das folhas mais jovens servindo de abrigo a pombos e outras aves. As palmeiras-de-leque são de crescimento rápido, podem atingir os 20 m e durar entre 100 e 200 anos, resistem bem à seca e não têm grandes problemas fitossanitários. São muito utilizadas nas regiões de clima mediterrânico, europeias e americanas, quer como árvores de alinhamento quer em exemplares isolados (Gilman & Watson, 1879).

Karaka (*Corynocarpus laevigatus*) é uma árvore da família Corynocarpaceae, endêmica da Nova Zelândia. É comum em habitats litorais formando frequentemente um componente principal da floresta litoral da Nova Zelândia. Karaka é uma árvore frondosa com ramos eretos. Cresce a alturas até 15 m e tem um tronco robusto até 1 m de diâmetro. As folhas grossas e coriáceas são lustrosas com 50-200 mm de comprimento, e 30-70 mm de largura. A polpa do fruto é comestível, embora amarga, mas os grãos frescos contêm o alcaloide tóxico karakin

provocando convulsões e espasmos musculares graves que podem resultar em morte em alguns casos (Skey, 1871).

Salix caprea (Salgueiro) é uma espécie similar à anterior, exibe um porte arbóreo (até 10m) e ocorre sobretudo em áreas húmidas recentemente perturbadas. Esta é uma planta pioneira e de rápido crescimento. As suas folhas eram comumente utilizadas como forragem de cabra. Devido à sua ampla gama de distribuição e à sua elevada amplitude, o salgueiro representa uma espécie multiusos muito valiosa, utilizada principalmente para jardinagem (Flora & Fischer, n.d.; ICNF, 2013).

Populus alba é uma espécie popular pelo seu crescimento extremamente rápido, não sendo particularmente interessantes em termos estéticos, nem no que respeita às características do sombreamento. Desenvolve-se em áreas relativamente húmidas, por vezes em florestas ripárias, em regiões com verões quentes e invernos suaves a frios, sendo nativa da região Mediterrânica. A copa é alargada, sendo frequentes as árvores com múltiplos troncos ou com ramificação baixa. Acresce que desenvolvem um forte raizame relativamente superficial, com consequências nocivas para as infraestruturas urbanas, razão pela qual actualmente se tende a evitar a sua utilização em arruamentos (Soares, 2008).

Taxus baccata (teixo) é uma conífera incomum, ao contrário de outras coníferas, não é resinosa e é tolerante à poda repetida. Tem uma tolerância ambiental muito grande, mas é suscetível a inundações. É uma espécie extremamente longa, mas de lento crescimento. É altamente tolerante à sombra, normalmente encontrada dentro da floresta e pode atingir os 20m de altura. O teixo europeu é extremamente tóxico, o que levou a sua remoção em muitos locais, resultando num dos maiores declínios de qualquer espécie europeia. Relativamente poucos insetos se aproximam desta espécie devido à sua toxicidade. Actualmente é considerada uma espécie protegida pela Comunidade Europeia (Diretiva *Habitats* 92/43 / CEE). Nos últimos tempos, tem ganho importância como fonte de Alcalóides para a fabricação de produtos farmacêuticos para o tratamento do cancro (Caudullo G., 2016; ICNF, 2013).

Acacia longifolia (acácia de espigas) é a planta lenhosa mais recorrentemente associada a processos de invasão biológica em Portugal. É um microfanerófito perene que pode atingir os 8m de altura. Tem folhas reduzidas e flores amarelas reunidas em espigas axilares. Produz grande quantidade de sementes com grande longevidade. A germinação é estimulada pelo fogo e apresenta taxas de crescimento elevadas. Produz muita folhagem rica em azoto que enriquece o solo. Forma povoamentos muito densos que eliminam a vegetação nativa e impedem a sua recuperação (Marchante et al., 2005).

Populus nigra, também conhecida popularmente como álamo, álamo-negro, choupo negro, entre outros, é uma espécie de choupo pertencente a família das *salicaceae*. É nativa da Europa, sudoeste e centro da Ásia e noroeste da África. A sua madeira é leve, macia, branca e

de pouca durabilidade, empregando-se no fabrico de fósforos, colheres de pau e caixas. É uma árvore que cresce rapidamente, apresenta pouca resistência à poluição e exige poucos cuidados. Nas cidades é muito utilizado porque o seu crescimento em altura permite complementar a forma dos prédios. É indiferente ao pH do solo necessitando de humidade. Tem um sistema radicular agressivo, não devendo ser plantado a menos de 10 metros de edifícios e sistemas de drenagem (Florestar.net, n.d.).

Anexo IV – Resultados do teste de variância (ANOVA)

As tabelas seguintes mostram os valores de variância entre grupos (intervalos) para cada comparação de A a I tomando os nomes de CA a CI para os diferentes intervalos estabelecidos em cada comparação descritos na tabela 23.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CA

Tukey HSD

(I) CAgrou	(J) CAgrou	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,25	-,17877 [*]	,00208	,000	-,1851	-,1725
	,50	-,35802 [*]	,00365	,000	-,3691	-,3469
	,75	-,66497 [*]	,00574	,000	-,6824	-,6476
	1,00	-,90595 [*]	,00579	,000	-,9235	-,8884
	1,25	-1,14324 [*]	,00588	,000	-1,1611	-1,1254
	1,50	-1,29792 [*]	,00716	,000	-1,3196	-1,2762
	1,75	-1,63964 [*]	,01048	,000	-1,6714	-1,6078
	,25	,00	,17877 [*]	,00208	,000	,1725
,50		-,17924 [*]	,00408	,000	-,1916	-,1669
,75		-,48619 [*]	,00602	,000	-,5045	-,4679
1,00		-,72718 [*]	,00607	,000	-,7456	-,7088
1,25		-,96447 [*]	,00615	,000	-,9831	-,9458
1,50		-1,11915 [*]	,00738	,000	-1,1415	-1,0968
1,75		-1,46086 [*]	,01064	,000	-1,4931	-1,4286
,50		,00	,35802 [*]	,00365	,000	,3469
	,25	,17924 [*]	,00408	,000	,1669	,1916
	,75	-,30695 [*]	,00673	,000	-,3274	-,2865
	1,00	-,54793 [*]	,00677	,000	-,5685	-,5274
	1,25	-,78522 [*]	,00685	,000	-,8060	-,7645
	1,50	-,93990 [*]	,00797	,000	-,9641	-,9157
	1,75	-1,28162 [*]	,01106	,000	-1,3151	-1,2481
	,75	,00	,66497 [*]	,00574	,000	,6476
,25		,48619 [*]	,00602	,000	,4679	,5045
,50		,30695 [*]	,00673	,000	,2865	,3274
1,00		-,24099 [*]	,00809	,000	-,2655	-,2165
1,25		-,47827 [*]	,00816	,000	-,5030	-,4535
1,50		-,63296 [*]	,00912	,000	-,6606	-,6053
1,75		-,97467 [*]	,01191	,000	-1,0108	-,9386
1,00		,00	,90595 [*]	,00579	,000	,8884
	,25	,72718 [*]	,00607	,000	,7088	,7456
	,50	,54793 [*]	,00677	,000	,5274	,5685

	,75	,24099 [*]	,00809	,000	,2165	,2655
	1,25	-,23729 [*]	,00819	,000	-,2621	-,2125
	1,50	-,39197 [*]	,00915	,000	-,4197	-,3642
	1,75	-,73368 [*]	,01193	,000	-,7699	-,6975
1,25	,00	1,14324 [*]	,00588	,000	1,1254	1,1611
	,25	,96447 [*]	,00615	,000	,9458	,9831
	,50	,78522 [*]	,00685	,000	,7645	,8060
	,75	,47827 [*]	,00816	,000	,4535	,5030
	1,00	,23729 [*]	,00819	,000	,2125	,2621
	1,50	-,15468 [*]	,00921	,000	-,1826	-,1268
	1,75	-,49640 [*]	,01198	,000	-,5327	-,4601
1,50	,00	1,29792 [*]	,00716	,000	1,2762	1,3196
	,25	1,11915 [*]	,00738	,000	1,0968	1,1415
	,50	,93990 [*]	,00797	,000	,9157	,9641
	,75	,63296 [*]	,00912	,000	,6053	,6606
	1,00	,39197 [*]	,00915	,000	,3642	,4197
	1,25	,15468 [*]	,00921	,000	,1268	,1826
	1,75	-,34171 [*]	,01265	,000	-,3801	-,3033
1,75	,00	1,63964 [*]	,01048	,000	1,6078	1,6714
	,25	1,46086 [*]	,01064	,000	1,4286	1,4931
	,50	1,28162 [*]	,01106	,000	1,2481	1,3151
	,75	,97467 [*]	,01191	,000	,9386	1,0108
	1,00	,73368 [*]	,01193	,000	,6975	,7699
	1,25	,49640 [*]	,01198	,000	,4601	,5327
	1,50	,34171 [*]	,01265	,000	,3033	,3801

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CB

Tukey HSD

(I) CBgroup	(J) CBgroup	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,10	-,02770 ⁺	,00054	,000	-,0293	-,0261
	,20	-,14165 ⁺	,00118	,000	-,1452	-,1381
	,30	-,25367 ⁺	,00126	,000	-,2575	-,2498
	,40	-,35254 ⁺	,00151	,000	-,3571	-,3480
	,50	-,45762 ⁺	,00136	,000	-,4617	-,4535
	,60	-,54035 ⁺	,00204	,000	-,5465	-,5342
	,70	-,61906 ⁺	,00275	,000	-,6274	-,6107
	,10	,00	,02770 ⁺	,00054	,000	,0261
,20		-,11394 ⁺	,00125	,000	-,1177	-,1102
,30		-,22597 ⁺	,00133	,000	-,2300	-,2219
,40		-,32484 ⁺	,00156	,000	-,3296	-,3201
,50		-,42992 ⁺	,00143	,000	-,4342	-,4256
,60		-,51265 ⁺	,00209	,000	-,5190	-,5063
,70		-,59136 ⁺	,00278	,000	-,5998	-,5829
,20		,00	,14165 ⁺	,00118	,000	,1381
	,10	,11394 ⁺	,00125	,000	,1102	,1177
	,30	-,11202 ⁺	,00169	,000	-,1172	-,1069
	,40	-,21090 ⁺	,00188	,000	-,2166	-,2052
	,50	-,31597 ⁺	,00177	,000	-,3213	-,3106
	,60	-,39870 ⁺	,00234	,000	-,4058	-,3916
	,70	-,47742 ⁺	,00297	,000	-,4864	-,4684
	,30	,00	,25367 ⁺	,00126	,000	,2498
,10		,22597 ⁺	,00133	,000	,2219	,2300
,20		,11202 ⁺	,00169	,000	,1069	,1172
,40		-,09888 ⁺	,00194	,000	-,1047	-,0930
,50		-,20395 ⁺	,00183	,000	-,2095	-,1984
,60		-,28668 ⁺	,00238	,000	-,2939	-,2795
,70		-,36540 ⁺	,00301	,000	-,3745	-,3563
,40		,00	,35254 ⁺	,00151	,000	,3480
	,10	,32484 ⁺	,00156	,000	,3201	,3296
	,20	,21090 ⁺	,00188	,000	,2052	,2166
	,30	,09888 ⁺	,00194	,000	,0930	,1047
	,50	-,10508 ⁺	,00200	,000	-,1111	-,0990
	,60	-,18780 ⁺	,00252	,000	-,1954	-,1802
	,70	-,26652 ⁺	,00312	,000	-,2760	-,2571
	,50	,00	,45762 ⁺	,00136	,000	,4535

	,10	,42992 [*]	,00143	,000	,4256	,4342
	,20	,31597 [*]	,00177	,000	,3106	,3213
	,30	,20395 [*]	,00183	,000	,1984	,2095
	,40	,10508 [*]	,00200	,000	,0990	,1111
	,60	-,08273 [*]	,00243	,000	-,0901	-,0753
	,70	-,16144 [*]	,00305	,000	-,1707	-,1522
,60	,00	,54035 [*]	,00204	,000	,5342	,5465
	,10	,51265 [*]	,00209	,000	,5063	,5190
	,20	,39870 [*]	,00234	,000	,3916	,4058
	,30	,28668 [*]	,00238	,000	,2795	,2939
	,40	,18780 [*]	,00252	,000	,1802	,1954
	,50	,08273 [*]	,00243	,000	,0753	,0901
	,70	-,07872 [*]	,00341	,000	-,0891	-,0684
,70	,00	,61906 [*]	,00275	,000	,6107	,6274
	,10	,59136 [*]	,00278	,000	,5829	,5998
	,20	,47742 [*]	,00297	,000	,4684	,4864
	,30	,36540 [*]	,00301	,000	,3563	,3745
	,40	,26652 [*]	,00312	,000	,2571	,2760
	,50	,16144 [*]	,00305	,000	,1522	,1707
	,60	,07872 [*]	,00341	,000	,0684	,0891

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CC

Tukey HSD

(I) CCgroup2	(J) CCgroup2	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
-1,80	-1,50	-,25474 [*]	,01691	,000	-,3046	-,2049
	-1,20	-,51226 [*]	,01596	,000	-,5593	-,4652
	-,90	-,78398 [*]	,01596	,000	-,8311	-,7369
	-,60	-1,10755 [*]	,01589	,000	-1,1544	-1,0607
	-,30	-1,45331 [*]	,01557	,000	-1,4992	-1,4074
	,00	-1,54782 [*]	,01556	,000	-1,5937	-1,5019
-1,50	-1,80	,25474 [*]	,01691	,000	,2049	,3046
	-1,20	-,25752 [*]	,00766	,000	-,2801	-,2349
	-,90	-,52924 [*]	,00766	,000	-,5518	-,5067
	-,60	-,85281 [*]	,00752	,000	-,8750	-,8306
	-,30	-1,19858 [*]	,00680	,000	-1,2186	-1,1785
	,00	-1,29308 [*]	,00678	,000	-1,3131	-1,2731
-1,20	-1,80	,51226 [*]	,01596	,000	,4652	,5593
	-1,50	,25752 [*]	,00766	,000	,2349	,2801
	-,90	-,27172 [*]	,00524	,000	-,2872	-,2563
	-,60	-,59529 [*]	,00504	,000	-,6101	-,5804
	-,30	-,94105 [*]	,00388	,000	-,9525	-,9296
	,00	-1,03556 [*]	,00384	,000	-1,0469	-1,0242
-,90	-1,80	,78398 [*]	,01596	,000	,7369	,8311
	-1,50	,52924 [*]	,00766	,000	,5067	,5518
	-1,20	,27172 [*]	,00524	,000	,2563	,2872
	-,60	-,32357 [*]	,00504	,000	-,3384	-,3087
	-,30	-,66933 [*]	,00388	,000	-,6808	-,6579
	,00	-,76384 [*]	,00384	,000	-,7752	-,7525
-,60	-1,80	1,10755 [*]	,01589	,000	1,0607	1,1544
	-1,50	,85281 [*]	,00752	,000	,8306	,8750
	-1,20	,59529 [*]	,00504	,000	,5804	,6101
	-,90	,32357 [*]	,00504	,000	,3087	,3384
	-,30	-,34577 [*]	,00359	,000	-,3564	-,3352
	,00	-,44027 [*]	,00356	,000	-,4508	-,4298
-,30	-1,80	1,45331 [*]	,01557	,000	1,4074	1,4992
	-1,50	1,19858 [*]	,00680	,000	1,1785	1,2186
	-1,20	,94105 [*]	,00388	,000	,9296	,9525
	-,90	,66933 [*]	,00388	,000	,6579	,6808
	-,60	,34577 [*]	,00359	,000	,3352	,3564
	,00	-,09451 [*]	,00152	,000	-,0990	-,0900

,00	-1,80	1,54782 [*]	,01556	,000	1,5019	1,5937
	-1,50	1,29308 [*]	,00678	,000	1,2731	1,3131
	-1,20	1,03556 [*]	,00384	,000	1,0242	1,0469
	-,90	,76384 [*]	,00384	,000	,7525	,7752
	-,60	,44027 [*]	,00356	,000	,4298	,4508
	-,30	,09451 [*]	,00152	,000	,0900	,0990

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CD

Tukey HSD

(I) CDgroup2	(J) CDgroup2	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,01	-,00192 [*]	,00006	,000	-,0021	-,0017
	,02	-,01826 [*]	,00022	,000	-,0189	-,0176
	,03	-,02926 [*]	,00027	,000	-,0300	-,0285
	,04	-,03661 [*]	,00030	,000	-,0375	-,0357
	,05	-,04451 [*]	,00043	,000	-,0457	-,0433
,01	,00	,00192 [*]	,00006	,000	,0017	,0021
	,02	-,01635 [*]	,00023	,000	-,0170	-,0157
	,03	-,02735 [*]	,00027	,000	-,0281	-,0266
	,04	-,03470 [*]	,00031	,000	-,0356	-,0338
	,05	-,04259 [*]	,00043	,000	-,0438	-,0414
,02	,00	,01826 [*]	,00022	,000	,0176	,0189
	,01	,01635 [*]	,00023	,000	,0157	,0170
	,03	-,01100 [*]	,00034	,000	-,0120	-,0100
	,04	-,01835 [*]	,00037	,000	-,0194	-,0173
	,05	-,02625 [*]	,00048	,000	-,0276	-,0249
,03	,00	,02926 [*]	,00027	,000	,0285	,0300
	,01	,02735 [*]	,00027	,000	,0266	,0281
	,02	,01100 [*]	,00034	,000	,0100	,0120
	,04	-,00735 [*]	,00040	,000	-,0085	-,0062
	,05	-,01525 [*]	,00051	,000	-,0167	-,0138
,04	,00	,03661 [*]	,00030	,000	,0357	,0375
	,01	,03470 [*]	,00031	,000	,0338	,0356
	,02	,01835 [*]	,00037	,000	,0173	,0194
	,03	,00735 [*]	,00040	,000	,0062	,0085
	,05	-,00790 [*]	,00053	,000	-,0094	-,0064
,05	,00	,04451 [*]	,00043	,000	,0433	,0457
	,01	,04259 [*]	,00043	,000	,0414	,0438
	,02	,02625 [*]	,00048	,000	,0249	,0276
	,03	,01525 [*]	,00051	,000	,0138	,0167
	,04	,00790 [*]	,00053	,000	,0064	,0094

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CE

Tukey HSD

(I) CEgroup2	(J) CEgroup2	Diferença média		Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
		(I-J)	Erro Padrão		Limite inferior	Limite superior
,00	,10	-,02597 [*]	,00052	,000	-,0276	-,0244
	,20	-,14100 [*]	,00120	,000	-,1446	-,1374
	,30	-,24855 [*]	,00130	,000	-,2525	-,2446
	,42	-,34950 [*]	,00155	,000	-,3542	-,3448
	,50	-,45745 [*]	,00156	,000	-,4622	-,4527
	,60	-,53714 [*]	,00167	,000	-,5422	-,5321
	,70	-,64720 [*]	,00213	,000	-,6537	-,6408
	,10	,00	,02597 [*]	,00052	,000	,0244
,20		-,11503 [*]	,00126	,000	-,1189	-,1112
,30		-,22258 [*]	,00136	,000	-,2267	-,2185
,42		-,32352 [*]	,00160	,000	-,3284	-,3187
,50		-,43148 [*]	,00161	,000	-,4364	-,4266
,60		-,51117 [*]	,00172	,000	-,5164	-,5060
,70		-,62123 [*]	,00216	,000	-,6278	-,6147
,20		,00	,14100 [*]	,00120	,000	,1374
	,10	,11503 [*]	,00126	,000	,1112	,1189
	,30	-,10755 [*]	,00173	,000	-,1128	-,1023
	,42	-,20849 [*]	,00193	,000	-,2143	-,2027
	,50	-,31645 [*]	,00194	,000	-,3223	-,3106
	,60	-,39614 [*]	,00203	,000	-,4023	-,3900
	,70	-,50620 [*]	,00242	,000	-,5135	-,4989
	,30	,00	,24855 [*]	,00130	,000	,2446
,10		,22258 [*]	,00136	,000	,2185	,2267
,20		,10755 [*]	,00173	,000	,1023	,1128
,42		-,10095 [*]	,00199	,000	-,1070	-,0949
,50		-,20890 [*]	,00200	,000	-,2150	-,2028
,60		-,28859 [*]	,00209	,000	-,2949	-,2823
,70		-,39865 [*]	,00247	,000	-,4061	-,3912
,42		,00	,34950 [*]	,00155	,000	,3448
	,10	,32352 [*]	,00160	,000	,3187	,3284
	,20	,20849 [*]	,00193	,000	,2027	,2143
	,30	,10095 [*]	,00199	,000	,0949	,1070
	,50	-,10795 [*]	,00217	,000	-,1145	-,1014
	,60	-,18764 [*]	,00225	,000	-,1945	-,1808
	,70	-,29770 [*]	,00261	,000	-,3056	-,2898
	,50	,00	,45745 [*]	,00156	,000	,4527

	,10	,43148 [*]	,00161	,000	,4266	,4364
	,20	,31645 [*]	,00194	,000	,3106	,3223
	,30	,20890 [*]	,00200	,000	,2028	,2150
	,42	,10795 [*]	,00217	,000	,1014	,1145
	,60	-,07969 [*]	,00226	,000	-,0865	-,0728
	,70	-,18975 [*]	,00262	,000	-,1977	-,1818
,60	,00	,53714 [*]	,00167	,000	,5321	,5422
	,10	,51117 [*]	,00172	,000	,5060	,5164
	,20	,39614 [*]	,00203	,000	,3900	,4023
	,30	,28859 [*]	,00209	,000	,2823	,2949
	,42	,18764 [*]	,00225	,000	,1808	,1945
	,50	,07969 [*]	,00226	,000	,0728	,0865
	,70	-,11006 [*]	,00268	,000	-,1182	-,1019
,70	,00	,64720 [*]	,00213	,000	,6408	,6537
	,10	,62123 [*]	,00216	,000	,6147	,6278
	,20	,50620 [*]	,00242	,000	,4989	,5135
	,30	,39865 [*]	,00247	,000	,3912	,4061
	,42	,29770 [*]	,00261	,000	,2898	,3056
	,50	,18975 [*]	,00262	,000	,1818	,1977
	,60	,11006 [*]	,00268	,000	,1019	,1182

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CF

Tukey HSD

(I) CFgroup3	(J) CFgroup3	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,05	-,07698 [*]	,00759	,000	-,0994	-,0546
	,10	-,11937 [*]	,00799	,000	-,1429	-,0958
	,15	-,18126 [*]	,01403	,000	-,2226	-,1399
	,20	-,22971 [*]	,01265	,000	-,2670	-,1924
	,25	-,27230 [*]	,01981	,000	-,3307	-,2139
	,30	-,33348 [*]	,02698	,000	-,4131	-,2539
,05	,00	,07698 [*]	,00759	,000	,0546	,0994
	,10	-,04239 [*]	,01093	,002	-,0746	-,0102
	,15	-,10428 [*]	,01588	,000	-,1511	-,0574
	,20	-,15273 [*]	,01468	,000	-,1960	-,1094
	,25	-,19531 [*]	,02117	,000	-,2577	-,1329
	,30	-,25650 [*]	,02799	,000	-,3391	-,1739
,10	,00	,11937 [*]	,00799	,000	,0958	,1429
	,05	,04239 [*]	,01093	,002	,0102	,0746
	,15	-,06189 [*]	,01608	,002	-,1093	-,0145
	,20	-,11034 [*]	,01489	,000	-,1543	-,0664
	,25	-,15293 [*]	,02131	,000	-,2158	-,0901
	,30	-,21411 [*]	,02810	,000	-,2970	-,1312
,15	,00	,18126 [*]	,01403	,000	,1399	,2226
	,05	,10428 [*]	,01588	,000	,0574	,1511
	,10	,06189 [*]	,01608	,002	,0145	,1093
	,20	-,04845	,01883	,135	-,1040	,0071
	,25	-,09103 [*]	,02423	,003	-,1625	-,0196
	,30	-,15222 [*]	,03037	,000	-,2418	-,0626
,20	,00	,22971 [*]	,01265	,000	,1924	,2670
	,05	,15273 [*]	,01468	,000	,1094	,1960
	,10	,11034 [*]	,01489	,000	,0664	,1543
	,15	,04845	,01883	,135	-,0071	,1040
	,25	-,04259	,02346	,538	-,1118	,0266
	,30	-,10377 [*]	,02976	,009	-,1916	-,0160
,25	,00	,27230 [*]	,01981	,000	,2139	,3307
	,05	,19531 [*]	,02117	,000	,1329	,2577
	,10	,15293 [*]	,02131	,000	,0901	,2158
	,15	,09103 [*]	,02423	,003	,0196	,1625
	,20	,04259	,02346	,538	-,0266	,1118
	,30	-,06118	,03344	,528	-,1598	,0375

,30	,00	,33348	,02698	,000	,2539	,4131
	,05	,25650	,02799	,000	,1739	,3391
	,10	,21411	,02810	,000	,1312	,2970
	,15	,15222	,03037	,000	,0626	,2418
	,20	,10377	,02976	,009	,0160	,1916
	,25	,06118	,03344	,528	-,0375	,1598

Comparações múltiplas

Variável dependente: CG

Tukey HSD

(I) CGgroup2	(J) CGgroup2	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,30	-,17510 ⁺	,00223	,000	-,1819	-,1683
	,60	-,43742 ⁺	,00406	,000	-,4497	-,4251
	,90	-,75645 ⁺	,00680	,000	-,7771	-,7358
	1,20	-1,09212 ⁺	,00664	,000	-1,1123	-1,0720
	1,50	-1,41293 ⁺	,00675	,000	-1,4334	-1,3925
	1,80	-1,63788 ⁺	,00860	,000	-1,6639	-1,6118
	2,10	-1,98874 ⁺	,00951	,000	-2,0176	-1,9599
	,30	,00	,17510 ⁺	,00223	,000	,1683
,60		-,26232 ⁺	,00448	,000	-,2759	-,2487
,90		-,58135 ⁺	,00706	,000	-,6028	-,5599
1,20		-,91702 ⁺	,00691	,000	-,9380	-,8961
1,50		-1,23783 ⁺	,00701	,000	-1,2591	-1,2166
1,80		-1,46278 ⁺	,00880	,000	-1,4895	-1,4361
2,10		-1,81364 ⁺	,00969	,000	-1,8430	-1,7842
,60		,00	,43742 ⁺	,00406	,000	,4251
	,30	,26232 ⁺	,00448	,000	,2487	,2759
	,90	-,31904 ⁺	,00784	,000	-,3428	-,2953
	1,20	-,65471 ⁺	,00770	,000	-,6780	-,6314
	1,50	-,97551 ⁺	,00779	,000	-,9991	-,9519
	1,80	-1,20047 ⁺	,00943	,000	-1,2291	-1,1719
	2,10	-1,55132 ⁺	,01027	,000	-1,5825	-1,5202
	,90	,00	,75645 ⁺	,00680	,000	,7358
,30		,58135 ⁺	,00706	,000	,5599	,6028
,60		,31904 ⁺	,00784	,000	,2953	,3428
1,20		-,33567 ⁺	,00944	,000	-,3643	-,3071
1,50		-,65648 ⁺	,00951	,000	-,6853	-,6276
1,80		-,88143 ⁺	,01090	,000	-,9145	-,8484
2,10		-1,23229 ⁺	,01163	,000	-1,2676	-1,1970
1,20		,00	1,09212 ⁺	,00664	,000	1,0720
	,30	,91702 ⁺	,00691	,000	,8961	,9380
	,60	,65471 ⁺	,00770	,000	,6314	,6780
	,90	,33567 ⁺	,00944	,000	,3071	,3643
	1,50	-,32081 ⁺	,00940	,000	-,3493	-,2923
	1,80	-,54576 ⁺	,01080	,000	-,5785	-,5130
	2,10	-,89662 ⁺	,01154	,000	-,9316	-,8616
	1,50	,00	1,41293 ⁺	,00675	,000	1,3925

	,30	1,23783 [*]	,00701	,000	1,2166	1,2591
	,60	,97551 [*]	,00779	,000	,9519	,9991
	,90	,65648 [*]	,00951	,000	,6276	,6853
	1,20	,32081 [*]	,00940	,000	,2923	,3493
	1,80	-,22495 [*]	,01086	,000	-,2579	-,1920
	2,10	-,57581 [*]	,01160	,000	-,6110	-,5406
1,80	,00	1,63788 [*]	,00860	,000	1,6118	1,6639
	,30	1,46278 [*]	,00880	,000	1,4361	1,4895
	,60	1,20047 [*]	,00943	,000	1,1719	1,2291
	,90	,88143 [*]	,01090	,000	,8484	,9145
	1,20	,54576 [*]	,01080	,000	,5130	,5785
	1,50	,22495 [*]	,01086	,000	,1920	,2579
	2,10	-,35086 [*]	,01276	,000	-,3896	-,3122
2,10	,00	1,98874 [*]	,00951	,000	1,9599	2,0176
	,30	1,81364 [*]	,00969	,000	1,7842	1,8430
	,60	1,55132 [*]	,01027	,000	1,5202	1,5825
	,90	1,23229 [*]	,01163	,000	1,1970	1,2676
	1,20	,89662 [*]	,01154	,000	,8616	,9316
	1,50	,57581 [*]	,01160	,000	,5406	,6110
	1,80	,35086 [*]	,01276	,000	,3122	,3896

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CH

Tukey HSD

(I) CHgroup	(J) CHgroup	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,01	-,00344 [*]	,00005	,000	-,0036	-,0033
	,02	-,01327 [*]	,00009	,000	-,0135	-,0130
,01	,00	,00344 [*]	,00005	,000	,0033	,0036
	,02	-,00983 [*]	,00010	,000	-,0101	-,0096
,02	,00	,01327 [*]	,00009	,000	,0130	,0135
	,01	,00983 [*]	,00010	,000	,0096	,0101

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.

Comparações múltiplas

Variável dependente: CI

Tukey HSD

(I) Cigroup	(J) Cigroup	Diferença média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	Intervalo de Confiança 95%	
					Limite inferior	Limite superior
,00	,40	-,10941 [*]	,00189	,000	-,1148	-,1040
	,80	-,57762 [*]	,00469	,000	-,5910	-,5642
	1,20	-,99048 [*]	,00472	,000	-1,0039	-,9770
	1,60	-1,39203 [*]	,00485	,000	-1,4059	-1,3782
	2,00	-1,75661 [*]	,00675	,000	-1,7758	-1,7374
,40	,00	,10941 [*]	,00189	,000	,1040	,1148
	,80	-,46820 [*]	,00473	,000	-,4817	-,4547
	1,20	-,88107 [*]	,00475	,000	-,8946	-,8675
	1,60	-1,28261 [*]	,00489	,000	-1,2966	-1,2687
	2,00	-1,64719 [*]	,00677	,000	-1,6665	-1,6279
,80	,00	,57762 [*]	,00469	,000	,5642	,5910
	,40	,46820 [*]	,00473	,000	,4547	,4817
	1,20	-,41287 [*]	,00641	,000	-,4311	-,3946
	1,60	-,81441 [*]	,00651	,000	-,8330	-,7959
	2,00	-1,17899 [*]	,00802	,000	-1,2019	-1,1561
1,20	,00	,99048 [*]	,00472	,000	,9770	1,0039
	,40	,88107 [*]	,00475	,000	,8675	,8946
	,80	,41287 [*]	,00641	,000	,3946	,4311
	1,60	-,40155 [*]	,00652	,000	-,4201	-,3829
	2,00	-,76612 [*]	,00803	,000	-,7890	-,7432
1,60	,00	1,39203 [*]	,00485	,000	1,3782	1,4059
	,40	1,28261 [*]	,00489	,000	1,2687	1,2966
	,80	,81441 [*]	,00651	,000	,7959	,8330
	1,20	,40155 [*]	,00652	,000	,3829	,4201
	2,00	-,36458 [*]	,00811	,000	-,3877	-,3414
2,00	,00	1,75661 [*]	,00675	,000	1,7374	1,7758
	,40	1,64719 [*]	,00677	,000	1,6279	1,6665
	,80	1,17899 [*]	,00802	,000	1,1561	1,2019
	1,20	,76612 [*]	,00803	,000	,7432	,7890
	1,60	,36458 [*]	,00811	,000	,3414	,3877

*. A diferença média é significativa no nível 0.05.