



Susana Raquel Candeias Coentro

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

**Qualidade do Ar Interior em habitações:
Fontes emissoras de poluentes**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil de Engenharia de Sistemas Ambientais

Orientadora: Doutora Susana Marta Lopes Almeida, investigadora,
Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa

Co-orientador: Prof. Doutor Francisco Manuel Freire Cardoso Ferreira,
professor auxiliar, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade
Nova de Lisboa

Júri:

Presidente: Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de Melo
Arguente: Dra. Maria Manuela Palma Parreira Cano Menezes
Vogal: Doutora Susana Marta Lopes Almeida



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Setembro de 2015

Qualidade do Ar Interior em habitações: Fontes emissoras interiores de poluentes.

Copyright © Susana Raquel Candeias Coentro, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 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.

Agradecimentos

Um especial agradecimento à Doutora Marta Almeida, a orientadora deste estudo, por me ter possibilitado a realização de uma investigação tão importante no qual eu adorei ter participado, e que me permitiu desenvolver o meu trabalho no Campus Tecnológico e Nuclear do Instituto Superior Técnico da Universidade de Lisboa. Os meus sinceros agradecimentos pelo apoio e orientação, que me providenciou ao longo de todas as fases do estudo. O meu grande agradecimento segue ao Doutor Nuno Canha pela orientação e apoio demonstrado na fase final deste estudo, tendo sido fundamental. Também ainda um especial obrigado à Carla Ramos pela disponibilidade demonstrada e toda ajuda técnica que me forneceu. Por último, mas não menos importante, um especial agradecimento ao Professor Doutor Francisco Ferreira pela disponibilidade e sugestões fornecidas.

Agradeço ainda a todos aqueles a quem privei da minha companhia durante as fases académicas importantes, mas que apesar disso nunca me deixaram de apoiar. Um mega e caloroso obrigado aos meus amigos, em especial à Ana e Catarina, pelo apoio e amizade de quase duas décadas. Um obrigado muito especial ao meu namorado, Cristiano, por ser um pilar fundamental na minha vida, pelo apoio e motivação. E finalmente, um especial obrigado à minha família, avós e mãe, que são um pilar fundamental na minha vida, agradeço por toda a motivação, apoio e coragem que me transmitiram em todo o meu percurso académico, e especialmente obrigado por me terem tornado na pessoa que sou hoje.

Resumo

Nos últimos anos, a qualidade do ar interior tem emergido como uma das principais preocupações para os utilizadores, proprietários e gestores de edifícios. A consciência e procura de ambientes interiores saudáveis têm vindo a aumentar, sendo que é generalizado o reconhecimento da importância de ambientes interiores com concentrações de poluentes aceitáveis, confortáveis e produtivos. As pessoas gastam cerca de 90 por cento do seu tempo em ambientes fechados, sendo que o ar dentro de habitações e noutros edifícios pode ser mais poluído do que no ar exterior. Nas habitações diversas fontes emissoras de poluentes estão presentes e a distância entre estas fontes e os ocupantes é muito reduzida. Isto significa que a exposição a poluentes do ar dentro das habitações pode ser muito elevada.

O presente estudo teve como objetivo caracterizar a exposição a fontes interiores em habitações. Foram estudadas as seguintes fontes emissoras: lareiras abertas e lareiras fechadas com recuperador de calor com queima de pinho e briquetes; confeção de alimentos, incluindo preparações de fritos e cozidos, bem como o uso de torradeiras elétricas. A exposição de seres humanos a poluentes durante o sono também foi avaliada.

As medições de poluentes, como material particulado (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_{10}), ozono (O_3), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO_2), compostos orgânicos voláteis (COVs) e formaldeído (CH_2O), e parâmetros de conforto, como temperatura e humidade relativa, foram realizadas em três casas com características diferentes.

A análise temporal dos dados e a comparação entre as concentrações de poluentes medidas no interior e exterior foram utilizadas para avaliar o impacto das fontes avaliadas.

Os resultados indicaram que os seres humanos estão expostos a concentrações elevadas de poluentes quando estão perto de fontes específicas. As medições efetuadas em espaços com lareiras indicaram que as concentrações foram mais elevadas no caso da lareira aberta aquando da combustão de pinho. As concentrações de partículas, COVs, CO e CH_2O ultrapassaram os valores limite definidos pela legislação. Durante as atividades de culinária as concentrações de COVs, CH_2O e partículas medidas na cozinha também excederam os valores limite definidos pela legislação nacional. As concentrações foram mais elevadas para a confeção de alimentos de fritos em fogão a gás e quando a torradeira foi utilizada para um pão bastante torrado. Durante a noite foi observado o aumento das concentrações de CO_2 e concentrações superiores de poluentes foram registadas para porta e janela fechadas.

Palavras-chave: Qualidade do ar interior, habitações, fontes emissoras, poluentes, lareira, confeção de alimentos, sono.

Abstract

In the last years, indoor air quality has emerged as a major concern for building users, owners and managers. As the public recognizes the importance of healthy, comfortable and productive indoor environments, its awareness and demand for good Indoor Air Quality increases. People spend about 90 percent of their time indoors and air within homes and other buildings can be more polluted than the outside air. In homes several emission sources of pollutants are present and the distance between these sources and occupants is very small. This means that the exposure to air pollutants indoors can be very high.

The present study aimed to characterize the exposure to indoor sources in dwellings, such as open fireplaces and enclosed fireplaces with heat recover burning both pine and briquettes, confection of food including fried and baked preparations and the use of electric toasters. The exposure of humans during the night while sleeping was also evaluated.

Measurements of pollutants such as particulate matter (PM_{1} , $PM_{2.5}$, PM_{10}), ozone (O_3), carbon monoxide (CO), carbon dioxide (CO_2), Volatile Organic Compounds (VOCs) and formaldehyde (CH_2O) and comfort parameters, like temperature and relative humidity, were performed in three houses with different characteristics.

A temporal analysis of the data and the evaluation of indoor and outdoor concentrations was used to assess the impact of the evaluated sources.

Results indicated that humans are exposed to high concentrations of pollutants when they are near to specific sources. The emissions from fireplaces were higher for the open device and when pine was burned. The concentrations of particles, VOCs, CO and CH_2O measured in living-rooms with fireplaces highly exceeded the limit values defined by the national legislation. During the cooking activities the concentrations of VOCs, CH_2O and Particles also exceeded the limit values. Emissions were higher for the confection of fried food with gas cook and when toasters were used and bread became quite toasted. During the night it was observed an increase of CO_2 concentrations and higher concentrations of pollutants were registered with door and window closed.

Keywords: indoor air quality, housing, emission sources, pollutants, toasters, fireplaces, cooking, sleep.

Índice

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Objetivos e âmbito	1
1.2. Organização da dissertação	2
CAPÍTULO 2 – REVISÃO DA LITERATURA.....	3
2.1. Qualidade do ar interior	3
2.2. Qualidade do ar em habitações	5
2.3. Legislação	8
2.3.1. Enquadramento nacional.....	8
2.3.2. Enquadramento europeu	9
2.3.3. Enquadramento internacional	10
2.4. Projetos europeus relativos à qualidade do ar interior	12
2.5. Fatores que influenciam a qualidade do ar em habitações	14
2.5.1. Conforto térmico.....	16
2.5.1.1. Temperatura.....	19
2.5.1.2. Humidade Relativa	21
2.5.2. Ventilação e taxa de renovação do ar	23
2.5.2.1. Tipos de ventilação.....	23
2.5.2.2. Taxa de renovação do ar.....	25
2.5.3. Contaminantes do ar interior e efeitos na saúde	28
2.5.3.1. Dióxido de carbono (CO ₂).....	29
2.5.3.2. Monóxido de carbono (CO).....	30
2.5.3.3. Ozono (O ₃).....	31
2.5.3.4. Compostos Orgânicos Voláteis (COV)	31
2.5.3.5. Formaldeído (CH ₂ O)	33
2.5.3.6. Material particulado (PM)	33
2.5.4. Fontes emissoras interiores	36
2.5.4.1. Lareiras	36
2.5.4.2. Confeção de alimentos e torradeiras.....	42
2.5.4.3. Exposição a poluentes durante o sono.....	45
2.5.4.4. Produtos perfumados: velas, incensos, <i>sprays</i> e óleos aromáticos	46
2.5.4.5. Limpeza doméstica	47
2.5.5. Fatores socioeconómicos na influência da QAI.....	48
2.6. Medidas de controlo da poluição do ar interior.....	49
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA.....	51
3.1. Fases de desenvolvimento do estudo	51
3.2. Descrição da zona	53

3.2.1. Território e população.....	53
3.2.2. Caraterização biofísica e climática	55
3.2.3. Indústria, acessos e tráfego	55
3.3. Caraterização das habitações do estudo	57
3.3.1. Caraterização das divisões	59
3.4. Procedimento e métodos de avaliação	62
3.4.1. Lareiras	62
3.4.2. Confeção de alimentos.....	63
3.4.3. Torradeira elétrica.....	65
3.4.4. Exposição a poluentes durante o sono	66
3.5. Equipamentos utilizados	67
3.6. Realização de inquérito	68
3.7. Tratamento de dados	69
CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	71
4.1. Inquéritos	71
4.1.1. Informação sobre os inquiridos.....	71
4.1.2. Informação sobre os estilos de vida e hábitos quotidianos	72
4.2. Fontes emissoras interiores	77
4.2.1. Lareiras	77
4.2.2. Confeção de alimentos.....	82
4.2.3. Torradeira elétrica.....	87
4.2.4. Exposição a poluentes durante o sono	90
CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES, LIMITAÇÕES E DESENVOLVIMENTOS FUTUROS.....	95
5.1. Conclusões	95
5.2. Limitações e desenvolvimentos futuros	98
Referências Bibliográficas	99
Anexos.....	113
Anexo 1 – Inquérito <i>on-line</i>	113
Anexo 2 - Documentos de certificação dos equipamentos utilizados	117

Índice de figuras

Figura 2.1 - Mortes prematuras globais de riscos ambientais selecionados: da linha de base de 2010 a 2050.....	4
Figura 2.2 – Mudança de hábitos.....	6
Figura 2.3 - Fontes associadas à poluição interior	15
Figura 2.4 – Relação entre o PPD e PMV.....	17
Figura 2.5 - Requisitos de temperatura na Europa.	21
Figura 2.6 – Estimativa do número de meses reduzidos na esperança média de vida humana, devido aos teores de partículas.....	35
Figura 2.7 – Alojamentos que utilizam equipamentos para aquecimento por tipo de equipamento, em Portugal.....	40
Figura 2.8- Distribuição do consumo de energia na cozinha por tipo de fonte em habitações, Portugal.....	44
Figura 3.1 – Esquema metodológico do trabalho desenvolvido.....	52
Figura 3.2 – Localização geográfica do local das campanhas de medição.	53
Figura 3.3 – Localização geográfica dos locais de medição.	57
Figura 3.4 – Plantas das habitações.....	59
Figura 3.5 – Lareira aberta da habitação B (esquerda) e lareira c/recuperador da habitação C (direita).....	63
Figura 3.6 – Reutilização do óleo durante três dias de medições por equipamento.....	64
Figura 3.7 – Torradeira utilizada e os três tipos de torradas, respetivamente.	66
Figura 3.8 – Exemplo de gráfico de caixas utilizado neste trabalho.	69
Figura 4.1 – Localização dos inquiridos.	72
Figura 4.2 – Total de habitações por tipologia.....	72
Figura 4.3 – Hábitos dos inquiridos relativamente à abertura de portas, tabaco, torradeiras e produtos perfumados.	73
Figura 4.4 – Hábitos dos inquiridos relativamente à abertura de janelas, uso de produtos perfumados, frequência de limpeza doméstica e permanência em casa.....	74
Figura 4.5 – Tipo de produto perfumado utilizado.	74
Figura 4.6 – Tipo de refeição mais praticada.	74
Figura 4.7 – Tipo de energia utilizada para realizar as refeições.	74
Figura 4.8 – Tipo de climatização do ar utilizada por tipo de habitação.....	75
Figura 4.9 – Total de inquiridos que utilizam tapetes e alcatifas nas divisões das habitações....	76
Figura 4.10 – Variação temporal das concentrações de poluentes e dos valores de parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados para as lareiras.....	80
Figura 4.11 – Gráficos de caixas representativos das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto durante a combustão.....	81
Figura 4.12 – Variação temporal das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados para a confeção de alimentos. 83	

Figura 4.13 – Gráficos de caixas representativos das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto durante a realização das refeições.	84
Figura 4.14 – Variação temporal das concentrações de poluentes e dos valores de parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados para a torradeira.....	88
Figura 4.15 – Gráficos de caixas representativos das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto para diferentes graus de torragem.	89
Figura 4.16 – Variação temporal das concentrações de poluentes e dos valores de parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados durante o sono.	93
Figura 4.17 – Gráficos de caixas representativos das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto para diferentes cenários durante o sono.	94

Índice de quadros

Quadro 2.1 - Limiar de proteção e margem de tolerância para os poluentes físico-químicos segundo a Portaria n.º 353-A/2013.....	9
Quadro 2.2 - Valores recomendados para os parâmetros do ar interior.	12
Quadro 2.3 - Projetos de investigação europeus sobre QAI.....	13
Quadro 2.4 - Escala de sensação térmica.	17
Quadro 2.5 – Condições de conforto térmico pela ISO 7730:2005.	18
Quadro 2.6 – Faixa de conforto termico para habitações.....	20
Quadro 2.7 – Tipos de ventilação que permitem controlar a QAI.	23
Quadro 2.8 – Tipos de ventilação natural.....	24
Quadro 2.9 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos e fontes emissoras que afetam a QAI. 28	
Quadro 2.10 – Classificação dos compostos orgânicos em espaços interiores..	32
Quadro 2.11 – Teores de humidade e PCI por tipo de combustível.....	37
Quadro 2.12 – Fatores de emissão de poluentes por tipo de biocombustível.....	38
Quadro 2.13 – Fatores de emissãode poluentes por tipo de lareira.	38
Quadro 2.14 – Total de residências por aquecimento disponível em Portugal.	39
Quadro 3.1 – Cronograma do plano de investigação.	51
Quadro 3.2 – População residente e densidade populacional do concelho.	54
Quadro 3.3 – População residente e densidade populacional das freguesias.	54
Quadro 3.4 – Caraterísticas de cada habitação.....	58
Quadro 3.5 – Caraterísticas das cozinhas de cada habitação.....	60
Quadro 3.6 – Caraterísticas das salas de cada habitação.....	61
Quadro 3.7 – Caraterísticas do quarto do habitação A.....	61
Quadro 3.8 - Metodologia da campanha de medição para as lareiras e respetivas datas.	62
Quadro 3.9 – Caraterísticas dos briquetes utilizados neste estudo.....	63
Quadro 3.10 - Metodologia da campanha de medição para a confeção de alimentos e respetivas datas.....	64
Quadro 3.11 – Tipo de refeição, tipo de equipamento e utilidades domésticas utilizadas.	65
Quadro 3.12 - Metodologia da campanha de medição para a torradeira elétrica e respetivas datas.....	66
Quadro 3.13 - Estudo referente à exposição humana a poluentes durante o sono.	67
Quadro 3.14 - Características dos equipamentos de medição.	67
Quadro 3.15 – Distância dos equipamentos à fonte emissora.	68
Quadro 4.1 – Principais caraterísticas dos inquiridos.	71
Quadro 4.2 – Concentrações de poluentes medidas antes da combustão para as habitações B e C.	77
Quadro 4.3 – Resultados antes da confeção dos alimentos para as habitações A e B.....	82
Quadro 4.4 – Concentrações médias dos poluentes para as diferentes reutilizações do óleo de fritura.....	86

Quadro 4.5 – Resultados antes da torragem do pão para as habitações A e B.....	87
Quadro 4.6 – Intervalos registados de temperatura para os diferentes cenários.....	90
Quadro 4.7 – Intervalos registados de humidade relativa para os diferentes cenários.	91
Quadro 4.8 – Condições dos diferentes cenários em função do poluente.	92

Lista de abreviaturas e acrónimos

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

ASHRAE - *American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers*

AVAC – Aquecimento, Ventilação e Ar Condicionado

CEN – *European Committee for Standardization*

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

COSV - Compostos Orgânicos Semi-Voláteis

DRE – Doenças Relacionadas com edifícios

EEA - *European Environment Agency*

EFA - *European Federation of Allergy and Airways Diseases*

FPP – Fundação Portuguesa do Pulmão

ICESD – Inquérito ao consumo de energia no sector doméstico

ISO – *International Organization for Standardization*

NIOSH - *National Institute for Occupational Safety and Health*

OCDE – Organização para a cooperação e desenvolvimento económico

OMS – Organização Mundial de Saúde

PAH – Compostos policíclicos aromáticos

PM – Material particulado

PM₁₀ – Partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 10µm

PM_{2,5} - Partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5µm

QAI – Qualidade do Ar Interior

Rph – Taxa de renovação do ar

SAB – *Science Advisory Board*

SED – Síndrome do Edifício Doente

US-EPA - *United States Environmental Protection Agency*

WHO – *World Health Organization*

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas o crescimento populacional tem vindo a aumentar, promovendo um rápido processo de urbanização aliado à crescente industrialização e atividade agrícola. Este cenário tem contribuído para a poluição atmosférica definida pela presença de contaminantes ou de substâncias poluentes no ar, sendo prejudicial para a saúde humana, bem-estar e ecossistemas (Vallero, 2014). Neste sentido, foram desenvolvidas diversas políticas e medidas preventivas, aplicadas e adoptadas na indústria, na produção energética, nos transportes e nos próprios hábitos dos cidadãos, tendo promovido a um declínio significativo da poluição atmosférica, mas que no entanto se mantém como um considerável risco para a saúde, sendo responsável na Europa, em cada década, por centenas de milhares de mortes prematuras.

A qualidade de vida é inseparável dos níveis de qualidade do ar que respiramos. Nas sociedades contemporâneas, em que cerca de 90% do tempo é passado em espaços fechados, a qualidade do ar interior (QAI) dos edifícios assume uma relevância especial, na medida em que a respiração de um ar poluído possui comprovados efeitos negativos para o bem-estar dos seus ocupantes, afectando-lhes a saúde, o conforto e a produtividade.

Muitos estudos referiram associações consistentes entre a contaminação por poluentes e problemas de saúde. No entanto, menor atenção tem sido dada ao impacte destes poluentes no interior das habitações. O conhecimento do tipo de poluentes interiores emitidos por fontes emissoras decorrentes da atividade quotidiana é essencial para a avaliação da sua toxicidade e para instituir medidas preventivas permitindo minimizar os efeitos da exposição a esses poluentes.

1.1. Objetivos e âmbito

A presente dissertação pretende realizar uma avaliação de fontes emissoras de poluentes interiores em habitações. Assim, este trabalho teve como principal objetivo não só avaliar as concentrações de poluentes resultantes de fontes/atividades tais como confeção de alimentos, uso de lareiras e a exposição humana a poluentes durante o sono, como também avaliar o impacte dessas mesmas fontes para a exposição humana aos poluentes emitidos. Posto isto, efetuaram-se diversos ensaios avaliando as concentrações de poluentes tendo como caso de estudo três habitações no distrito de Setúbal, numa perspetiva de desenvolvimento de estratégias que permitam uma otimização da gestão do ar interior em edifícios de habitação. Como objetivo

secundário pretendeu-se caracterizar o ambiente doméstico quanto à temperatura e humidade relativa, uma vez que o conforto térmico é fundamental para o bem-estar humano.

O presente estudo foi realizado com a parceria do Campus Tecnológico e Nuclear (CTN) do Instituto Superior Técnico tendo a orientação da investigadora Doutora Susana Marta Almeida. Neste contexto, foi realizado um estágio com a duração de 6 meses.

1.2. Organização da dissertação

Esta dissertação está organizada em cinco capítulos: no primeiro capítulo “Introdução” é realizado um enquadramento ao trabalho desenvolvido, sendo definidos os objetivos e o âmbito da dissertação, incluindo a estrutura e organização do presente trabalho.

No segundo capítulo “Revisão da literatura” são abordados diversos conteúdos relacionados com a temática do presente trabalho, nomeadamente: QAI em edifícios tendo como principal referência as habitações, os tipos de sistemas de ventilação do ar, as fontes emissoras que afetam a QAI, bem como os parâmetros físico-químicos que a influenciam e os efeitos na saúde humana. Também é mencionada a influência dos fatores socioeconómicos bem como a gestão da QAI em habitações. Por fim, é efetuado um levantamento legislativo direcionado para a QAI em edifícios.

No terceiro capítulo “Metodologia” são enunciadas as tarefas realizadas bem como os métodos e equipamentos neste estudo. Também é realizado um levantamento das características das habitações e das zonas de estudo.

No quarto capítulo “Análise e discussão dos resultados” são apresentados os resultados obtidos bem como a discussão dos mesmos.

No quinto capítulo “Conclusões, limitações e desenvolvimentos futuros” são apresentados os principais resultados, as limitações inerentes à realização do trabalho e as recomendações para o desenvolvimento futuro da investigação.

CAPÍTULO 2 – REVISÃO DA LITERATURA

2.1. Qualidade do ar interior

Ao longo da história, o Homem tem vindo a ter conhecimento que o ar poluído pode ser prejudicial para a saúde e conforto em ambientes interiores pelas emissões de contaminantes por diversas fontes interiores (Sundell *et al.*, 2004). Apesar da diminuição das concentrações de poluentes interiores desde 1950 (Weschler, 2009), tem-se verificado um aumento da exposição a poluentes do ar interior devido a mudanças no estilo de vida, ao aumento do tempo de permanência em edifícios, bem como a evolução da tecnologia (Dales *et al.*, 2008).

A problemática com a QAI fez-se sentir no final de 1960 devido às concentrações de radão em habitações construídas em zonas graníticas, tendo sido demonstrada a existência de uma relação entre a exposição ao radão e o cancro do pulmão (US-EPA, 1995). Com a crise energética no início de 1970 surgiram várias preocupações relacionadas com os poluentes interiores, como o formaldeído (CH₂O), que tem adquirido ao longo dos últimos anos uma grande importância na comunidade científica e sociedade em geral (Sundell *et al.*, 2004; WHO, 2010). A QAI teve como marco de referência a posição da *American Society of Heating, Refrigerating and Air Conditioning Engineers* (ASHRAE) que reconheceu a existência do problema de QAI e publicou a norma ASHRAE Standard 62 em 1973, identificada originalmente por “*Standard for Natural and Mechanical Ventilation*”.

Em 1973/74 os sintomas e as doenças relacionados com a QAI são classificadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como a **Síndrome dos Edifícios Doentes** (SED) que nos países ocidentais atingiu um pico no início dos anos 80 estando associada, em muitos casos, a uma ventilação inadequada (Sundell *et al.*, 2004; Faria *et al.*, 2014). Um estudo publicado por Sundell *et al.* (2011) salienta que as taxas de ventilação mais elevadas em escritórios estão associadas a uma redução dos sintomas incitados pela SED.

A SED engloba situações nas quais 20% dos ocupantes de um edifício sentem efeitos adversos à saúde, relacionados com a exposição a químicos, a partículas ou a material biológico, que não podem ser relacionados com nenhuma causa específica, mas que é aliviada quando o ocupante sai do edifício (APA, 2010; WHO, 1999). Esses efeitos são principalmente irritação e obstrução nasal, irritação da pele, irritação e secura na garganta e nas membranas dos olhos, dores de cabeça, e cansaço generalizado que leva à perda de concentração e produtividade (WHO, 1999).

A poluição do ar interior pode ser definida pela presença de poluentes químicos, físicos ou biológicos no ar respirável no interior de edifícios públicos e privados incluindo escolas, escritórios, habitações, edifícios de comércio e serviços, espaços de lazer, e até mesmo meios de transporte (Jacobs *et al.*, 2007; Jantunen *et al.*, 2011; APA, 2015). A QAI é reconhecida como uma das maiores ameaças à saúde humana uma vez que o tempo de permanência em ambientes interiores é de aproximadamente de 90%, onde os níveis de poluentes podem ser até 100 vezes superiores aos do ar exterior (Ayoko, 2004; Sundell *et al.*, 2004; Dales *et al.*, 2008; Almeida *et al.*, 2010; WHO, 2010; Silva *et al.*, 2012; EEA, 2013).

Em 2009, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US-EPA) classificou a poluição do ar interior entre os cinco principais riscos ambientais para a saúde pública, nomeadamente em escolas (US-EPA, 2009a). Segundo o relatório ambiental divulgado pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE), a poluição do ar interior no ano de 2030 será uma das principais causas de morte associada a questões ambientais com cerca de 2,3 milhões de mortes (OCDE, 2012). Prevê-se ainda que este número diminua para 1,8 milhões em 2050 pela redução de uso de combustíveis sólidos e devido principalmente a um aumento global do nível básico de vida. As crianças e idosos são os grupos mais suscetíveis à poluição do ar interior (OCDE, 2012). A Figura 2.1, apresenta as mortes prematuras globais associadas aos cinco principais riscos ambientais de 2010 a 2050.

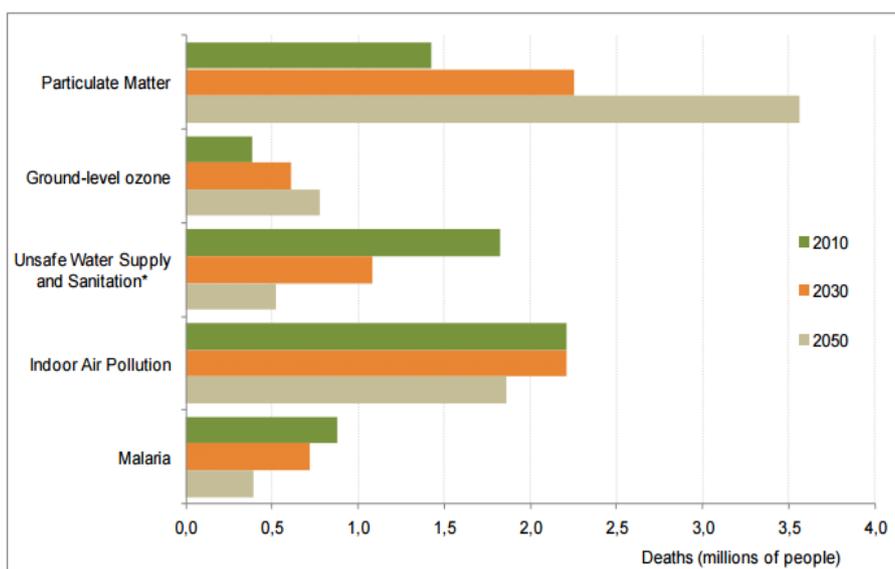


Figura 2.1 - Mortes prematuras globais de riscos ambientais selecionados: da linha de base de 2010 a 2050 (Fonte: OCDE, 2012).

Neste sentido, a US-EPA e a OMS têm vindo a classificar os problemas de QAI entre os principais riscos ambientais para a saúde pública (WHO, 1999; US-EPA, 2014a). A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) menciona ainda as **doenças relacionadas com os edifícios** (DRE) como sintomas de uma doença específica conhecida, resultante da exposição a eventuais contaminantes do ar dentro de um edifício, como é o caso a doença dos Legionários provocada pela bactéria *Legionella pneumophila*, que vive em ambientes húmidos e que muitas vezes é encontrada nos sistemas AVAC (APA, 2010). Os sintomas como arrepios, dores musculares, febre, sensação de opressão torácica e tosse são indicadores de DRE (Gomes, 2010).

Nas últimas décadas questões de saúde como as alergias e doenças respiratórias bem como outros problemas de saúde tem estado relacionados com o ar interior, afetando também o bem-estar e desempenho dos ocupantes (Sundell *et al.*, 2004). Por conseguinte, diversos estudos tem sido desenvolvidos pela comunidade científica em QAI e seus efeitos sobre a saúde, nomeadamente em escolas, ginásios, centro de idosos, hospitais, locais de trabalho, fumo de tabaco, entre outros (Cheng-Jung *et al.*, 2015; Madureira *et al.*, 2015; Almeida-Silva *et al.*, 2014; Ramos *et al.*, 2014; Canha *et al.*, 2012; Almeida *et al.*, 2011; Canha *et al.*, 2011; Bernstein *et al.*, 2008; Halios *et al.*, 2005).

2.2. Qualidade do ar em habitações

Os edifícios de habitação tem sido uma área importante na pesquisa científica uma vez que as pessoas gastam a maior parte do seu tempo em ambientes residenciais, ou seja, em média 8 a 13 horas por dia (Pekkonen *et al.*, 2015).

O ambiente no interior de uma habitação por vezes é mais poluído em relação ao ar exterior devido à existência de inúmeras fontes emissoras, tais como os seres humanos e animais domésticos pela libertação de dióxido de carbono (CO₂) como resultado da atividade metabólica, o consumo de tabaco, a queima de combustíveis para aquecimento e confeção de alimentos (considerada a maior fonte de poluição do ar interior em muitas regiões em desenvolvimento), os materiais utilizados na construção, no mobiliário e decoração, as atividades interiores, pela utilização de produtos de limpeza e manutenção dos espaços. Para além disso, os animais domésticos são uma fonte de contaminantes biológicos que em condições ideais de temperatura, humidade relativa e nutrientes se desenvolvem e propiciam doenças como a asma e alergias (Abreu, 2010).

Também as plantas no espaço interior podem favorecer estas doenças na medida em que algumas flores libertam pólenes (causando rinite alérgica) e proporcionam condições que

permite o desenvolvimento de microorganismos. No entanto, algumas espécies de plantas ajudam a despoluir o ar interior em habitações. Estudos desenvolvidos mencionam que algumas espécies de plantas permitem purificar o ar interior pela absorção de contaminantes, nomeadamente compostos orgânicos voláteis (COV) como o benzeno (C₆H₆) e CH₂O, e pela realização da fotossíntese diminuir concentrações de CO₂ (Irga *et al.* 2013; Aydogan *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2007). Contudo, as plantas também emitem CO₂ pelo processo de respiração.

Todas estas fontes emitem poluentes que ficam confinados nas divisões das casas uma vez que grande parte das casas modernas são herméticas. Daí haver uma necessidade de ventilação adequada (Sundell *et al.*, 2004). Além disso, as famílias têm vindo mudar os seus hábitos quotidianos ao longo do tempo, o que ajuda a contribuir também para a deterioração da QAI (Figura 2.2).

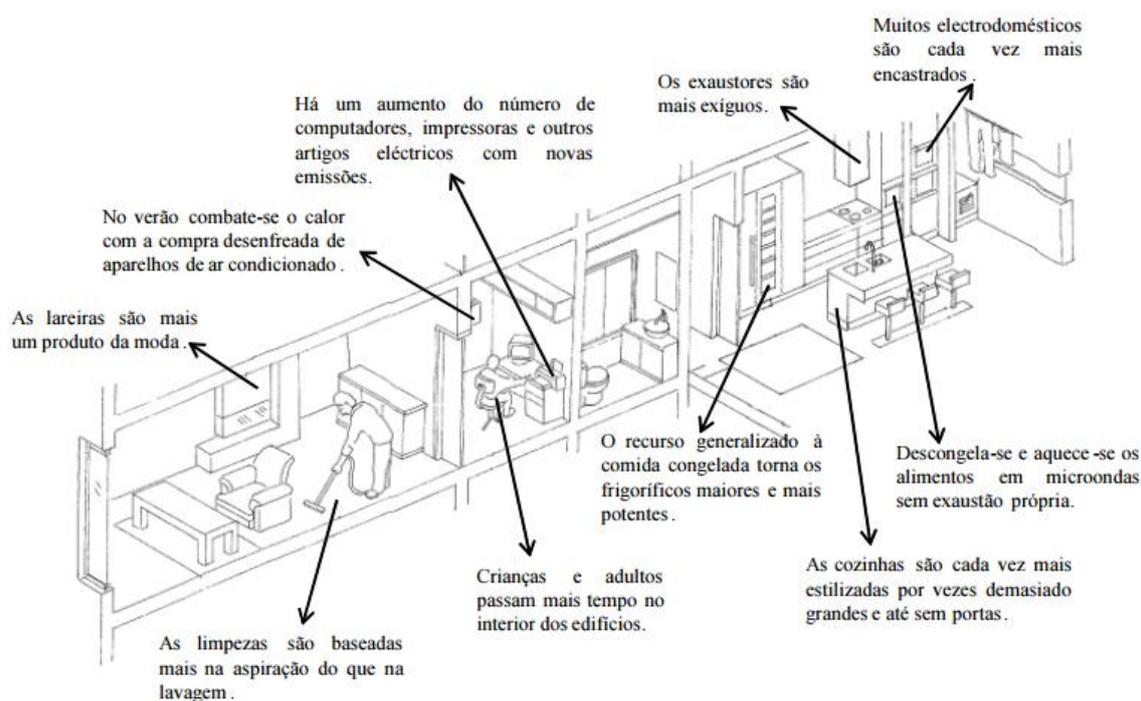


Figura 2.2 – Mudança de hábitos. Adaptado de Abreu, 2010.

A poluição do ar em ambiente doméstico promove um problema de saúde a nível mundial estando na origem de aproximadamente 3,9 milhões de mortes anualmente. Em 2012, foi responsável por 8% da mortalidade global sobretudo em países em desenvolvimento (WHO, 2014). Em habitações a queima de combustíveis sólidos contribui para 2,6% dos problemas de saúde a nível mundial. Cerca de 3 mil milhões de pessoas dependem de combustíveis sólidos para produção de energia doméstica em países desenvolvidos mas sobretudo em desenvolvimento (WHO, 2014; Josyula *et al.* 2015).

Em países em desenvolvimento, a fonte mais significativa de poluição do ar interior está relacionada com a queima de combustíveis sólidos tradicionais, como o carvão e a biomassa (estrume animal, madeira, resíduos agrícolas), em equipamentos ineficientes para a confecção de alimentos e para o aquecimento doméstico pois as condições económicas não possibilitam aderir a combustíveis mais limpos e equipamentos eficientes. Estima-se que seja responsável por aproximadamente 2 milhões de mortes anualmente, principalmente de mulheres e crianças (Sundell *et al.*, 2004; Dales *et al.*, 2008; William *et al.*, 2013; WHO, 2014; Josyula *et al.* 2015). As emissões de poluentes provenientes da queima de combustíveis sólidos incluem o PM, CO, óxidos de azoto (NOx), óxidos de enxofre (SOx), CH₂O e produtos cancerígenos como o C₆H₆, cujas concentrações chegam a ser 10 a 20 vezes superiores em relação às recomendações internacionais (Dales *et al.*, 2008; William *et al.*, 2013; WHO, 2014). Em habitações mal ventiladas, os níveis aceitáveis para as partículas finas podem ser excedidos em 100 vezes. Em alguns tipos de carvão, a emissão de enxofre é muito elevada podendo conter metais tóxicos como o chumbo (Smith, 2003).

A poluição do ar interior em habitações é também uma preocupação em países desenvolvidos, embora esta problemática seja menor, pois são utilizados combustíveis mais limpos e tecnologias mais eficientes. Porém, centra-se principalmente nas emissões de contaminantes por parte de diversas fontes emissoras interiores e por outros fatores que influenciam a QAI, tal como mencionado no capítulo 2.5 do presente trabalho.

Neste contexto, têm surgido diversas doenças fruto de uma má QAI tais como alergias, reações de hipersensibilidade, doenças respiratórias e cancro. Nos últimos 30 anos aumentou a incidência de asma e alergia a nível mundial associado a QAI em habitações (Smith, 2003; Sundell *et al.*, 2004; WHO, 2014). Segundo Josyula *et al.* (2015) a poluição do ar em habitações pode estar associada ao risco de cancro do pulmão, do colo do útero e outros tipos de cancro.

É necessário que haja cada vez mais uma especial atenção no que respeita à QAI, sobretudo em habitações, com enfoque para as fontes emissoras interiores, de modo a que as emissões de poluentes sejam minimizadas, promovendo uma vida mais saudável. Assim, diversos estudos tem sido desenvolvidos pela comunidade científica sobre as fontes emissoras em habitações, a influência da ventilação, de fatores socioeconómicos, e os riscos para a saúde humana (Josyula *et al.*, 2015; Hesaraki *et al.*, 2015; Hanoune & Carteret, 2015; White *et al.*, 2014; Wan *et al.*, 2011; WHO, 2015; US-EPA, 2009; Dales *et al.*, 2008).

2.3. Legislação

2.3.1. Equadramento nacional

A política nacional de QAI surgiu na sequência da transposição para o direito interno da Diretiva n.º 2002/91/CE, relativa ao desempenho energético dos edifícios, com a publicação em 2006 dos seguintes Decretos-Lei:

- **Decreto-Lei n.º78/2006**, de 4 de abril, que aprovou o Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios (SCE);
- **Decreto-Lei n.º79/2006**, de 4 de abril, que aprovou o Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios (RSECE), que apresentava valores para as concentrações máximas de alguns poluentes químicos presentes no ar interior, como PM₁₀, CO₂, CO, O₃, CH₂O, COV e microrganismos;
- **Decreto-Lei n.º80/2006**, de 4 de abril, que aprovou o Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios (RCCTE), reunindo os regulamentos referenciados apenas num só diploma.

Neste âmbito, Portugal optou por incluir na transposição as exigências de QAI, definindo as condições mínimas de qualidade do ar interior para os edifícios abrangidos pelo SCE. Com a publicação da Diretiva n.º 2010/31/UE, relativa ao desempenho energético dos edifícios, o regime estabelecido pela Diretiva n.º 2002/91/CE foi reformulado, reforçando a promoção do desempenho energético nos edifícios, ressaltando as metas e os desafios acordados pelos Estados-Membros para 2020. Neste contexto, surge o **Decreto-Lei n.º 118/2013**, de 20 de agosto, que veio substituir os anteriores diplomas legais, transpondo a referida Diretiva n.º 2010/31/UE, e permitir incluir, num único diploma, o Sistema de Certificação Energética dos Edifícios (SCE), o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Habitação (REH) e o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Comércio e Serviços (RECS).

No entanto, o **Decreto-Lei n.º 118/2013**, define a não obrigatoriedade da certificação da QAI, o que constitui um retrocesso. Contudo, considera os valores mínimos de caudal de ar novo por espaço, bem como os limiares de proteção para as concentrações de poluentes do ar interior, de forma a salvaguardar a saúde e bem-estar. Salienta ainda que a ventilação natural eficaz deve ser privilegiada face à de ventilação forçada numa ótica de otimização de recursos, de eficiência energética e de redução de custos. São ainda eliminadas as auditorias de QAI, mantendo-se, porém, o controlo das fontes de poluição e a adoção de medidas preventivas, tanto ao nível da conceção dos edifícios, como do seu funcionamento, de forma a cumprir os requisitos legais para a redução de possíveis riscos para a saúde pública.

Neste contexto, para dar cumprimento às alterações impostas pelo Decreto-Lei n.º118/2013, é publicada a **Portaria n.º353-A/2013**, de 4 de Dezembro. No Quadro 2.1 são apresentados os limiares de proteção para radão, CO₂, CH₂O, CO, COV e material particulado (PM₁₀ e PM_{2,5}). No que toca à QAI em habitações é de ressaltar que não existe uma legislação específica, deixando ao critério dos ocupantes em garantir a qualidade do ar nas suas habitações. No entanto, em edifícios residenciais, a única imposição normativa relacionada com a QAI é referente a uma taxa de renovação de ar de 0,6 h⁻¹ mencionada no antigo Decreto-Lei n.º80/2006. Na atual legislação o cálculo horário da taxa de renovação de ar é baseado no método que satisfaça os requisitos da norma EN 15242 para edifícios de comércio e serviços.

Quadro 2.1 - Limiar de proteção e margem de tolerância para os poluentes físico-químicos segundo a Portaria n.º 353-A/2013.

Poluentes	Unidade	Limiar de proteção	Margem de tolerância (MT) [%]
Partículas em suspensão (fração PM ₁₀)	[µg/m ³]	50	100
Partículas em suspensão (fração PM _{2,5})	[µg/m ³]	25	100
Compostos Orgânicos Voláteis Totais (COV)	[µg/m ³]	600	100
Monóxido de carbono (CO)	[mg/m ³]	10	-
Formaldeído (CH ₂ O)	[µg/m ³]	100	-
Dióxido de carbono (CO ₂)	[mg/m ³]	2250	30
Radão	[Bq/m ³]	400	-

- As concentrações em µg/m³ e mg/m³ referem-se à temperatura de 20° C e à pressão de 1 atm (101,325 kPa);
- Os limiares de proteção indicados dizem respeito a uma média de 8 horas;
- As margens de tolerância previstas são aplicáveis a edifícios existentes e edifícios novos sem sistemas mecânicos de ventilação;
- A análise de radão é obrigatória em edifícios construídos em zonas graníticas, nomeadamente nos distritos de Braga, Vila Real, Porto, Guarda, Viseu e Castelo Branco.

2.3.2. Enquadramento europeu

No que concerne à Europa, o estabelecimento de referências para o ar interior não foi verdadeiramente instituído. É de notar uma falta de legislação sobre a QAI sendo que as políticas estão direcionadas para a qualidade do ar ambiente. No entanto, cada país pode desenvolver a sua própria legislação. Apesar da falta de legislação específica, surgiu em 2004 o Plano de Ação Europeu para a Ambiente e a Saúde (2004-2010), que menciona na "ação 12" a intenção de promover a melhoria da qualidade do ar interior. Países como a França e o Reino Unido possuem organizações, como o *Observatoire de la Qualité de l'air Intérieur* e o *Indoor Air quality UK*, que reúnem informação sobre a QAI.

2.3.3. Equadramento internacional

A nível internacional, ainda não existe legislação específica que lide com questões de qualidade do ar interior em muitos países. Porém várias organizações publicaram diretrizes para a qualidade do ar interior. Por exemplo, existem diretrizes de organizações como a *Occupational Safety and Health Administration* (OSHA), a *National Institute for Occupational Safety and Health* (NIOSH), a *Industrial Hygiene, Environmental, Occupational Health* (ACGIH) e a *Health Canada* que estabelecem orientações direcionadas para o contexto ocupacional. No Canadá a ausência de legislação levou à elaboração de uma cláusula de dever geral, comum a toda a legislação canadense e segurança no trabalho, certificando que a qualidade do ar interior é aceitável, que o empregador tem o dever de proporcionar um local de trabalho seguro e saudável.

A US-EPA não regula a QAI mas oferece assistência na sua proteção, fornecendo orientações através de diversas publicações direcionadas para a QAI. Por exemplo, a “*Mold Remediation in Schools and Commercial Buildings*” que estabelece um conjunto de orientações para a remediação e limpeza de problemas de humidade em escolas e edifícios comerciais, incluindo medidas destinadas a proteger a saúde dos ocupantes dos edifícios. Também a “*Building Air Quality: A Guide for Building Owners and Facility Managers*” fornece sugestões práticas sobre prevenção, identificação e resolução de problemas de QAI em edifícios públicos e comerciais. Por outro lado, a US-EPA também possui um conjunto de publicações referentes à qualidade do ar em habitações, como a “*The Inside Story: A Guide to Indoor Air Quality*” que fornece informação sobre as fontes de poluição do ar em habitações e nos escritórios, estratégias corretivas e medidas específicas para reduzir os níveis de poluentes. Ainda a publicação “*Care for Your Air: A Guide to Indoor Air Quality*” que faz referência aos cuidados a ter para melhorar a QAI não só em habitações mas também em escritórios e escolas. Finalmente, a publicação “*Residential Air Cleaners (Second Edition): A Summary of Available Information*” reúne um conjunto de estratégias para os equipamentos de purificação do ar em uso habitacional.

No Canadá e EUA, a QAI está implícita na maioria dos códigos de construção de edifícios como critérios de projeto e operação. No entanto, os códigos de construção geralmente regem-se pelos padrões definidos pela *American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers* (ASHRAE), nomeadamente o ASHRAE 62.1-2010 no âmbito de uma ventilação aceitável para a QAI. Em 2013, surgiu a ASHRAE 62.2 que sofreu uma atualização adquirindo a vertente da qualidade do ar em edifícios habitacionais. Está prevista uma nova atualização em 2016, onde será publicado o padrão ASHRAE 62.2-2016, que irá conter alterações em relação à versão de 2010.

Noutros países como na Austrália, o governo desenvolveu um relatório “*State of Knowledge Report: Air Toxics and Indoor Air Quality in Australia*”, reunindo um vasto leque de informação sobre os tóxicos do ar e QAI na Austrália. Este relatório pretende fornecer um ponto de referência útil para ajudar os governos, a indústria e o setor público a desenvolverem estratégias adequadas de gestão da QAI. Já a China, em 2003, foi o primeiro país a implementar a certificação da QAI com a avaliação de doze parâmetros físico-químicos (temperatura, humidade relativa, velocidade do ar, CO, PM₁₀, dióxido de azoto (NO₂), O₃, CH₂O, COV, radão e bactérias) aplicável em escritórios e espaços públicos. O sistema de certificação da QAI da China apresenta algumas características peculiares: antes da avaliação à QAI é realizada uma visita ao edifício de modo a encontrar-se situações incompatíveis com uma boa QAI. Após a resolução dos problemas encontrados é feita a avaliação quantitativa à QAI e a certificação é atribuída qualitativamente como Excelente ou Bom (The Government of Hong Kong, 2003). Recentemente, em 2012, a ilha de Taiwan e a Coreia do Sul vieram a promover a legislação sobre a gestão da QAI.

A OMS é tida como uma das entidades mais importantes no que se refere à emissão de relatórios e pareceres sobre os mais diversos temas relacionados com saúde. Desde 1987 tem tido um papel ativo na divulgação de diretrizes e orientações sobre boas práticas e várias iniciativas sobre a QAI. O projeto *Health and Environment Linkages Initiative* (HELI) aborda as questões da QAI e o tipo de combustível utilizado em edifícios de habitação pelo programa “*Indoor air pollution and household energy*”.

As diretrizes de qualidade do ar desenvolvidas pela OMS, nos últimos anos, fornecem uma avaliação dos efeitos na saúde resultantes da poluição do ar estabelecendo os limites para os níveis de poluentes. Em 2005, efetuou a atualização das orientações sobre a qualidade do ar e desenvolveu directrizes específicas para a QAI, tendo mencionado referencias para a matéria particulada em suspensão (PM₁₀ e PM_{2,5}). Mais tarde, em 2009, a OMS publicou “*WHO guidelines for indoor air quality: dampness and mould*” resumindo as informações sobre as condições que determinam a presença de microorganismos e medidas para controlar o seu crescimento em habitações e em espaços interiores. Em 2010, foi publicado o documento “*WHO Guidelines for Indoor Air Quality – Selected Pollutants*” onde são apresentados os valores guia de dez poluentes do ar interior. Em 2014 a OMS lançou “*Indoor air quality guidelines: household fuel combustion*” que relaciona a QAI em habitações com a combustão associada ao tipo de combustível doméstico. Finalmente, em 2015 foi publicado o relatório “*Residential heating with wood and coal: health impacts and policy options in Europe and North America*”, que descreve os efeitos na saúde e de opções políticas para lidar com o aquecimento residencial através da utilização da madeira e do carvão na Europa e nos Estados

Unidos. No Quadro 2.2 apresenta valores de referência estabelecidos pela ISO, US-EPA, WHO e ASHRAE para alguns parâmetros que definem a QAI.

Quadro 2.2 - Valores recomendados para os parâmetros do ar interior.

Parâmetros	Valores recomendados	Fonte
HR	30 – 60 (%) 30 – 60 (%) (preferência <50%)	ISO 7730 US-EPA, 2010
T	23 – 26°C verão e 20 – 24°C inverno	ISO 7730
CO	10 mg/m ³ (média de 8 horas) 7 mg/m ³ (média de 24 horas)	WHO, 2010
CO ₂	1800 mg/m ³	ASHRAE 62.2-2013
CH ₂ O	0,1 mg/m ³ (média de 30 minutos)	WHO, 2010
NO ₂	40 mg/m ³	WHO, 2010
Benzeno	Nenhum nível seguro de exposição pode ser recomendada	WHO, 2010
Partículas em suspensão (fração PM ₁₀)	20 µg/m ³ (média anual) 50 µg/m ³ (média de 24 horas)	WHO, 2006
Partículas em suspensão (fração PM _{2,5})	10 µg/m ³ (média anual) 25 µg/m ³ (média de 24 horas)	WHO, 2006

2.4. Projetos europeus relativos à qualidade do ar interior

Nas últimas décadas, a Europa publicou uma série de artigos científicos e aumentou o investimento em projetos relacionados com a QAI. Os projetos enunciados no Quadro 2.3 foram financiados pela Comunidade Europeia (CE), sendo que alguns já finalizaram, enquanto outros ainda se encontram a decorrer.

Outros projetos como HealthyAIR, GERIE, RADPAR, INTARESE (WP-3.2 Housing), HEIMTSA (IAQ case study) e IndoorExpo surgiram no contexto da QAI. No entanto, a informação obtida ainda não terá sido citada nos relatórios da União Europeia (EU) (Jantunen *et al.*, 2011).

Quadro 2.3 - Projetos de investigação europeus sobre QAI (Fonte: Jantunen *et al.*, 2011).

Projeto	Título	Objetivo
THADE (2001-2003)	“Towards Health Air in Dwellings in Europe”	Investigar a associação entre poluentes do ar interior e doenças respiratórias.
INDEX (2002-2004)	“Critical appraisal of setting and implementation of indoor exposure limits in EU”	Identificar uma lista de "compostos prioritários", com base em critérios de impacto sobre a saúde, nomeadamente o formaldeído, monóxido de carbono, dióxido de azoto, benzeno e naftaleno.
HESE (2002-2005)	“Health Effects of Schools Environment”	Relacionar a alta presença de partículas, fungos e alérgenos com a fraca ventilação em escolas.
AIRMEX (2003-)	“European Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment Project”	Identificar e quantificar os principais poluentes do ar em edifícios públicos, incluindo escolas e jardins de infância e estimar a exposição da população e possíveis efeitos na saúde, devido a exposição crónica
EnVIE (2004-2007)	“Co-ordination action on Indoor Air Quality and Health Effects”	Aumentar a compreensão sobre os impactos da qualidade do ar interior na saúde pública.
IAQ ranking/VITO (2004-2008)	“Ranking indoor air health problems using health impact assessment”	Realizar uma revisão dos dados relativos à exposição a poluentes do ar interior.
BUMA (2006-2009)	“Prioritization of Building Materials as indoor pollution sources”	Criar uma base de dados sobre as emissões dos materiais de construção, priorizar os materiais a utilizar de acordo com os fatores de emissão e desenvolver orientações para a criação de novas políticas.
SCHER (2007)	“Risk Assessment on Indoor Air Quality”	Emitir um parecer sobre a estratégia de avaliação de risco para apoiar os decisores políticos sobre a questão do ar interior, para identificar possíveis áreas de preocupação em relação aos diversos poluentes e ponderar os riscos associados com o uso de purificadores de ar.
HITEA (2008-)	“Health Effects of Indoor Pollutants”	Identificar o papel de agentes biológicos interiores no desenvolvimento de doenças respiratórias a longo prazo, reações inflamatórias e alérgicas em crianças.
Symphonie (2010-2012)	“Schools Indoor Pollution and Health: Observatory Network in Europe”	Definir recomendações políticas sobre medidas corretivas no ambiente escolar.
Officair (2010-2013)	“Quality indoor air on modern office buildings”	Estabelece um quadro de conhecimentos e ferramentas sobre a poluição do ar interior de modo a proporcionar uma avaliação do risco para a saúde humana, com foco para edifícios de escritório. Apoia as políticas da EU.

2.5. Fatores que influenciam a qualidade do ar em habitações

A QAI de um edifício é influenciada por uma diversidade de fatores que acabam por comprometer a saúde e o bem-estar dos seus ocupantes e, por esta forma, a caracterização de problemas em ambientes interiores relacionados com a qualidade do ar não é uma tarefa fácil. Contudo os fatores que afetam a QAI são nomeadamente: i) disposição física do edifício; ii) qualidade do ar exterior; iii) ventilação e taxa de renovação do ar; iv) taxa de emissão de poluentes; v) temperatura e humidade relativa; vi) fontes de poluentes interiores; vii) atividades desenvolvidas no ambiente interior; viii) manutenção e limpeza; ix) número de ocupantes.

Os edifícios, tais como edifícios de habitação, encontram-se contaminados por poluentes de natureza química, física e biológica com origem em diversas fontes emissoras e atividades desenvolvidas no interior. Entre outros exemplos, as concentrações de óxidos de carbono, de partículas em suspensão, de COVs, de CH₂O ou de radão, no interior dos edifícios, são frequentemente superiores do que no ar exterior (Almeida *et al.*, 2010). Outras fontes de poluição do ar interior incluem fatores exteriores como a qualidade do ar, pesticidas, tipo de solo e localização geográfica do edifício (CCRSA, 2008; APA, 2010; POST, 2010; OCDE, 2012; APA, 2015).

De acordo com Erik Lebret do Instituto Nacional de Saúde Pública e do Ambiente (RIVM) na Holanda, *“a maioria dos poluentes do ar exterior entra nas nossas casas, onde passamos a maior parte do tempo. A QAI é afetada por muitos outros fatores, incluindo a confeção de alimentos, fogões a lenha, queima de velas ou incensos, o uso de produtos de limpeza, materiais de construção e retardadores de chama. Depois, há também o radão proveniente de solos e materiais de construção”* (EEA, 2013).

A importância relativa de qualquer fonte individual depende da sua taxa de emissão de um determinado poluente e de como essa emissão possa ser perigosa para os ocupantes. Em alguns casos, fatores como a idade da fonte e a sua manutenção são significativos, por exemplo, um fogão a gás mantido de forma inadequada pode emitir significativamente mais monóxido de carbono do que aquele que está devidamente mantido (US-EPA, 1995).

Algumas fontes, tais como a utilização de materiais de construção, mobiliário e equipamentos domésticos libertam poluentes de forma contínua. Outras fontes, ligadas às atividades realizadas em casa, libertam poluentes de forma intermitente. Estas incluem o tabagismo, o uso de fogões sem ventilação ou com mau funcionamento, fornos ou aquecedores, o uso de solventes bem como de produtos de limpeza e pesticidas. As altas concentrações de poluentes podem permanecer no ar por longos períodos após algumas dessas atividades se não houver ventilação adequada (US-EPA, 1995; Magalhães, 2009). A US-EPA estima que em

média 72% dos habitantes ficam expostos a produtos químicos em habitações, estando susceptíveis a maiores quantidades de poluentes potencialmente perigosos (US-EPA, 2009).

Segundo Virta *et al.* (2005) a emissão de poluentes depende das condições de temperatura e de humidade; por exemplo os poluentes biológicos como microorganismos (ácaros e fungos) podem desenvolver-se em condições ótimas para estes parâmetros físicos. Os valores superiores de temperatura e humidade, como também a existência de concentrações elevadas de poluentes no ar exterior, bem como a inadequada ventilação e renovação do ar, podem influenciar o aumento das concentrações de poluentes no interior (Hoskins, 2003; EEA, 2015). Assim, o conforto numa habitação pode ser afetado pela temperatura, humidade e renovação do ar.

As tendências globais, tais como as alterações climáticas e o aumento dos custos de energia podem afetar igualmente a QAI. Por exemplo, as condições climáticas extremas pode aumentar a necessidade de um isolamento térmico e a diminuição da ventilação, que provoca temperaturas internas muito elevadas ou muito baixas bem como problemas de humidade (OCDE, 2012).

Segundo a NIOSH, as principais causas de degradação da QAI em edifícios são a ventilação inadequada (50%), seguida dos poluentes interiores e exteriores (16% e 10% respetivamente), matéria microbiana (5%) e poluentes provenientes dos materiais de construção (4%) como ilustra a Figura 2.3.

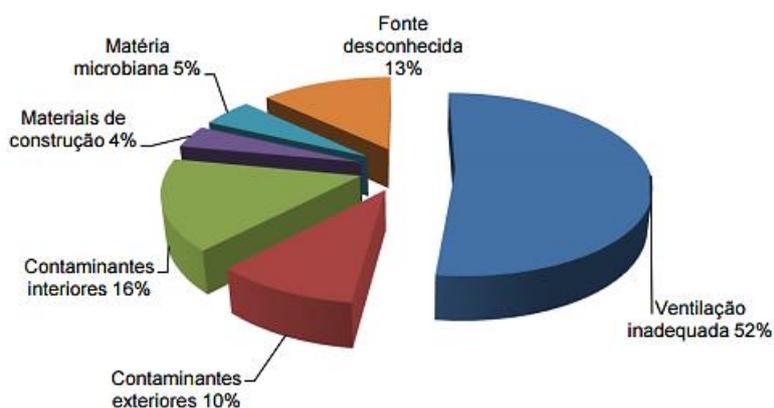


Figura 2.3 - Fontes associadas à poluição interior (Fonte: NIOSH, 2001).

O mau funcionamento e/ou conceção dos sistemas de AVAC promovem consequências para a QAI, sendo considerada uma importante origem de contaminação do ar, caso não haja uma manutenção adequada e um funcionamento eficiente. A ventilação é um importante fator que interfere na QAI mostrando ser uma das maiores ferramentas de controlo da mesma (Jones, 1999). Este tema, pelo seu grau de importância, será mencionado em maior detalhe no subcapítulo 2.5.2.

As variáveis não-ambientais, tais como os fatores pessoais, profissionais e psicológicos, dominados por fatores psicossociais, afetam as sensibilidades individuais contribuindo para a suscetibilidade dos indivíduos a problemas de QAI. Esses fatores são o sexo, o *stress*, a carga de trabalho, a satisfação com o trabalho, os antecedentes pessoais e patologias existentes, as relações interpessoais, estado emocional, problemas económicos, desconforto ou insatisfação, entre outros (Hedge *et al.*, 1992, 1995, 1996).

Alguns estudos mencionam a condição económica das famílias como um fator que influencia a QAI nas habitações. No caso de famílias economicamente desfavorecidas que vivam perto de estradas e indústria, e que tenham habitações de baixa qualidade e ventilação inadequada ficam mais suscetíveis a uma má QAI (Dales *et al.*, 2008).

2.5.1. Conforto térmico

O conforto térmico é definido como “o estado de espírito que manifesta a satisfação com o ambiente térmico” (ISO 7730:2005). Este está fortemente ligado a parâmetros individuais (atividade metabólica, nível de vestuário e condições sociais), parâmetros fisiológicos (idade, sexo ou patologias dos indivíduos), a parâmetros ambientais (temperatura, humidade relativa, movimento do ar, taxa de renovação de ar), e a parâmetros subjetivos (adaptação ao local e clima) (Peeters *et al.*, 2009; Ormandy & Ezratty, 2012). Estes últimos são muito importantes na medida em que podem afetar a percepção dos ocupantes sobre a qualidade do ar, dando-lhes uma situação de desconforto. Ressalva-se que a percepção de conforto térmico varia de pessoa para pessoa, uma vez que está relacionado com as trocas de calor entre o corpo humano e o ambiente (Bernardes, 2009; Ferreira Cunha, 2012). No entanto, para que exista conforto térmico num espaço interior é necessário que 80% de todos os ocupantes se sintam confortáveis e considerem o ambiente como aceitável, sendo esta a definição geral de conforto térmico (Sookchaiya *et al.*, 2010).

O conforto térmico desempenha um papel significativo no desempenho humano ao nível físico e mental (Lawal *et al.*, 2011). Um estudo revelou que o desconforto térmico pode causar efeitos na saúde emocional pela alteração psicológica, depressão e ansiedade, bem como menor

saúde física que se manifesta por doenças cardíacas, insónias, dor de cabeça, fadiga e tédio (Markus *et al.*, 1980). Neste contexto, o conforto térmico assume uma enorme relevância para a saúde e bem-estar das pessoas, tendo grande influência no nível da concentração desejada para um bom desempenho das tarefas (Ferreira Cunha, 2012).

O primeiro método de avaliação de conforto térmico associado ao balanço térmico corporal foi proposto por Fanger, que desenvolveu uma equação de conforto térmico ótimo, deduzida a partir da taxa metabólica, do isolamento de vestuário e das condições ambientais (Fanger, 1970). Na sequência do seu trabalho, definiu uma escala de sensação térmica para traduzir o grau de desconforto associado às diferentes combinações das variáveis ambientais e pessoais testadas num clima arbitrário.

Assim, o parâmetro de conforto térmico é avaliado com base em dois índices: PMV (*Predicted Mean Vote*) e PPD (*Predicted Percentage of Dissatisfied*). O PMV estima, com base numa tabela quantitativa (Quadro 2.4) o conforto térmico de cada ocupante para calcular o voto médio. O PPD prevê a percentagem de um grande grupo de pessoas que possam sentir-se "ligeiramente quente" ou "ligeiramente frio" de 10% para o PPD (Peeters *et al.*, 2009).

Quadro 2.4 - Escala de sensação térmica.

Voto	Sensação térmica
-3	Muito frio
-2	Frio
-1	Ligeiramente frio
0	Neutralidade térmica
1	Ligeiramente quente
2	Calor
3	Muito calor

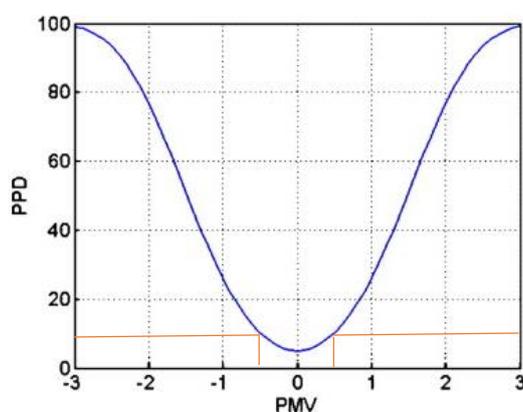


Figura 2.4 – Relação entre o PPD e PMV. Fonte: Peeters *et al.* 2009.

A Figura 2.4 mostra que um PPD de 5% e um PMV de 0 indica a impossibilidade de satisfazer todas as pessoas. Os insatisfeitos são definidos como aqueles que votam fora da faixa de -1 (ligeiramente frio) e +1 (ligeiramente quente). A zona de conforto está representada para um PMV de -0,5 e de 0,5 com um PPD de 10%. Os satisfeitos encontram-se dentro desta faixa por não apresentarem uma situação de desconforto acentuada (Peeters *et al.* 2009).

Segundo Peeters *et al.* (2009), o método de Fanger não é adequado para edifícios de habitação, uma vez que existe uma forte dependência de fatores meteorológicos, como o caso das temperaturas exteriores. Neste sentido, as temperaturas de conforto devem ser relacionadas com a temperatura exterior em diferentes estações do ano e clima local. Por outro lado, também é afetado por fontes de calor e superfícies mais frias dentro de uma habitação (Ormandy & Ezratty, 2012). Num edifício residencial existem três zonas diferentes com exigências distintas em termos de conforto térmico, como as casas de banho, quartos e restantes divisões (Peeters *et al.*, 2009).

As principais normas existentes na área de conforto térmico em edifícios foram elaboradas pela ISO (*International Organization for Standardization*), pela ASHRAE e a CEN (*European Committee for Standardization*). Assim, a ISO elaborou a norma internacional ISO 7730:2005 que utiliza os índices PMV e PPD para prever a sensação térmica das pessoas expostas a ambientes térmicos moderados, bem como para especificar as condições ambientais aceitáveis para o conforto térmico. Esta norma impõe um máximo de 20% de pessoas desconfortáveis num ambiente interior para apresentar condições aceitáveis de conforto térmico e ainda outras regras como as mencionadas no Quadro 2.5.

Quadro 2.5 – Condições de conforto térmico pela ISO 7730:2005.

Parâmetro de conforto	Condição de conforto
Temperatura de janelas ou outra superfície vertical fria	Assimetria da temperatura radiante deve ser inferior a 10°C em relação a um plano vertical de 0,6 m acima do chão.
Velocidade do ar	No inverno deve ser inferior a 0,15 m/s, com temperaturas entre 20 a 24°C.
Temperatura do ar	Diferença de temperatura acima do chão de 1,1 m e 0,1 m não deve exceder 3°C
Temperatura do chão	19 a 26°C, exceto para pavimentos radiantes que podem atingir os 29°C

Entre muitas versões publicadas pela ASHRAE, o padrão mais recente sobre o conforto térmico é a ASHRAE Standard 55-2013, intitulada por *Thermal Environmental Conditions for Human Occupancy*. Esta identifica vários fatores que influenciam o conforto térmico e a percepção das condições térmicas por parte dos ocupantes, tais como a temperatura e a humidade relativa. Também define normas que pretendem alcançar condições térmicas em que pelo menos 80% dos ocupantes de um edifício se sintam confortáveis.

Já a norma EN 15251:2007, publicada pela CEN, para além do conforto térmico aborda ainda a qualidade do ar, iluminação e acústica em edifícios. Esta ressalva que as temperaturas interiores de conforto dependem de uma variável designada por temperatura média exterior exponencialmente ponderada (Almeida, 2010).

Além de afectar o conforto térmico, a temperatura e a humidade influenciam também as concentrações de alguns poluentes do ar interior (US-EPA, 1995; The Government of the Hong Kong, 2003). Por este motivo, é relevante descrever estes dois parâmetros físicos com mais detalhe.

2.5.1.1. Temperatura

Este parâmetro físico tem o efeito mais direto sobre o conforto térmico, sendo a componente mais significativa para avaliar o nível de conforto em habitações, que depende não só da temperatura ambiente em geral, mas também da distribuição irregular do calor e da radiação por parte da iluminação e equipamentos elétricos. A temperatura é ainda influenciada por fatores como os equipamentos de ventilação, pela incidência de calor solar, humidade e movimento do ar (BPIE, 2015). Contudo, dependendo da altura do dia, há diferentes gradientes de temperatura vertical e horizontal numa divisão de uma habitação. A temperatura do ar interior varia de divisão para divisão, dependendo do seu uso e orientação (Ormandy & Ezratty, 2012).

O nível da temperatura para que as pessoas se sintam confortáveis dependerá dos níveis de atividade, a adequação do vestuário, idade e temperatura corporal que irá variar de indivíduo para indivíduo, e pelas temperaturas exteriores de variabilidade sazonal. Por esta razão, a temperatura fornece-nos a percepção de qualidade do ar e sensação de desconforto (The Government of the Hong Kong, 2003). Ressalva-se ainda que para estabelecer uma condição óptima de temperatura para o interior de uma habitação, deve-se ter em conta a percepção de conforto de toda a família, sendo esta uma tarefa difícil, uma vez que para cada indivíduo a sensação de conforto varia.

Segundo orientações da OMS, o conforto térmico está intimamente ligado à saúde (Ormandy & Ezratty, 2012). Um ar interior muito frio ou muito quente é altamente insalubre visto que as temperaturas interiores extremas são um sério problema de saúde (Healy, 2003; Kosatsky, 2005).

As temperaturas muito elevadas, associadas a um grau de humidade também elevado, influenciam o crescimento microbiano, como fungos e bactérias (FPP, 2015). Um ar quente e seco, ou muito frio e húmido, são desfavoráveis para o aparelho respiratório e podem facilitar o aparecimento de infeções respiratórias bem como a ocorrência de episódios de agudização em doentes com asma. O excesso de calor afeta negativamente a saúde das pessoas que sofrem de doenças cardiovasculares, diabetes, Parkinson, Alzheimer e epilepsia (Ormandy & Ezratty, 2012)

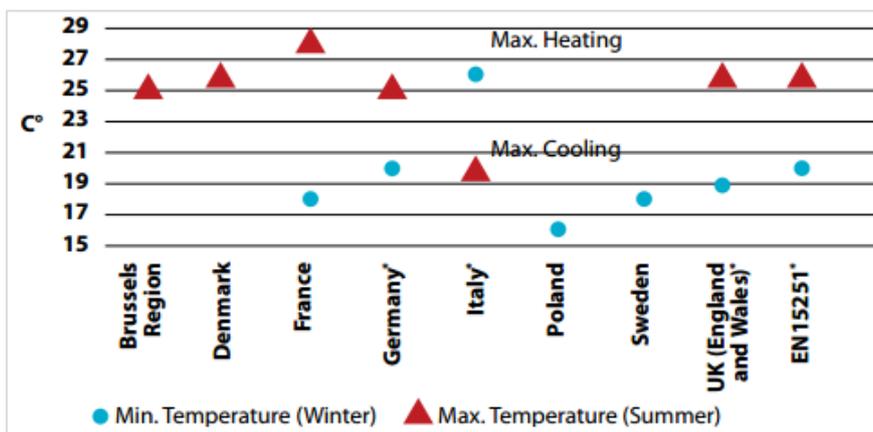
Segundo Peeters *et al.* (2009), numa habitação o conforto térmico varia de divisão para divisão. Para a estação de Inverno, observou-se que as temperaturas mínimas de conforto térmico são fixas, contudo, para as temperaturas máximas, na estação de verão, o caso era diferente. Estas variavam de acordo com a temperatura exterior, porém a temperatura máxima, numa habitação, proporcionava mais desconforto aos ocupantes do que em relação à temperatura mínima. Apresenta-se no Quadro 2.6 a faixa do conforto térmico para habitações referente ao parâmetro da temperatura.

Quadro 2.6 – Faixa de conforto termico para habitações [Peeters *et al.*, 2009].

Divisão da habitação	Temperatura (°C)
Quartos	min 16°C - Inverno máx 26°C * - Verão
Casa de banho e outras divisões	min 18°C - Inverno máx 30°C * - Verão

* Limites superiores de temperatura interior diferem dependo da temperatura do ar exterior.

Porém, as temperaturas estabelecidas vão depender da localização geográfica da habitação. Na Europa os valores das temperaturas mínimas e máximas variam de país para país, por exemplo 16°C de temperatura mínima para a Polónia (caso inverno) e 28°C de temperatura máxima para a França (caso verão). A Figura 2.5 apresenta uma visão geral dos requisitos ou recomendações para diversos países da Europa relacionadas com a temperatura mínima e máxima do ar interior.



*Alemanha: até 27°C no verão, dependendo da região (de 25°C a 27°C).

*Itália: limites para aquecimento e arrefecimento para reduzir o consumo de energia (nenhum indicador de conforto térmico).

*Suécia: valores variam dependendo do grupo ocupante.

*Reino Unido: valores variam dependendo do uso das divisões.

*EN 1521: recomendação de valores de referência.

Figura 2.5 - Requisitos de temperatura na Europa. Fonte: BPIE, 2015.

A nível internacional, a ISO 7730 indica como aceitável pelos ocupantes intervalos de temperatura entre os 23°C e os 26°C para espaços interiores excepto habitações. Contudo, para Portugal, a Fundação Portuguesa do Pulmão estabelece um intervalo entre os 20 a 24°C para o interior de habitações (FPP, 2015).

2.5.1.2. Humidade Relativa

Tal como a temperatura, a humidade relativa é um parâmetro físico que afeta o crescimento microbiano, como ácaros, fungos e bactérias. Esta é expressa em percentagem e representa a quantidade de água presente no ar em relação ao seu valor máximo (100%). Várias investigações científicas foram desenvolvidas nas últimas décadas sobre esta temática a fim de identificar os efeitos para a saúde humana e estabelecer um intervalo ótimo que promova um ambiente mais saudável para o ar interior.

Em 1986, em Portugal, surgiu o Decreto-lei 243/86 de 20 de agosto, sobre as condições nos locais de trabalho, que estabeleceu um intervalo ótimo de humidade relativa de 50-70%. Contudo, um estudo desenvolvido verificou que o intervalo ideal de humidade, considerando os efeitos para a saúde, era entre 40 a 60% (Arundel *et al.*, 1986). Mais recentemente, a norma ISO 7730 definiu um intervalo ótimo de 30-60%. Porém, estudos realizados revelam que controlar a humidade relativa abaixo de 50% inibe o crescimento microbiano de fungos, ácaros e bactérias (Pegas *et al.*, 2011). Assim, algumas organizações, como a US-EPA, já consideram o intervalo

ideal para humidade de 30-60% mas com preferência ser menor que 50%. O intervalo de 30-50% de humidade é geralmente recomendado para habitações (US-EPA, 2010).

Os problemas de humidade são outra fonte comum de poluição do ar interior. O crescimento microbiano é responsável pela emissão de esporos, células, fragmentos e compostos orgânicos voláteis (COVs), comprometendo a QAI e contribuindo para efeitos adversos na saúde (APA, 2010; US-EPA, 2010). Os COVs emitidos a partir do crescimento microbiano são conhecidos como a libertação de odor. Os valores baixos de humidade promovem o aumento de sintomas de pele (seca, erupção cutânea), irritação nos olhos e ressecamento nasal, e para temperatura altas estes efeitos podem agravar-se. Para uma humidade excessiva surgem problemas de bolor promovidos pelo crescimento microbiano (Reinikainen & Jaakkola, 2001; Reinikainen & Jaakkola, 2003; CCRSA, 2008). Contudo, de acordo com a OMS, os fungos não se desenvolvem abaixo de uma humidade relativa de 75% dentro de um intervalo de temperatura de 5-40°C. Por outro lado no caso de ácaros, o seu desenvolvimento exige uma humidade superior a 45-50% (WHO, 2009).

A humidade também influencia a degradação química dos materiais podendo assim contribuir para emissões de produtos de degradação para o ar interior, sendo que uma ventilação inadequada pode ainda aumentar o nível dessas concentrações (Bornehag *et al.*, 2005).

Em habitações, a humidade relativa está relacionada com diferentes fatores, nomeadamente com a estrutura do edifício (por exemplo, a falta de isolamento), as atividades humanas (por exemplo, a confeção de alimentos e tomar banho) ou as atividades que envolvem a libertação de vapores para os materiais de construção (Bornehag *et al.*, 2005). O teor de humidade elevado em habitações pode estar também relacionado com a diminuição da temperatura devido a condições reduzidas de aquecimento e manutenção devido a menores condições económicas, promovendo o desenvolvimento de bolores (Reboux *et al.*, 2009). Em habitações, produz-se em média cerca de 10L de humidade por dia (Spengler *et al.*, 2001).

Os efeitos adversos associados à saúde vão desde a irritação de mucosas, sintomas respiratórios e infeções por doenças permanentes, tais como asma e alergia. Os sintomas gerais, tais como febre, fadiga, dores de cabeça, dermatite e dificuldade de concentração também foram relatados. No entanto, a maioria dos efeitos para a saúde são as do sistema respiratório, especialmente em crianças (US-EPA, 2010; WHO, 2009).

2.5.2. Ventilação e taxa de renovação do ar

O fluxo de ar num edifício é identificado como um parâmetro de conforto tendo como componentes a deslocação do ar por convecção e por ventilação (APA, 2010). O movimento de convecção é o processo pelo qual uma massa de ar se movimenta pela diferença de densidades. Por outro lado, a ventilação potencializa-se por meio da renovação e filtragem do ar permitindo diluir e remover os poluentes interiores. Permite ainda melhorar a produtividade, saúde e conforto dos ocupantes (Sundell *et al.*, 2004; Sundell *et al.* 2011). Uma ventilação insuficiente pode aumentar os níveis de poluentes no interior, não trazendo ar exterior suficiente que permita diluir as emissões de fontes de poluição no interior das habitações, bem como promover o seu transporte para o exterior (US-EPA, 1995).

2.5.2.1. Tipos de ventilação

O processo de ventilação funciona pela retirada do ar saturado dos edifícios ocorrendo a entrada de ar exterior, bem como uma mistura de ar por todas as partes do edifício (Pinho, 2011). Desta forma, a renovação do ar dentro de um edifício pode ser realizada por diferentes tipos de ventilação: natural, mecânica e híbrida (US-EPA, 2009; Gomes, 2010; Nascimento, 2011; Rodrigues, 2013), descritas no Quadro 2.7.

Quadro 2.7 – Tipos de ventilação que permitem controlar a QAI.

Tipo de ventilação	Descrição
Natural	Fluxo de ar induzido pela diferença de pressão e/ou temperatura entre a zona interior e exterior de qualquer abertura. Exemplo: portas, janelas, frinchas, chaminés ou aberturas específicas para a ventilação.
Mecânica	Induz a renovação do ar através de sistemas mecânicos.
Híbrida	Combinação entre a ventilação natural e a mecânica consoante determinados critérios (e.g. clima, condições meteorológicas).

A ventilação natural apresenta como principal desvantagem as flutuações que proporciona na temperatura e humidade relativa devido à constante mudança das condições de temperatura e vento no ambiente exterior (Etheridhe, 2012). Em edifícios podem surgir três tipologias de ventilação natural: ventilação de um só lado, ventilação cruzada e ventilação por efeito de chaminé (Rodrigues, 2013), como apresentado no Quadro 2.8.

Quadro 2.8 – Tipos de ventilação natural.

Tipo de ventilação	Descrição
Ventilação de um só lado	Este tipo de ventilação natural é o mais comum em edifícios, sendo o mecanismo reponsável pela circulação do ar o diferencial de temperatura (Rodrigues, 2013). Quanto maior for a diferença de temperatura no exterior e interior maior será a quantidade de ar renovado (Larsen <i>et al.</i> , 2008).
Ventilação cruzada	A renovação do ar é realizada por aberturas em locais opostos do edifício. Com a combinação de diferentes tipos de aberturas (e.g. janelas, portas) ocorre diferentes taxas de renovação do ar pela diferença de pressão entre o interior e o exterior do espaço fechado (Shen <i>et al.</i> , 2012; Rodrigues, 2013). Contudo, a presença de mobiliário pode afetar a ventilação (Chu e Chiang, 2013).
Ventilação por efeito chaminé	A circulação do ar é realizada pelo movimento de convecção tendo influência da ação do vento e da diferença de pressões provocada pela temperatura do exterior e interior (Rodrigues, 2013). O ar quente acaba por ser expelido para o exterior através de uma abertura situada mais acima (e.g. teto).

Em regiões vulneráveis, como o Sul da Europa, onde a maioria dos edifícios residenciais ainda depende de ventilação natural, as influências sobre o conforto térmico podem ser significativas com riscos para a saúde, bem-estar bem como também promover maior consumo de energia para aquecimento (Barbosa *et al.*, 2015). Por outro lado, a QAI pode ser ainda controlada por sistemas de ventilação mecânica, quer através de uma estratégia de controlo na fonte emissora como através da implementação de estratégias de ventilação adequadas (Amaral, 2008):

- **Exaustão localizada:** extracção dos poluentes junto à fonte emissora;
- **Diluição:** diluição da concentração dos poluentes interiores através da insuflação de ar novo no espaço e consequente extracção do ar interior "viciado";
- **Remoção:** remoção dos poluentes interiores por filtragem.

A ventilação surge como uma estratégia fundamental no controlo da QAI, devendo privilegiar-se a extracção localizada, em habitações, na presença de fontes de emissão intensas e pontuais, como na cozinha pela confeção de alimentos e na sala pela queima de combustível sólido (biomassa) (Amaral, 2008). Dois métodos de ventilação podem ser usados na maioria dos edifícios de habitação, tais como a ventilação geral e ventilação local (US-EPA, 2009):

- **Ventilação geral:** traz ar exterior para o interior de casa, promovendo a circulação do ar em toda a casa, e expulsa o ar poluído para o exterior. Embora limitado pelo tempo, este método remove ou dilui poluentes do ar interior, reduzindo assim o nível de contaminantes e melhorando a QAI. Atenção especial deve ser dada ao ar exterior utilizado para ventilação, devendo ser de qualidade aceitável e não conter poluentes em quantidades que sejam consideradas questionáveis ou prejudiciais;
- **Ventilação localizada:** realiza-se por meio de exaustores em casas de banho e cozinhas, removendo o excesso de humidade e poluentes impedindo que se espalhem para outras áreas da habitação.

Portanto, o fluxo de ar é influenciado pela ação combinada do sistema mecânico (controlado) e do sistema natural (forças não controladas) (APA, 2010). Atualmente, os padrões de ventilação são baseados principalmente em dados que dizem respeito à percepção da QAI pelos ocupantes, e não em aspetos relacionados com o risco de exposição aos poluentes interiores, com consequências para a saúde a curto e longo prazo (Sundell *et al.*, 2011). Porém, o sistema de ventilação mecânico pode constituir uma fonte de riscos para a saúde, como o caso do crescimento microbiano e emissões de COVs causados pela acumulação de partículas nos sistemas de ventilação devido à ausência de manutenção dos equipamentos ou uma manutenção deficiente (APA, 2010).

2.5.2.2. Taxa de renovação do ar

A taxa de renovação do ar é definida como o caudal horário de ar novo que é fornecido para o espaço interior permitindo a renovação do ar do edifício ou fração autónoma, deve ser calculada de acordo com a seguinte expressão (1):

$$Rph = \frac{Q}{V} [h^{-1}] \quad (1)$$

Sendo que:

Q – Caudal de ar novo em m³/h;

V – Volume interior da fração autónoma em m³.

A título de exemplo para uma cozinha com um volume de interior de aproximadamente 67 m³ e utilizando um valor *standard* de 300 m³/h para o caudal de extração de ar (Vaz, 2012). Nestas condições o valor da Rph para a cozinha é de 4,5 h⁻¹, ou seja, se o exaustor da cozinha estiver ligado durante 1 hora consegue extrair 4,5 vezes o volume da cozinha e a cada 13 minutos é renovado o ar. Se porém se considerar que o exaustor da cozinha opera apenas 2 h/dia correspondendo a 13% do tempo total então a taxa de ventilação considerada é de 0,6 h⁻¹:

$$Rph = 0,13 * \frac{300}{67} = 0,6 \text{ h}^{-1}$$

O caudal mínimo de ar novo que garante a diluição da carga de poluentes depende das dimensões do espaço, do número de ocupantes, da taxa de metabolismo dos ocupantes, do tipo de atividades desenvolvidas no espaço interior, próprio edifício e tipo de materiais usados na construção, do perfil horário de ocupação do espaço e do perfil horário de ventilação do espaço (Portaria n.º 118/2013).

Para garantir o conforto térmico através da ventilação, isto é, valores ideais de temperatura e humidade relativa, é necessário mensurar a taxa adequada do fluxo de ar, mantendo o equilíbrio entre a temperatura e a pressão dos ambientes (exterior e interior) (APA, 2010; Gomes, 2010; Pinho, 2011).

As taxas de renovação de ar entre o interior e o exterior são, atualmente, 10 vezes mais baixas do que há 30 anos atrás, conduzindo a um conseqüente aumento da humidade e de poluentes químicos e biológicos no interior dos edifícios (EFA, 2004; US-EPA, 2014b). Em média, quatro renovações de ar por hora num edifício, fornecem uma circulação de ar adequada, bem como uma dispersão contínua dos poluentes (APA, 2010).

Várias revisões de literatura têm sido publicadas sobre os efeitos da ventilação na saúde humana, chegando à conclusão que as baixas taxas de renovação do ar podem agravar significativamente os resultados na saúde, principalmente a **Síndrome do Edifício Doente** (SED) (Mendell, 1993; Godish e Spengler, 1996; Seppänen et al, 1999; Wargocki *et al.*, 2002). As taxas de renovação do ar elevadas em escritórios, até cerca de 25 l/s por pessoa, estão associados à redução de prevalência de sintomas da SED (Wargocki *et al.*, 2002; Sundell *et al.*, 2011).

A revisão da literatura realizada por Sundell *et al.* (2011) demonstrou que em edifícios de habitação:

- Baixas taxas de ventilação estão associadas a uma maior prevalência de rinite, sibilância e eczema;
- Ocorrência de associações significativas entre a taxa de ventilação baixa e a alta humidade do ar interior e condensação em vidros das janelas;
- Dependendo se a origem de NO₂ é interior (e.g. gás de cozinha) ou exterior (e.g. veículos automóveis), o aumento na taxa de ventilação pode tanto diminuir ou aumentar a concentração deste poluente no interior das habitações;
- Níveis maiores de CO₂ em residências é um fator de risco para sintomas de asma;
- Associações entre a obstrução brônquica e fontes de poluição do ar interior foram reforçadas em habitações com baixa taxa de renovação do ar.

2.5.3. Contaminantes do ar interior e efeitos na saúde

Os poluentes que comprometem a QAI numa habitação são provenientes de uma diversidade de fontes emissoras, como apresentado no Quadro 2.9. O número de potenciais poluentes no interior de edifícios residenciais é significativo, e até mesmo em baixos níveis de concentração pode causar problemas de saúde se os efeitos forem combinados (Silva, 2012).

Quadro 2.9 – Parâmetros físicos, químicos e biológicos e fontes emissoras que afetam a QAI.
(Fonte: US-EPA, 2008; APA, 2010; Campos *et al.*, 2010)

	Parâmetros	Fonte emissora
Físicos	Temperatura e valores extremos de humidade	Colocação imprópria dos dispositivos de medição (termostatos), deficiente controlo de humidade, incapacidade do edifício de compensar extremos climáticos, número de equipamentos instalados e a densidade de ocupação.
	Radão	Solo de zonas graníticas, materiais de construção.
Químicos	Dióxido de Azoto (NO ₂)	Processos de combustão (aquecimento e confeção de alimentos).
	Dióxido de Carbono (CO ₂)	Número de ocupantes, queima de combustíveis fósseis, (gás, aquecedores, etc.), fumo do tabaco.
	Monóxido de Carbono (CO)	Emissões de veículos (garagens, entradas de ar), processos de combustão (aquecedores, esquentadores, fogões, lareiras, braseiras), fumo do tabaco.
	Material particulado (PM)	Fumo do tabaco, processos de combustão (aquecimento e confeção de alimentos), entradas de ar exterior, papel, isolamento de tubagens, resíduos de água, carpetes e alcativas, filtros de AVAC, limpezas.
	Compostos Orgânicos Voláteis (COV)	Equipamento eletrónico (fotocopiadoras, impressoras e computadores), revestimentos (carpetes, alcatifas, isolamentos acústicos e térmicos), mobiliário (aglomerados de madeira, espumas, material plástico), produtos de acabamento (tintas, vernizes, colas, adesivos, calafetagem, solventes) e materiais de construção, produtos de limpeza e desinfeção, produtos de higiene pessoal (cremes, loções, perfumes, lacas), produtos para aromatizar o ambiente (velas, incensos, <i>sprays</i> , óleos), processos de combustão (sistemas de aquecimento, fumo do tabaco), pesticidas.
	Benzeno (C ₆ H ₆)	Produtos derivados da madeira, fumo do tabaco.
	Naftaleno (C ₁₀ H ₈)	Fumo do tabaco, naftalina.
	Ozono (O ₃)	Fotocopiadoras, impressoras a laser, aparelhos de limpeza
	Formaldeído (CH ₂ O)	Desinfetantes, pesticidas, madeira prensada, contraplacado não selado, espumas de isolamento, materiais de construção, mobiliário, material têxtil, isolantes, adesivos, colas, tintas, carpetes, fumo do tabaco, papel químico, solventes de lacas e resinas.
Biológico	Matéria microbiana	Água estagnada em sistemas de AVAC, materiais molhados e húmidos, desumidificadores, condensadores das torres de arrefecimento (<i>chillers</i>), torres de refrigeração, pólen, alcatifas, bolores e ácaros, animais domésticos (cão e gato).

Neste subcapítulo pretende abordar-se somente os poluentes mais relevantes para o desenvolvimento experimental deste estudo. Assim, a caracterização da QAI deverá ter em conta os seguintes parâmetros químicos: dióxido de carbono, monóxido de carbono, ozono, compostos orgânicos voláteis, formaldeído e partículas em suspensão (PM₁₀ e PM_{2,5}).

2.5.3.1. Dióxido de carbono (CO₂)

Também designado por gás carbônico, é incolor e inodoro sendo o principal gás de efeito de estufa emitido por atividades humanas e também presente naturalmente na atmosfera como parte do ciclo do carbono. Este é produzido durante e pela combustão incompleta (exemplo, lareiras na queima de madeira), mas também pela respiração humana. Em ambientes interiores o CO₂ surge sobretudo pelo metabolismo dos seres humanos, sendo libertado a uma taxa de cerca de 0,3L/min ao realizar tarefas leves, variando em função da atividade física e da idade, bem como pelos animais e microorganismos (APA, 2010).

Os níveis de CO₂ são amplamente utilizados como indicadores da taxa de ventilação. Por outro lado, este gás pode ser reduzido significativamente apenas por ventilação do edifício, sendo que o grau de ventilação necessária para o manter abaixo dos níveis aceitáveis, ajuda a reduzir os níveis de outros poluentes no interior contribuindo para a melhoria da QAI (APA, 2010). A tendência nos últimos anos para minimizar a ventilação dentro das habitações, a fim de reduzir o consumo de energia para aquecimento e arrefecimento pode levar a aumentos nos níveis de CO₂ com conseqüente deterioração geral da QAI.

Em diversos estudos, os fatores de conforto foram correlacionados com as concentrações de CO₂. Esses estudos sugerem que as concentrações de CO₂ acima de 1800 mg/m³ (1000ppm) são indicativos da existência de um fornecimento inadequado de ar. Contudo, recomenda-se que as suas concentrações não excedam 1100 mg/m³ (600 ppm) (WHO, 2010; EEA, 2013). Normalmente, as concentrações de CO₂ têm sido um indicador geral da QAI residencial.

As elevadas concentrações deste gás, associadas a uma baixa taxa de ventilação, promovem um aumento da prevalência de sintomas adversos na saúde como dores de cabeça, fadiga, congestão, náuseas e vertigens (APA, 2010; WHO, 2010; EEA, 2013). Porém, de acordo com Fisk (2000) uma deficiência da taxa de ventilação pode estar associada a um aumento de doenças respiratórias. Segundo Apte *et al.* (2000) os elevados níveis deste gás em ambientes interiores estão correlacionados com os sintomas da SED.

2.5.3.2. Monóxido de carbono (CO)

Este é um gás nocivo, incolor e inodoro comum em ambientes exteriores e interiores sendo um produto da combustão incompleta de combustíveis fósseis e de biocombustíveis. É considerado um contaminante tóxico do ar interior pelos efeitos adversos que tem para a saúde humana. O CO interfere com a libertação de oxigénio no corpo pois combina-se com a hemoglobina no sangue, reduzindo o transporte do oxigénio para as células do corpo, sendo este o mecanismo de toxicidade (APA, 2010; WHO, 2010; Sykes & Walker, 2015). Assim, o CO promove efeitos adversos na saúde tanto para o sistema cardiovascular como para o sistema nervoso central (Zhao *et al.*, 2015).

Em concentrações baixas, este gás provoca fadiga em pessoas saudáveis e dor no peito em pessoas com doenças cardíacas. Em concentrações mais elevadas tem influência na visão, prejudica a coordenação bem como promove sintomas de dores de cabeça, tonturas, confusão e náusea. Pode causar sintomas de gripe que desaparecem depois de sair de casa. Para níveis elevados no sangue privam o cérebro de oxigénio e causam náusea, inconsciência e pode levar à morte (US-EPA, 2008). Promove ainda baixo desempenho na aprendizagem e dos níveis de concentração (Jones, 1999). Os sintomas como depressão, ansiedade, irritabilidade, infeções recorrentes, perda de memória e mudanças de cabelo são notificados com maior frequência a exposições 'crónicas' (Sykes & Walker, 2015).

Um estudo realizado por Levy (2015) relaciona a exposição ao CO com o desenvolvimento neurológico, revelando que este gás pode ser considerado uma neurotoxina e uma ameaça à saúde pública. Os bebés e crianças são o grupo sensível que parece ser especialmente vulnerável à neurotoxicidade deste gás, devido à suscetibilidade do cérebro durante períodos críticos de desenvolvimento e do potencial de exposição, tanto durante o desenvolvimento fetal, como do desenvolvimento pós-natal.

A norma ASHRAE Standard 62-1989, estabelece um limite de exposição, para uma média de 8 horas, para a qual a concentração de CO não deve exceder os 9 ppm. No entanto, valores superiores a 5 ppm indicam a presença indesejável de poluentes de combustão (APA, 2010).

Em habitações, a presença deste poluente deve-se sobretudo ao fumo de tabaco, a equipamentos a gás, aquecedores a óleo, gás e querosene (ou parafina), as lareiras bem como a outros equipamentos em que ocorra combustão (WHO, 2000; Jones, 1999).

2.5.3.3. Ozono (O₃)

É um gás que existe tanto na atmosfera superior como ao nível do solo, sendo benéfico ou nefasto consoante a sua localização. O O₃ é um dos gases naturais que compõem a atmosfera superior e constitui a camada do O₃ permitindo manter as temperaturas ótimas no planeta, além disso protege-nos dos raios UV do sol. É, portanto, indispensável para a vida na Terra. Porém, também pode ser formado ao nível do solo quando a luz solar interage com a poluição, e este é um ingrediente chave para a poluição com origem urbana. Designado de ozono troposférico é transportado a longas distâncias e apresenta níveis elevados na Primavera e Verão. Os seus precursores são NO_x, CO e COV. O ozono troposférico é um dos poluentes que levanta maiores preocupações à escala nacional e europeia (WHO, 2001; EEA, 2015).

Em habitações, o seu nível de concentração é geralmente menor do que no ar exterior, não sendo portanto, um poluente típico do ar interior. No entanto, induz efeitos na saúde desde tosse, desconforto no peito, falta de ar, bem como irritação dos olhos, nariz e garganta (APA, 2010; EEA, 2015). Em concentrações normais, as reações do O₃ com determinadas moléculas orgânicas encontradas em ambientes interiores, podem gerar produtos com um tempo de vida curto que são altamente irritantes, podendo ter toxicidade crónica ou ser cancerígenos (APA, 2010). Os efeitos agudos de curto prazo incluem sintomas respiratórios, tais como alterações da função pulmonar, o aumento da capacidade de resposta das vias aéreas e inflamação das vias aéreas (WHO, 2001). A exposição ao O₃ também está associada com o aumento de internamentos hospitalares por causas respiratórias e asmáticas (como também para o CO) (WHO, 2001).

2.5.3.4. Compostos Orgânicos Voláteis (COV)

Os COV são produtos químicos orgânicos presentes no ar interior contendo carbono, ou seja, hidrocarbonetos voláteis. Também são um subconjunto de compostos com ponto de ebulição cujas gamas de variação vão de 50-100 °C a 240-260 °C (Jones, 1999), e podem ser aldeídos, cetonas, bem como outros hidrocarbonetos leves (US-EPA, 1995). Os COV provêm de um grande número de fontes interiores como já mencionada no Quadro 2.9.

O ar interior contém tipicamente muitos COV, mas a maioria está presente em baixas concentrações. O ar exterior é também uma fonte de COV para os espaços interiores. Estes poluentes são facilmente reduzidos através da instalação de equipamentos de queima mais eficientes (Fernandes, 2012). A OMS classificou os compostos orgânicos no ar em 4 grupos de acordo com as gamas de ponto de ebulição, como apresentado no Quadro 2.10.

Quadro 2.10 – Classificação dos compostos orgânicos em espaços interiores. Adaptado de APA, 2010.

Categoria	Descrição	Abreviatura	Gama de ponto de ebulição (°C)	Meio de amostragem geralmente usado nos estudos de campo
1	Compostos orgânicos muito voláteis (gasosos)	COMV	<0 a 50-100	Recolha em Canisters, adsorção em meio sólido
2	Compostos orgânicos voláteis	COV	50-100 a 240-260	Recolha em Canisters, por adsorção em meio sólido
3	Compostos orgânicos semi-voláteis	COSV	240-260 a 380-400	Adsorção em espuma de poliuretano ou XAD-2
4	Compostos orgânicos associados à matéria particulada ou a matéria orgânica particulada	MOP	>380	Recolha em filtros

* Os compostos polares aparecem no limite superior da gama.

Os COVs incluem uma ampla variedade de substâncias, algumas das quais podem ter efeitos adversos à saúde a curto e longo prazo, enquanto outros não são perigosos. O impacto na saúde humana está ligada à concentração e ao tempo gasto dentro do ambiente interior (APA, 2010). No caso de alguns produtos de limpeza que contêm extratos de terpenos e citrinos, os quais reagem rapidamente com o O₃, libertando substâncias químicas irritantes e partículas finas e ultrafinas, agressivas para os pulmões (FPP, 2015). Em elevadas concentrações, muitos COVs são narcóticos e podem deprimir o sistema nervoso central (Jones, 1999).

Os principais efeitos na saúde registados são, por ordem decrescente de frequência de sintomas, a irritação da garganta, dores de cabeça, distúrbios visuais, lesões do fígado e dos rins e aumento do risco de cancro (APA, 2010). Alguns COV interiores são tóxicos em níveis elevados e alguns, como o benzeno e CH₂O, podem ser cancerígenos (Wolkoff *et al.*, 2010). A exposição a concentrações elevadas pode provocar a redução da concentração e desempenho, enquanto que a exposição crónica pode resultar no aparecimento de asma e doenças cardíacas (Bernstein *et al.*, 2008).

2.5.3.5. Formaldeído (CH₂O)

O CH₂O é um gás incolor sendo uma substância química amplamente utilizada pela indústria para o fabrico de materiais de construção e vários produtos de uso doméstico. Também é um subproduto da combustão e de processos naturais. Assim, pode estar presente em concentrações substanciais tanto no interior como no exterior. O CH₂O é um típico COV presente em espaços interiores, sendo que a sua concentração depende da ventilação, da temperatura exterior e interior e da humidade (APA, 2010). Em ambientes interiores, os baixos níveis de CH₂O são muito comuns; no entanto, a sua concentração no ar interior é superior à do ar exterior. Quando existe em níveis elevados pode ser detectado por um cheiro forte (WHO, 2001; US-EPA, 2008; APA, 2010). Em habitações, a concentração média deste poluente é, geralmente, inferior a 0,05 mg/m³, à excepção de edifícios novos ou com grandes superfícies em madeira, em que as concentrações podem ser superiores a 0,1 mg/m³ (Wolkoff *et al.*, 2010). O fumo do tabaco também é uma fonte de CH₂O em espaços interiores (WHO, 2001).

As concentrações inferiores a 0,01 mg/m³ têm sido assinaladas por afetar indivíduos sensíveis (APA, 2010). Em relação aos efeitos na saúde, este poluente é um irritante, e a exposição a altas concentrações pode causar sensação de secura nos olhos, nariz e garganta. A exposição a longo prazo a concentrações moderadas (em níveis mais baixos do que aqueles que causam irritação) pode também estar associada a sintomas respiratórios e sensibilidade alérgica, especialmente em crianças. Em concentrações muito elevadas, pode causar cancro na cavidade nasal (APA, 2010; WHO, 2001).

2.5.3.6. Material particulado (PM)

As partículas são suficientemente pequenas para serem transportadas pelo ar e, por conseguinte, serem respiradas pelas pessoas. São definidas como a matéria em suspensão no ar, com um diâmetro aerodinâmico entre 0,005 e 100 µm (PM_x) e em ambientes interiores podem transportar organismos vivos como vírus, fungos e bactérias (APA, 2010).

Este tipo de poluente pode ser definido consoante as suas dimensões aerodinâmicas, em dois tipos: partículas grosseiras cujas dimensões são superiores a 2,5 µm, e por partículas finas representadas por PM_{2,5}, com dimensões inferiores a 2,5 µm. Para estas últimas, tem surgido uma preocupação acrescida uma vez que podem ser inaladas, acabando por se introduzir nos pulmões onde causam efeitos agudos ou crónicos na saúde, sendo um dos poluentes atmosféricos mais graves em termos de saúde pública (WHO, 2001).

As partículas grosseiras, entre 2,5 e 10 µm de diâmetro, normalmente não entram nos pulmões, ficando no trato respiratório superior. As partículas maiores do que 10 µm de diâmetro, ficam presas no nariz e na garganta e são expelidas pela tosse, espirros, ou pelo ato de engolir. As partículas respiráveis são diretamente emitidas para o ar interior por uma variedade de fontes, incluindo o fumo do tabaco, as reações de O₃ com emissões de fontes internas de COVs, condutas de fumo que são inadequadamente instalados ou mantidos, aparelhos de combustão sem ventilação, como fogões a gás e lareiras abertas. Esta categoria também inclui vírus e algumas bactérias (US-EPA, 2009).

As partículas podem ser diretamente emitidas como partículas primárias, no entanto podem surgir na atmosfera a partir de reações de oxidação e transformação a partir de substâncias precursoras, sendo então denominadas por partículas secundárias. Os principais precursores das partículas secundárias são o dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de azoto (NO_x), amoníaco (NH₃) e COVs (EEA, 2014).

O PM é proveniente de múltiplas fontes exteriores, nomeadamente do tráfego automóvel, indústria ou de eventos naturais (meteorologia, incêndios, erupções vulcânicas, sismos e intrusão de poeiras provenientes do norte de África). Nas zonas urbanas um grande problema ambiental está relacionado com as partículas inaláveis. Diversos estudos demonstram que concentrações de partículas provenientes do tráfego automóvel resultam de emissões diretas do escape dos veículos, do desgaste dos pneus e dos travões, ou da ressuspensão das poeiras. Este último é o resultado do movimento dos veículos sobre esses materiais depositados na via, o que faz com que estes voltem a estar em suspensão e o facto de Portugal ser um país com clima seco, também favorece este efeito.

Já no interior de espaços fechados os níveis de concentração deste poluente podem ser superiores devido a uma ampla gama de fontes emissoras, como apresentado no Quadro 2.9. A Figura 2.6 apresenta uma estimativa dos meses reduzidos na esperança média de vida devido ao teor de partículas PM_{2,5}.

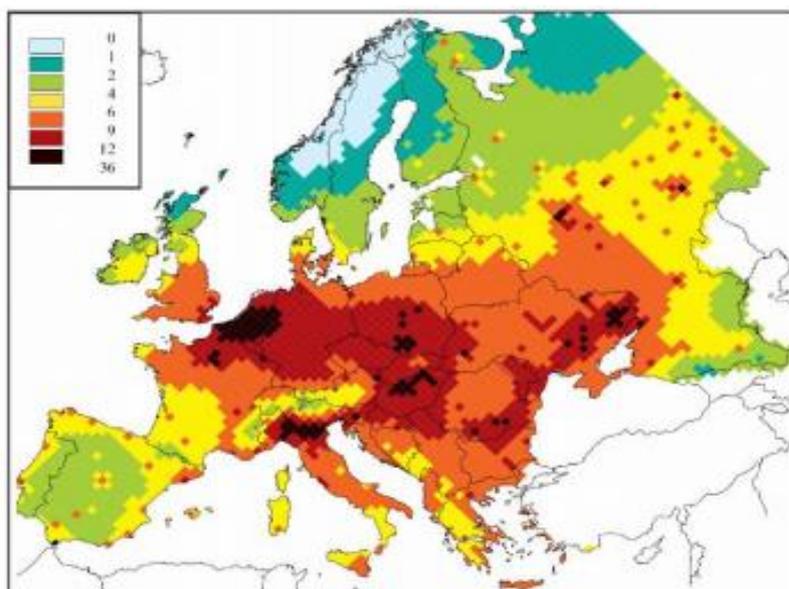


Figura 2.6 – Estimativa do número de meses reduzidos na esperança média de vida humana, devido aos teores de partículas (Fonte: European Commission , 2005).

Um estudo realizado por Canha *et al.* (2014) revelou que os níveis de partículas são mais elevados na estação de outono em escolas, estando correlacionado a problemas respiratórios. Os níveis mais elevados $PM_{2.5}$ e PM_{10} em ambientes interiores aumentam a possibilidade de existência de sintomas semelhantes à asma (Madureira *et al.*, 2015). Outros efeitos na saúde são sobretudo problemas nos olhos, nariz, irritação da garganta, infeções e bronquites respiratórias bem como cancro do pulmão (WHO, 2001). Os efeitos da exposição às partículas do fumo do tabaco vão desde as dores de cabeça a irritações de curta duração nos olhos, nariz e garganta, às doenças respiratórias e do coração, sobretudo nos grupos sensíveis, como as crianças e idosos (APA, 2010).

2.5.4. Fontes emissoras interiores

A QAI em edifícios de habitação é influenciada por uma diversidade de fontes emissoras que contribuem para a sua degradação promovendo riscos para os seus ocupantes. As fontes de poluição do ar interior libertam gases e/ou partículas sendo a principal causa de problemas de QAI em habitações (US-EPA, 1995). Neste subcapítulo irá abordar-se apenas as fontes emissoras relevantes para este estudo, nomeadamente fontes de combustão como lareiras, confeção de alimentos incluindo as torradeiras, bem como a influência da ocupação humana durante o sono. Outras fontes como a limpeza doméstica e produtos perfumados tais como velas, incensos, *sprays* e óleos aromáticos, foram também descritas por serem fontes de poluentes interiores relevantes em habitações.

2.5.4.1. Lareiras

O aquecimento doméstico é um elemento essencial de fornecimento de energia necessária por muitas pessoas no mundo. Mesmo com ampla disponibilidade de energia elétrica e gás natural, a utilização de combustíveis sólidos para aquecimento doméstico continua a ser uma prática comum na Europa. As emissões libertadas pela queima de madeira são fontes importantes de partículas e gases poluentes (Boleij & Brunekreef, 1989; US-EPA, 2008; WHO, 2015).

As emissões provenientes da combustão de qualquer tipo de combustível dependem diretamente da composição química do combustível e das condições de combustão, sendo que a queima incompleta dos combustíveis agrava as emissões de poluentes. Toda a madeira é constituída por várias formas de lenhina e celulose. Diferentes espécies arbóreas desenvolvem diferentes constituintes lenhosos durante o crescimento. A celulose fornece uma tela de suporte sendo reforçada por polímeros de lenhina. Composta por substâncias orgânicas (exemplo, ácidos) e substâncias inorgânicas (exemplo, minerais) (Ferreira, 2012). Contrariamente, os briquetes e *pellets* são produtos fabricados pela serragem de resíduos de madeiras. As grandes diferenças na composição do combustível são refletidas diretamente nos compostos emitidos durante a combustão (Rogge *et al.*, 1998).

A combustão é um processo químico que pela presença de oxigénio no ar produz radiação e calor (Fernandes, 2009). Os fatores importantes para a eficiência de combustão estão relacionados com o teor de humidade e o poder calorífico da madeira, como descritos em seguida:

- **Humidade:** O teor de humidade ótimo para minimizar as emissões de partículas durante a combustão da madeira é entre 20 e 30%. Se o teor de humidade é

demasiado elevado, uma quantidade apreciável de energia é necessária para vaporizar a água, provocando a diminuição da eficiência de combustão. Por outro lado, a madeira com um teor de humidade demasiado baixo, conduz à combustão incompleta com o aumento de formação de partículas (Core *et al.*, 1982, 1984). As espécies arbóreas apresentam um teor de humidade reduzido (Ferreira, 2012);

- **Poder calorífico:** define-se como sendo a quantidade de energia libertada na forma de calor durante o processo de combustão e existem duas formas: i) Poder Calorífico Superior – PCS, energia libertada na forma de calor após uma reação de oxidação; ii) Poder Calorífico Inferior – PCI, energia realmente disponível por unidade de massa de lenha, em forma de calor, após evaporação da água (Ferreira, 2012).

No Quadro 2.11 encontram-se os valores para o teor em humidade e poder calorífico para os diferentes tipos de combustíveis utilizados em lareiras no setor residencial. Em território nacional o pinheiro bravo, o sobreiro, o eucalipto e a azinheira são as quatro principais espécies (DGEG, 2011).

Quadro 2.11 – Teores de humidade e PCI por tipo de combustível.
[Adaptado de Fernandes, 2009 e Ferreira, 2012]

Tipo de combustível	Humidade (%)	PCI (kJ/kg)
Pinheiro	9,1	15000
Sobreiro	12,2	14226
Azinheira	8,7	14226
Eucalipto	11,3	16135
Carvalho	14,1	17541
Oliveira	15,5	17956
<i>Pellets</i>	8	17620
Briquetes	8,4	19860

Fontes adicionais: Fernandes *et al.* 2011; AREAL, 2006.

Para este estudo, destacam-se as emissões de acordo com o tipo de combustível, nomeadamente de pinho e briquetes. No caso da queima de pinho, as emissões são constituídas por compostos orgânicos, dos quais cerca de 15% constituem ácidos resínicos. Encontra-se ainda vestígios de PAHs. Em contraste, os compostos encontrados nas emissões da queima de briquetes são constituídos basicamente por alcanos acompanhados por uma pequena percentagem de compostos derivados de lenhina e outros componentes vestigiais. Ainda, a queima de briquetes possui a maior taxa de emissão de PAHs comparativamente ao pinho (Rogge *et al.*, 1998; White *et al.*, 2014). Muitos outros poluentes são emitidos pela queima destes combustíveis tais como material particulado, CO, carbono orgânico (OC), carbono elementar (EC), entre outros.

Para se obter uma estimativa de emissões de poluentes recorre-se a fatores de emissão. Estes relacionam a emissão de uma espécie particular com a quantidade de combustível queimado. O cálculo efetivo das emissões de poluentes realiza-se de acordo com a equação (1) (IREA, 2014):

$$Emissões = [Consumo\ de\ Lenha * Fator\ de\ Emissão * Poder\ Calorífico] \text{ (kg)} \quad (1)$$

kg
kg/kJ
kJ/kg

Apresenta-se no Quadro 2.12 a comparação de fatores de emissão de poluentes provenientes da combustão de biomassa determinados em laboratório.

Quadro 2.12 – Fatores de emissão de poluentes por tipo de biocombustível.

Tipo de combustível	Fatores de emissão de poluentes (g/kg)							
	PM ₁₀	PM _{2,5}	OC *	EC **	CO ₂	CO	NO _x	PAH
Pinho	1.12-2.89	6,89	2,91	0,62	1129	51,20	-	0,024
Eucalipto	1.12-2.89	11,83	5,11	0,36	959	78,91	-	0,006
Azinho	1.12-2.89	13,06	7,22	0,30	735	61,81	-	0,078
Sobro	1.12-2.89	17,85	10,00	0,68	552	85,54	-	0,023
Briquetes	1.12-2.89	12,46	5,93	0,29	1012	58,40	-	0,044

* Carbono orgânico; ** Carbono elementar

Fonte: Fernandes *et al.*, 2011; Gonçalves *et al.* 2011.

As lareiras são um tipo de equipamento de combustão doméstica utilizado em países desenvolvidos, essencialmente na estação de aquecimento (inverno). Estas podem ser de dois tipos: i) abertas, constituídas por câmara de combustão ligada à chaminé, tendo uma eficiência de 10% e com maior libertação de poluentes para o ar interior; ou ii) fechadas, equipadas com uma porta frontal, com um sistema de recuperação de calor que permite a transição do calor por convecção natural, e possui uma eficiência superior a 50%. Nestes tipos de lareiras, as emissões de poluentes para o ar interior são limitadas (Foster *et al.*, 2011). Distinguiram-se as lareiras abertas e fechadas no cálculo das emissões recorrendo aos fatores de emissão apresentados no Quadro 2.13. É possível verificar-se fatores de emissão superiores para lareiras abertas com variação entre poluentes.

Quadro 2.13 – Fatores de emissão de poluentes por tipo de lareira.

Tipo de lareira	Fatores de emissão de poluentes (kg/kJ)							
	PM ₁₀	PM _{2,5}	CO ₂	CO	COV	PAH	NO _x	SO _x
Aberta	2,88E-07	2,79E-07	9,50E-05	4,00E-06	8,00E-07	1,01E-08	5,00E-08	1,00E-08
Fechada	1,92E-07	1,86E-07	1,60E-10	3,50E-06	6,70E-07	3,50E-12	5,00E-08	1,00E-08

Fonte: Ferreira, 2012.

O tipo de lareira pode influenciar o nível de emissões de poluentes para o ar interior. No caso de uma lareira aberta a QAI diminui quando se inicia o processo de combustão da biomassa, verificando-se o aumento de concentrações de CO e partículas no ar interior (Guo *et al.*, 2008). Outros estudos de investigação confirmam que as lareiras são uma fonte de emissão de PAH, podendo estar este poluente associado à incidência de cancro da mama (White *et al.*, 2014). Para além disso, a combustão residencial de biomassa emite ainda poluentes tais como SO_x, NO_x, COV e vários aldeídos (sendo a principal delas o CH₂O) bem como gases de efeito estufa como o CO₂, metano (CH₄) e dióxido de azoto (N₂O) (Ferreira, 2012).

Em relação ao tipo de combustível utilizado, verifica-se que 34% do total de habitações recorre aos combustíveis sólidos para aquecimento. De acordo com o inquérito ao consumo de energia no sector doméstico (ICESD) (DGEG, 2011), o consumo de lenha no sector doméstico é de 25%, sendo a utilização maioritariamente de pinho (37%), eucalipto (21%), azinho (7%), sobreiro (6%), resíduos florestais (4%) e outros tipos de biocombustíveis, como as *pellets* e briquetes (24%). O carvão tem um peso reduzido no consumo de energia no sector doméstico, correspondendo a apenas 0,2% do consumo total no período de referência. No Quadro 2.14 encontra-se os dados relativos ao total de habitações que possuem aquecimento e o tipo de aquecimento.

Quadro 2.14 – Total de residências por aquecimento disponível em Portugal.

Zona geográfica	Total de habitações	Total de habitações com aquecimento	Aquecimento central	Aquecimento não central			Sem aquecimento disponível
				Lareiras abertas	Lareiras fechadas	Aparelhos móveis e fixos	
Portugal	3 997 724	3 437 678	427 993	718 025	343 630	1 948 030	560 046

Fonte: INE, 2011.

Continuando com análise do ICESD, verifica-se ainda que distribuição do consumo de lenha no setor doméstico engloba o aquecimento do ambiente (52%), cozinha (42%) e aquecimento de águas (6%). Também é possível confirmar que a percentagem de utilização de lareiras abertas (24%) é superior à das lareiras fechadas (11%) como ilustra a Figura 2.7.

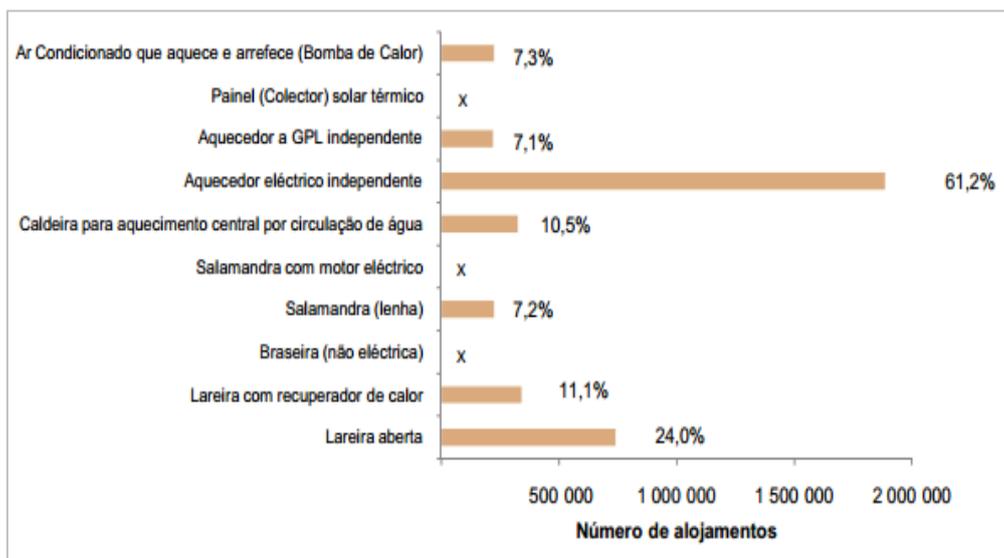


Figura 2.7 – Alojamentos que utilizam equipamentos para aquecimento por tipo de equipamento, em Portugal. Fonte: DGEG, 2011.

Atualmente, a queima de combustíveis sólidos para o aquecimento doméstico é realizada em equipamentos de combustão incompleta devido à sua baixa temperatura de combustão e outras limitações. Isso resulta em elevadas emissões por unidade de combustível, incluindo muitos produtos de combustão incompleta como partículas finas ($PM_{2,5}$) e CO - dois dos principais poluentes atmosféricos (WHO, 2015). Ainda, de acordo com o "Inventário de emissões de poluentes atmosféricos na região Norte" referente aos anos de 2010 e 2011, a queima de madeira nas lareiras tem um peso significativo na emissão de partículas em suspensão (PM_{10}). Em Portugal, estima-se que cerca de 30% das emissões de partículas tem origem na queima de madeira a nível doméstico (CESAM, 2013).

De acordo com Alves *et al.* (2011) existe a presença de compostos cancerígenos nas emissões libertadas pela queima de biomassa em habitações, do grupo dos PAHs. Para além disso, refere que o "nível de emissão de material particulado não varia particularmente conforme o tipo de espécie lenhosa utilizada (como briquetes, pinheiro, eucalipto, sobreiro ou a acácia), mas principalmente com os equipamentos usados e com as práticas de queima". No que diz respeito aos equipamentos usados, o nível de partículas poluentes emitidas em lareira aberta é oito vezes superior às emissões numa lareira com recuperador de calor (CESAM, 2013; Alves *et al.*, 2011).

Em relação às práticas de queima, afirma-se que o arranque da combustão representa uma fase crítica (tanto ao nível das quantidades emitidas como da composição), pois é nesta fase que se libertam compostos mais perigosos para a saúde pública. Ressalva-se ainda que quanto mais húmida estiver a madeira mais partículas são lançadas para a atmosfera (CESAM, 2013).

Mais recentemente, comprovou-se a presença de metais perigosos em partículas libertadas pela queima de biocombustíveis, nomeadamente *pellets*, utilizados para o aquecimento em habitações. De entre esses poluentes encontra-se o zinco, chumbo, ferro e arsénio. Estes promovem efeitos adversos na saúde como doenças respiratórias e cancro. Por exemplo, vários estudos epidemiológicos concluíram que os elevados níveis de arsénio aumentam a taxa de incidência de cancro sobretudo da bexiga, pele, rins, fígado e pulmões bem como de insuficiência cardíaca (Tapio & Groshe, 2006; Joseph *et al.*, 2015; Alamolhodaei *et al.*, 2015). Assim sendo, deve haver uma certificação dos *pellets* antes destes serem introduzidos no mercado, uma vez que “os *pellets* certificados pela Associação Nacional de Pellets Energéticos de Biomassa (ANPEB) cumprem os limites de emissão em vigor em países onde a certificação dos equipamentos de combustão e dos biocombustíveis é exigida, e não se detetam metais pesados nas partículas emitidas” (CESAM, 2015).

Ao longo dos tempos, diversos estudos têm sido realizados para comparar atividade mutagénica em extratos de matéria orgânica de aerossóis (partículas em suspensão) pelo resultado das emissões fruto da queima de madeira e outros derivados. De acordo com Mukherji *et al.* (2002) verificou que a atividade mutagénica em partículas PM_{2,5} é menor para madeira (como a acácia) do que para briquetes. No entanto, outro estudo realizado revelou que as espécies arbóreas, tais como o sobreiro, eucalipto, azinheira, oliveira, carvalho português promovem emissões de aerossóis (partículas em suspensão) com atividade mutagénica. Por outro, os briquetes, a acácia, e o pinheiro-bravo não registam esta atividade (Vu *et al.*, 2012). A ocorrência de emissões de partículas com atividade mutagénica parece estar também ligada ao tipo de equipamento de combustão (Vu *et al.*, 2012).

Em termos de eficiência de combustível, os *pellets* e briquetes, pela sua menor humidade em relação aos outros tipos de madeira, permitem que a combustão seja mais eficiente e liberte menos emissões que a lenha normal. As emissões provenientes do aquecimento doméstico acabam não só por contribuir para a poluição do ar interior mas também do ar exterior. Por exemplo, o Reino Unido introduziu em 2014, o chamado *Renewable Heat Incentive*, que promove incentivos às famílias que utilizam caldeiras a biomassa como parte da estratégia para reduzir as emissões de gases de efeito estufa no país por 80% (a partir dos níveis de 1990) até 2050 (Ofgem, 2014).

2.5.4.2. Confeção de alimentos e torradeiras

De acordo com revisão da literatura, uma das fontes emissoras interiores que mais influencia a QAI, para além do fumo do tabaco, tem sido a confeção de alimentos (Yu-Pin *et al.* 2015; Gao *et al.*, 2013; Guo *et al.* 2008). Na preparação de refeições pode ocorrer a libertação de substâncias perigosas contidas no fumo ou vapores libertados resultantes dos processos de confeção, acabando por se repercutir em problemas de QAI. Essas substâncias são nomeadamente COVs, PAHs, gorduras e vapor de água. Um exemplo bem claro é a gordura animal, que em contacto com altas temperaturas ao ser grelhada, liberta cerca de 200 COVs, alguns deles de natureza toxicológica com propriedades cancerígenas e mutagénicas (Quintela, 2009).

O ato de cozinhar um alimento representa uma das principais fontes que contribuem para a concentração de partículas e PAHs em habitações, sendo que uma ventilação ineficiente e espaço confinado agravam os níveis de concentração destes poluentes (Yu-Pin *et al.*, 2015). A confeção de alimentos promove a emissão de uma gama de compostos orgânicos e inorgânicos, incluindo espécies que são identificadas como possíveis agentes cancerígenos, como os PAHs (Karimatu *et al.*, 2013). Estes compostos podem surgir no vapor de água (exemplo, durante a confeção de um cozido) bem como em partículas, dependendo de fatores ambientais, tais como temperatura ambiente e humidade relativa (Gao *et al.*, 2015).

De acordo com diversos estudos existem associações positivas entre a exposição a partículas geradas pela realização de refeições e as doenças respiratórias graves, cancro do pulmão, bem como o cancro da mama (Wan *et al.*, 2011; Buonanno *et al.* 2013; White *et al.*, 2014; Yu-Pin *et al.*, 2015).

Durante a confeção de alimentos, as emissões de poluentes para o ar interior podem variar de acordo com os tipos de refeições realizadas, nomeadamente os cozidos, grelhados, churrascos, assados, guisados e fritos. A utilização de óleo de fritura e a elevada temperatura utilizada emite material particulado e vários compostos orgânicos nocivos, incluindo PAHs (Yu-Pin *et al.*, 2015; Kuo *et al.*, 2006).

Um estudo realizado sobre a fritura de óleo vegetal demonstrou que a concentração de PAHs, contida nas emissões libertadas pelo aquecimento do óleo, terá sido superior às emissões num escritório onde se consumiram 96 cigarros num período de 6h (Siegmann & Sattler, 1996). Esta evidência foi confirmada por Gao *et al.* (2015) que verificou uma relação entre a taxa de emissão PAH com a temperatura do óleo. No entanto, registou uma taxa de emissão máxima antes de ocorrer o pico máximo de temperatura, além de que as emissões foram diminuindo à

medida que o óleo estava a ser aquecido até atingir a temperatura máxima. Além disso, também as emissões de partículas, como PM₁₀ e PM_{2,5}, têm uma relação com a temperatura de aquecimento da fritura do óleo, mas têm pouca dependência com os tipos de óleo vegetal usado (Gao *et al.*, 2013).

De acordo com Löfroth *et al.* (1991), nos vapores libertados pela fritura de alimentos, o CO e o benzeno isopreno não foram detetados; no entanto houve evidências da presença de partículas mutagénicas. Esta evidência veio a ser confirmada por Kuo *et al.* (2006) revelando que a longo prazo a confeção de alimentos é uma importante fonte de PAHs, especialmente quando se cozinha a altas temperaturas, tais como fritar e grelhar, mas também pela realização de churrascos. As atividades de culinária podem emitir milhões de partículas de aerossóis sendo a maioria deles partículas ultrafinas. O mesmo estudo revelou que são as partículas grosseiras que absorvem a maioria dos PAHs altamente cancerígenos (Kuo *et al.*, 2006). Por outro lado, um estudo recente afirma que quase todos os PAH estão concentrados em partículas com diâmetro inferior a 0,43 µm (Gao *et al.*, 2015).

Verifica-se que também vários poluentes tais como COVs, aldeídos, e ácido sulfídrico (H₂S) são emitidos em certas atividades culinárias. Os vapores, em especial da fritura, contêm COVs e partículas ultrafinas que promovem o cancro do pulmão (Kabir *et al.*, 2011). As emissões de poluentes pela confeção de alimentos resultam principalmente da fritura e cozedura, quando materiais orgânicos presentes no alimento são volatilizados: sob tais circunstâncias, odor e COVs são geralmente a principal preocupação (Kabir *et al.*, 2011).

O tipo de equipamento (como fogões ou placas) e o tipo de energia (por exemplo gás ou eletricidade) utilizada para a confeção de alimentos também podem influenciar as emissões de poluentes no ar interior. Por exemplo, o fogão a gás liberta essencialmente CO e NO₂ (Guo *et al.*, 2008). As emissões de CO e de CO₂ estão não só relacionadas com o tempo de cozedura, mas também em grande parte com a queima do gás (Kabir *et al.*, 2011).

O tipo de combustível para realizar as refeições também é um fator de influência nas emissões de muitos poluentes como já mencionado. Em Portugal, segundo os dados estatísticos do ICESD relativo ao consumo de gás em uma habitação cerca de 82% refere-se ao consumo de gás butano, enquanto cerca de 18% corresponde a gás propano (DGEG, 2011). Nas habitações portuguesas, o tipo de energia mais consumido nas cozinhas é a eletricidade (34%) seguido da lenha (30%) e garrafa butano (19%) como ilustra a Figura 2.8 (DGEG, 2011). O consumo de lenha não inclui *pellets* e briquetes.

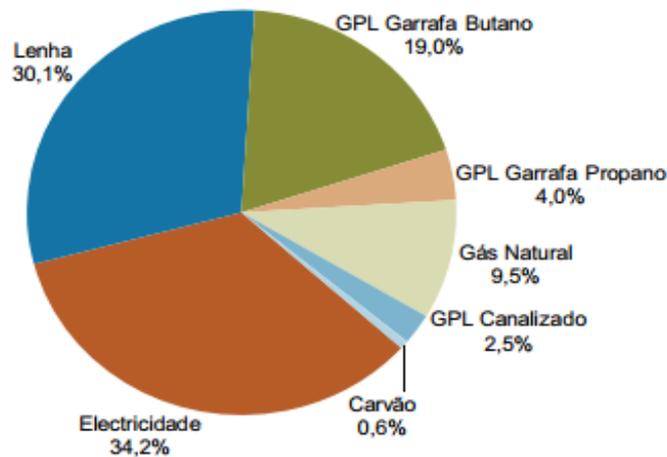


Figura 2.8- Distribuição do consumo de energia na cozinha por tipo de fonte em habitações, Portugal.
Fonte: DGEG, 2011.

À semelhança da confeção de alimentos, a preparação de torradas pode igualmente libertar produtos químicos cancerígenos, durante o processo de torragem, sendo que existe uma relação entre o grau de torragem com as emissões de PAHs (Rey-Salgueiro *et al.* 2008). Por outro lado, existe uma relação entre a emissão de partículas ultrafinas (com diâmetro inferior a 100 nm) e os aparelhos domésticos tais como, torradeiras e grelhadores (Schripp *et al.* 2011). Segundo Schripp *et al.* (2011), a emissão dessas partículas não requer a presença de alimentos nos aparelhos e são voláteis com o ponto de ebulição entre os 150 a 200°C. Por outro lado, na presença de grandes quantidades de COVs e COSV no ar, o diâmetro das partículas aumenta constantemente até aproximadamente 400 nm. Também revelou que grandes quantidades de partículas são libertadas a partir de torradeiras com um invólucro de aço inoxidável e com peças de plástico que possam ser uma fonte de COSVs.

Em resumo, o impacto dos poluentes, libertados sobre o organismo humano, pode variar consoante diversos fatores como o tipo de alimentos confeccionados e o tipo de combustível utilizado, as técnicas de confeção, o tipo de óleo de fritura, a duração do cozinhado e do grau de exposição. Neste contexto, o estudo de Kabir *et al.* (2011) demonstrou que o tipo de confeção de alimentos pode influenciar as concentrações de poluentes no ar interior. Uma fritura tem uma taxa de emissão superior a um grelhado ou cozido.

2.5.4.3. Exposição a poluentes durante o sono

Apenas alguns estudos relacionados com a influência da QAI na qualidade do sono têm sido realizados, contudo, uma crescente preocupação tem vindo a ser verificada. Em 2014, ocorreu a 13ª Conferência Internacional da Qualidade do Ar Interior e Clima onde diversos temas sobre a QAI foram mencionados, nomeadamente a influência da ocupação humana e a exposição a níveis de contaminantes do ar interior durante o sono.

O ser humano dorme em média 8h por dia sendo que o sono é essencial para a saúde e bem-estar bem como para uma qualidade de vida. Um estudo desenvolvido revelou que existe uma forte correlação entre a qualidade do sono e a concentração no dia seguinte bem como o bem-estar em adolescentes (Meijer *et al.*, 2000). Estima-se que muitos fatores da QAI podem influenciar a qualidade do sono, nomeadamente a temperatura do ar e humidade relativa, a velocidade do ar, a concentração de partículas em suspensão e outros contaminantes, o nível de iluminação, o nível sonoro e a taxa de ventilação (Meijer *et al.*, 2000; Strøm-Tejse *et al.*, 2010).

De acordo com Laverge & Janssens (2011), a exposição a uma má qualidade do ar é até 16 vezes maior no quarto. A condição de dormir com a janela aberta ou fechada é diferente, uma vez que abertura de uma janela afeta o teor de humidade relativa, temperatura e movimento do ar, bem como a QAI (Strøm-Tejse *et al.*, 2010). Segundo Strøm-Tejse *et al.* (2010) existe uma diferença marcante entre a abertura e o fecho de uma janela, revelando que as concentrações médias de CO₂ foram 2585 ppm na condição de janela fechada e 660 ppm na condição de uma janela aberta, com apenas pequenas diferenças de temperatura medida. Em termos de qualidade do sono revelou que existe uma forte correlação entre dormir melhor e a condição de janela aberta, tendo sido mencionado maiores níveis de concentração durante o dia. Segundo Tsuzuki *et al.* (2010), os valores de temperatura e humidade relativa nos quartos que promovem uma sensação de conforto térmico, para os meses de agosto e setembro, são 26,4°C e 58%, respectivamente (não tendo ocorrido uma avaliação para outras estações do ano).

Existe pouca informação sobre a exposição humana a poluentes no ar interior durante o sono (Laverge *et al.*, 2013). Durante o sono, o nariz e a boca estão em proximidade direta a fontes emissoras, como colchões, travesseiro e lençóis, por um longo período de tempo. Neste contexto, alguns tem vindo a demonstrar que estas fontes emitem contaminantes tais como, ftalatos, isocianatos e formaldeído bem como COV (Boor *et al.*, 2010; Hillier *et al.*, 2009; Hillier *et al.*, 2003).

Além disso, colchões, travesseiros e roupas de cama são muitas vezes fortemente tratados como retardadores de chama (Boor *et al.*, 2010), e contêm componentes residuais de detergentes e outras substâncias com impacto sobre a saúde humana (Anderson & Anderson, 2000). O colchão é também conhecido por ser um grande biótopo para os ácaros e as fezes dos mesmos são uma fonte de partículas alergênicas (Wu *et al.*, 2012).

De acordo com Laverge *et al.* (2013), prevalece uma correlação entre a exposição a poluentes e a zona de respiração. O metabolismo humano e correspondente libertação de calor são fatores dominantes na diluição dos poluentes emitidos em estreita proximidade do nariz. Por outro lado, sem a produção de calor metabólico, ocorre uma redução da exposição a poluentes em 40%. A exposição ao CO₂ tem maior prevalência pois é o principal produto do metabolismo humano.

2.5.4.4. Produtos perfumados: velas, incensos, *sprays* e óleos aromáticos

Atualmente existem inúmeros produtos perfumados que contêm COVs, especificamente terpenos e terpenóides (Uhde *et al.*, 2015). Estes produtos podem ser utilizados para perfumar o ar interior de habitações, escritórios e salas. Muitas condições de ventilação não são adequadas em relação ao grau de pulverização ou utilização destes produtos. Também designados por ambientadores, eles podem ser de vários tipos desde velas, incensos, óleos e *sprays*.

As velas e incensos são utilizados para diversos fins (por exemplo, razões religiosas ou espirituais, estéticos e terapêuticos) sendo utilizados para a criação de um ambiente doméstico agradável. No entanto, a queima de velas e incensos foi identificada como fonte de COVs e partículas ultrafinas. Segundo o estudo realizado por Manoukian *et al.* (2013) revelou que a queima de velas e incensos é uma importante fonte de ampla gama de COVs e partículas dentro de uma habitação, tendo as concentrações a aumentar até à paragem da combustão. Além disso, verificou-se a emissão de substâncias cancerígenas como o benzeno e formaldeído.

Neste sentido, as velas perfumadas são uma fonte de COVs, COSV e de material particulado como PM_{2,5} e PM₁₀ no ar interior. Além disso, a combustão incompleta pode libertar para o ar interior material orgânico, como aldeídos incluindo formaldeído e acetaldeído, benzeno, estireno, PAH, policlorodibenzodioxinas (PCDD) e policlorodibenzofuranos (PCDF) (Petry *et al.*, 2014).

Muitos resultados experimentais para as partículas finas emitidas por queima de velas demonstrou a existência de uma grande variação dependendo da chama da vela, ressaltando que as velas são fontes de partículas altamente variáveis (Wayne *et al.*, 2006). Também foi relatado que a queima de velas gera partículas de aerossóis na faixa de 0,03-3 mm de diâmetro (Hussein *et al.*, 2006).

Os *sprays* também produzem partículas em suspensão com quantidades substanciais (Afshari *et al.*, 2005). As substâncias terpenóides, aldeídos e lactonas são comuns em produtos de perfumaria, e a maioria dos compostos usados são suficientemente reativos comprometendo a QAI. No entanto, se ocorrer uma ventilação do ar adequada permite uma eficiência de remoção destes poluentes em 95% (Manoukian *et al.*, 2013). Na União Europeia e alguns países, essas substâncias são regulamentadas. Muitos produtos são fortes fontes de solventes inodoros e mais de 100 substâncias diferentes estão presentes em produtos de perfumaria (Uhde *et al.*, 2015).

2.5.4.5. Limpeza doméstica

A utilização de produtos de limpeza é uma prática comum na realização de tarefas domésticas ligadas à higiene de espaços interiores. Diversos estudos comprovam que a maioria dos produtos de limpeza que usamos diariamente são um risco para a saúde.

Há evidências substanciais de que os indivíduos cujas ocupações incluem atividades de limpeza periódica ficam vulneráveis à exposição de contaminantes prevalecendo os efeitos adversos à saúde, como a doenças respiratórias e asma. Há uma evidência de que a utilização de *sprays* de limpeza doméstica por ocupantes numa habitação, aumenta os riscos de efeitos adversos à saúde, uma vez que as atividades de limpeza, muitas vezes, aumentam as exposições a COVs e PAHs bem como a outros poluentes (Petry *et al.*, 2014). Os aspiradores, que operaram com ou sem sacos de pó, promovem a emissão de partículas (Hussein *et al.*, 2006).

De acordo com Wei *et al.* (2015), as substâncias típicas em produtos de limpeza que incluem álcoois, cloretos, terpenos, aldeídos e éteres promovem efeitos de reações de irritabilidade na pele. Também revelou que dois desreguladores endócrinos, 2-fenilfenol e galaxolide, foram identificados em produtos de limpeza. A quantidade de substâncias perigosas é 30% mais elevada que a massa total dos produtos de limpeza.

As técnicas de limpeza também influenciam nos níveis de concentração de poluentes no ar interior. A técnica de lavar o chão limita a ressuspensão de partículas constante, o que é positivo em termos de QAI, contudo pode levar à emissão de COVs pelos produtos de limpeza utilizados (Wei *et al.*, 2015).

2.5.5. Fatores socioeconómicos na influência da QAI

As pessoas com menor nível socioeconómico podem enfrentar um risco mais elevado de possuir ar poluído nas suas casas. Esta carga desproporcional pode resultar da exposição elevada, devido à proximidade com estradas, indústrias ou poluição do ar interior a partir da queima de biomassa, equipamentos ineficientes de combustão (exemplo, cozinhar) e ventilação, bem como diferenças de nutrição e acesso aos cuidados de saúde, entre outros fatores (Arcus-Arth *et al.*, 2009).

Vários estudos abordam a relação entre as questões de saúde, poluição do ar interior e os fatores socioeconómicos (exemplo, Jerrett *et al.*, 2005; Martins *et al.*, 2004). Estes últimos são determinados pelas visões e práticas sociais ou culturais bem como pelo nível de educação, renda de casa e meios económicos (Arcus-Arth *et al.*, 2009). Por exemplo, um estudo realizado por Schlink *et al.* (2010) sobre a determinação de fatores que influenciam as concentrações de COVs (hidrocarbonetos alifáticos, aromáticos, e tricloroetileno) no ar interior demonstrou que níveis mais baixos deste poluente estavam associados com o aumento do nível de educação dos ocupantes, sugerindo uma possível associação entre educação e bons comportamentos de ventilação e renovação do mobiliário. Esta associação também se verificou em ocupantes com uma profissão qualificada, embora a relação com a renda fosse contradizer essa suposição.

Contrariamente, Brown *et al.* (2015) revelou que o nível socioeconómico influencia a qualidade do ar interior em habitações, verificando que as famílias com maior nível socioeconómico estão expostas a maiores concentrações de percloroetileno, acetaldéido e formaldeído nas suas habitações, podendo estar relacionado com o facto de terem condições económicas para adquirir bens de consumo.

Diversos estudos sugerem a influência de fatores socioeconómicos sobre os níveis de exposição pessoal a compostos clorados, com maior exposição ao clorofórmio e 1,4-diclorobenzeno em famílias de baixo rendimento e maior exposição ao percloroetileno naqueles com maior renda familiar (D'Souza *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2009).

Outro estudo realizado para analisar a associação entre as emissões de PM₁₀ e os fatores socioeconómicos, verificou que foi negativamente correlacionada com a educação e uma renda familiar alta. Por outro lado, foi positivamente relacionado com as pessoas que vivem em bairros sociais. Estes resultados sugerem que a privação socioeconómica representa um modificador do efeito de PM₁₀ da associação entre a poluição do ar e mortes por problemas respiratórios (Martins *et al.*, 2004).

Ressalva-se ainda que o estatuto socioeconómico tem influência no conforto térmico nas habitações. Estudos realçam que temperaturas altas no interior estão intimamente relacionadas com a ineficiência energética. A incapacidade de pagar energia suficiente para um ar condicionado e ventilação adequada, bem como a falta de isolamento e proteção contra o ganho de calor durante eventos naturais (como ondas de calor), pode ter um efeito grave sobre a saúde, em especial de grupos sensíveis: crianças e idosos. Isto significa que, em alguns países, a “pobreza de combustível” inclui não ser capaz de proporcionar energia suficiente para manter as temperaturas interiores dentro da gama de conforto térmico (Oudin Åström *et al.* 2011).

A “pobreza de combustível” define-se como sendo a capacidade de uma família para pagar a energia necessária para fins domésticos, com o propósito de atingir e manter um estado de conforto térmico no interior da habitação. Destina-se a fornecer um meio para identificar habitações ineficientes de energia ocupados por famílias com fundos suficientes para arcar com os custos de energia (Ormandy & Ezratty, 2012).

Em resumo, o estatuto socioeconómico tanto influencia a saúde dos ocupantes como a QAI nas habitações, sejam famílias com rendimentos baixos ou altos, estarão sempre expostos a poluentes do ar interior, com variação no grau de exposição e ao tipo de contaminantes.

2.6. Medidas de controlo da poluição do ar interior

A melhoria da QAI é fundamental para manter uma qualidade de vida saudável. Desde modo, a adoção de medidas para ajudar a melhorar a QAI é essencial para reduzir os riscos para a saúde humana. Segundo a *International Society of Indoor Air Quality and Climate* (ISIAQ) e a *International Council for Research and Innovation in Building and Construction* (ISIAQ-CIB, 2003), pode obter-se uma melhoria da qualidade do ar através de uma criteriosa escolha dos materiais de construção e de uma gestão de manutenção dos espaços interiores.

Mais recentemente, a US-EPA (2008) reuniu um conjunto de práticas e medidas para melhorar o ar interior de habitações, escolas e escritórios:

- **Controlar as fontes de poluição:** a maneira mais eficaz de melhorar o ar interior é eliminar as fontes individuais ou reduzir as suas emissões. Existem muitas fontes de poluentes nas habitações que podem ser controladas ou removidas. Por exemplo, a madeira maciça ou materiais alternativos, podem ser utilizados como substitutos de produtos de madeira prensada que são suscetíveis de serem fontes significativas de CH₂O. Os aparelhos de combustão podem ser ajustados para diminuir as suas emissões;

- **Ventilação adequada:** renovar o ar permite ajudar a reduzir os poluentes interiores. Em alturas de condições meteorológicas favoráveis, deve-se abrir janelas e portas, ou utilizar um ar condicionado com controlo de ventilação;
- **Mudar filtros regularmente:** os aquecedores centrais e ar condicionados possuem filtros para remover partículas e outros poluentes do ar. Contudo, os filtros devem ser limpos ou renovados uma vez que quando obstruídos podem resultar na acumulação de poluentes em ambientes fechados (POST, 2010);
- **Ajustar a humidade:** A humidade pode afetar as concentrações de alguns poluentes do ar interior. Por exemplo, uma elevada humidade do ar leva ao aumento de probabilidade de existência de fungos. É recomendável uma humidade de 30-50% em edifícios. Para diminuir a humidade basta abrir as janelas, caso o ar exterior não esteja húmido. Pode-se regular a humidade através de humidificador, desumidificador e ar condicionado.

A US-EPA ainda acrescenta que, em habitações, deve-se evitar o consumo de tabaco, utilizar colchões e travesseiros à prova de alergénicos, manter os animais de estimação e carpetes fora do quarto, recorrer a um mobiliário ecológico, controlar pragas, testar os níveis de radão e não recorrer a produtos que libertem COV. Uma vez que é impossível eliminar esporos do bolor, a melhor maneira de reduzir o impacto sobre QAI é prevenir ou reparar prontamente os problemas de humidade que permitem o crescimento de fungos, ácaros e bactérias (US-EPA, 2010)

Outra estratégia de gestão da QAI em habitações está relacionada com a utilização de purificadores do ar permite fornecer um ar limpo nas habitações, removendo os contaminantes químicos e alergéneos que podem afetar a saúde bem como filtrar as partículas existentes no ar. Algumas plantas são purificadoras do ar interior como já mencionado no presente trabalho, sendo chamadas de plantas ornamentais que removem poluentes do ar principalmente COVs.

Estudos mencionam que se deve tornar os sistemas de aquecimento mais eficientes por forma a não desperdiçar energia e evitar emissões de poluentes. Deve-se também tornar as habitações mais herméticas garantindo uma ventilação suficiente para evitar problemas de QAI (Ormandy & Ezratty, 2012). No caso das lareiras, deve-se instalar um recuperador de calor por forma a ser mais eficiente, permitindo ainda poupar lenha e aquecer outras divisões da casa bem como melhorar a qualidade do ar limitando as emissões de poluentes para o seu interior. Em relação às limpezas domésticas, a redução da exposição a produtos químicos com relação aos hábitos de limpeza, inclui a redução do teor de substâncias perigosas e melhorar a ventilação durante e após a limpeza através da abertura das janelas. Além disso, durante a limpeza doméstica deve-se optar por produtos ecológicos, ou seja, com baixas emissões de substâncias nocivas (Wei *et al.* 2015).

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

3.1. Fases de desenvolvimento do estudo

A investigação desenrolou-se segundo uma metodologia que permitiu avaliar as emissões de contaminantes a partir das fontes emissoras selecionadas para este estudo de acordo com o cronograma do Quadro 3.1.

Quadro 3.1 – Cronograma do plano de investigação.

Plano de investigação	Ano 2015					
	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set
Revisão da literatura		✓	✓	✓	✓	
Planificação dos métodos utilizados	✓	✓				
Campanhas de medição			✓	✓		
Realização de inquérito <i>on-line</i>			✓	✓	✓	
Tratamento dos dados das campanhas de medição					✓	✓
Tratamento dos dados relativos aos inquéritos						✓

Numa primeira fase desenvolveu-se a revisão da literatura e a planificação dos métodos a serem utilizados tendo em conta os objetivos deste trabalho, selecionando as fontes emissoras a avaliar, os locais de estudo e materiais necessários. Na segunda fase iniciou-se a caracterização do local de estudo, habitações, poluentes, fontes emissoras, planeamento das campanhas de medição a realizar e definição dos equipamentos a serem utilizados. Numa terceira fase, deu-se início à execução das campanhas de medição e de um inquérito *on-line*. Numa quarta e última fase, realizou-se o tratamento de dados obtidos nas campanhas de medição e no inquérito. Nesta fase, foi realizada ainda a análise de resultados e revisão de todo o trabalho desenvolvido. A Figura 3.1. apresenta o esquema metodológico do presente trabalho.

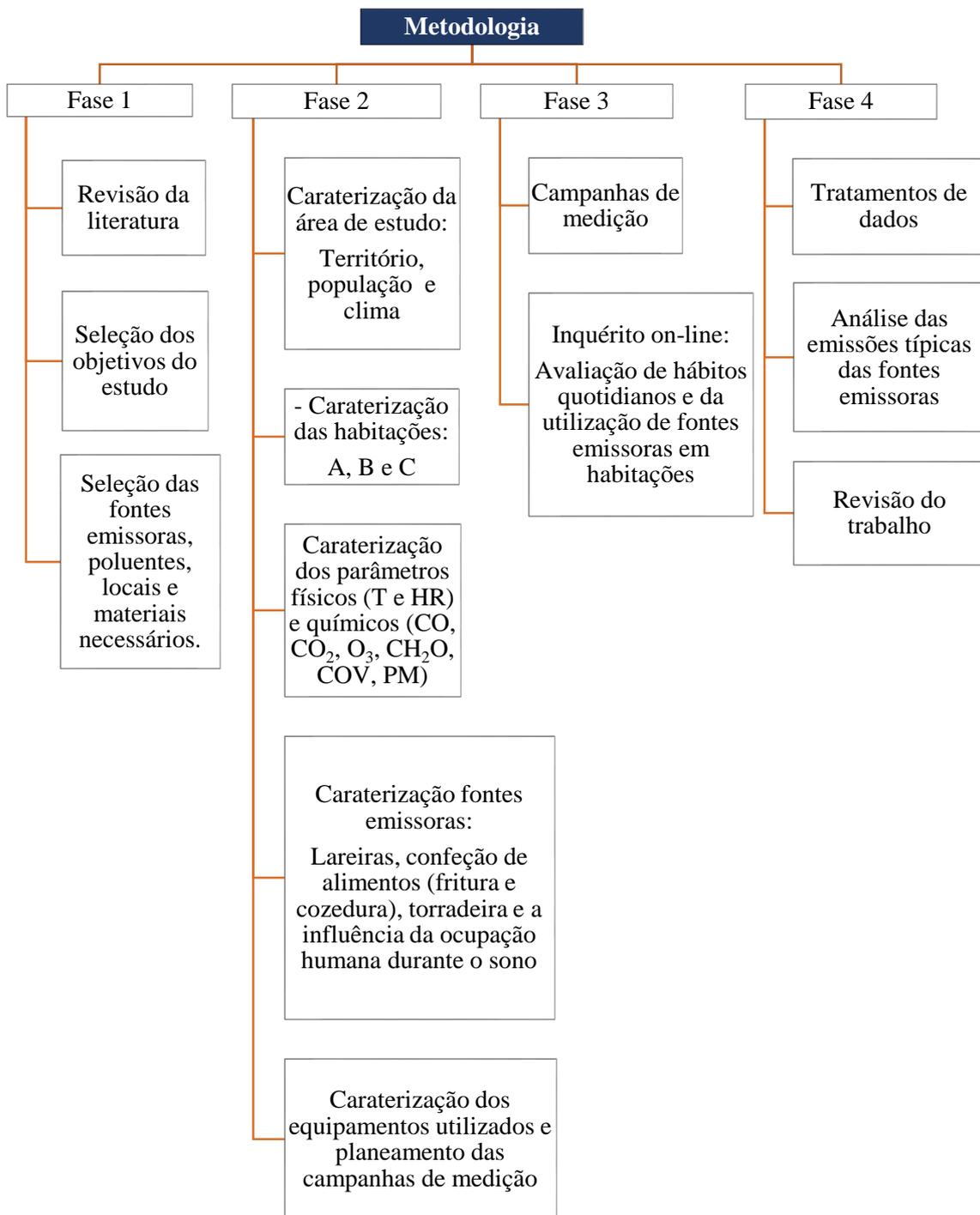


Figura 3.1 – Esquema metodológico do trabalho desenvolvido.

3.2. Descrição da zona

A avaliação de emissões de poluentes por fontes emissoras interiores foi realizada no concelho de Palmela pertencente ao distrito de Setúbal como apresentado na Figura 3.2. Este concelho pertence à área metropolitana de Lisboa (AML), sendo o maior da Península de Setúbal com aproximadamente 465 km², englobando as freguesias de Palmela, Pinhal Novo, Quinta do Anjo, e a união das freguesias de Marateca e Poceirão (CMP, 2015).

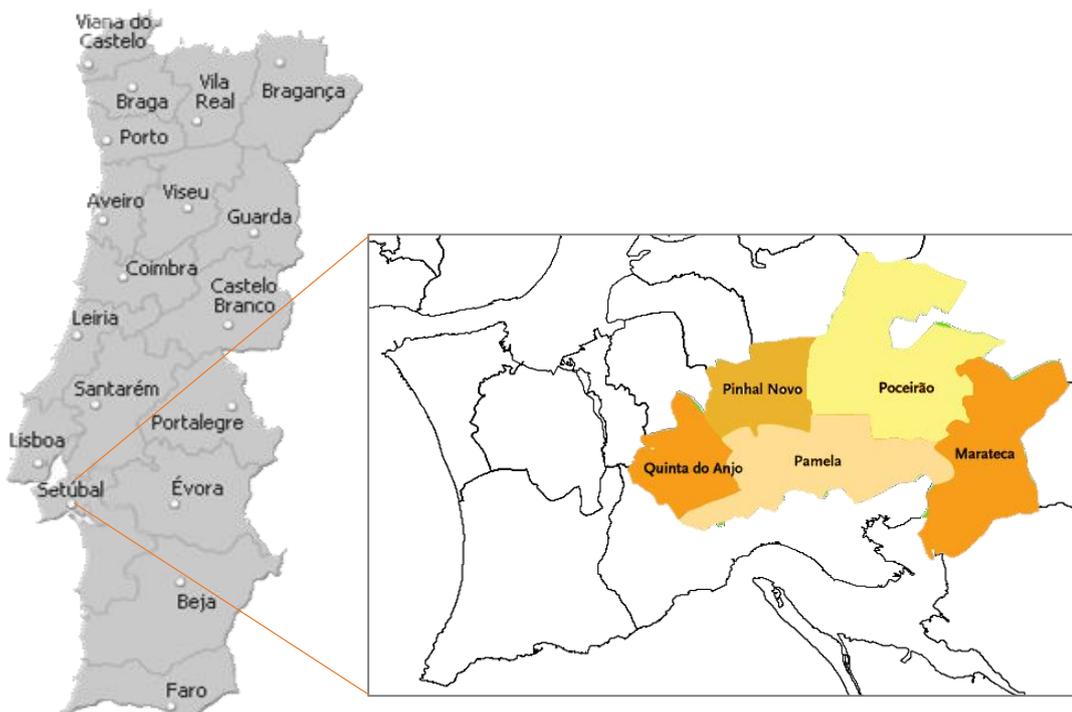


Figura 3.2 – Localização geográfica do local das campanhas de medição.

3.2.1. Território e população

O concelho de Palmela é um território de transição entre o meio urbano e o meio rural: a freguesia de Palmela é a sede do concelho e um meio essencialmente urbano; a freguesia de Pinhal Novo é o pólo mais urbano e dinâmico do concelho; a freguesia de Quinta do Anjo é caracterizada pelo seu património natural coexistindo com uma forte componente industrial; por fim, a Marateca e o Poceirão são essencialmente meios rurais com atividades agrícola, florestal e pecuária (CMP, 2015).

O concelho de Palmela possui uma população residente de 62.831 habitantes correspondendo a uma densidade populacional de 135 hab./km², superior à densidade populacional média do país, que é aproximadamente de 114,5 hab./km², como apresentado na Quadro 3.2. As freguesias de Palmela e Pinhal Novo, situadas no eixo Setúbal – Ponte Vasco da Gama, são as que apresentam os valores mais elevados de população residente, como apresentado no Quadro 3.3.

Quadro 3.2 – População residente e densidade populacional do concelho.

	1991	2001	2011
População residente (nº)			
Portugal	9.867.147	10.356.117	10.562.178
Concelho Palmela	43.857	53.353	62.831
Densidade populacional (nº hab./ km²)			
Portugal	107,1	112,4	114,5
Concelho Palmela	94,1	114,5	135,0

Fonte: INE, Censos 2011

Quadro 3.3 – População residente e densidade populacional das freguesias.

	1991	2001	2011
População residente (nº)			
Palmela	13.874	16.116	17.481
Pinhal Novo	15.353	20.993	25.003
Quinta do Anjo	6.592	8.354	11.865
Marateca e Poceirão	8.038	7.890	8.482
Densidade populacional (nº hab./ km²)			
Palmela	184,5	214,4	225,2
Pinhal Novo	275,9	377,2	459,1
Quinta do Anjo	128,4	162,7	232,1
Marateca e Poceirão	28,5	28,0	30,1

Fonte: INE, Censos 2011

Segundo os Censos de 2011 do Instituto Nacional de Estatística (INE), a Península de Setúbal revela um crescimento de população considerável de 9%, com aumentos muito acentuados em Alcochete, Montijo e Sesimbra (respectivamente 35%, 31% e 31%). Em contraste, o Barreiro mantém a população e a Moita regista um pequeno decréscimo de 1,7%. Já um crescimento mais moderado foi registado nos concelhos de Palmela, Almada, Setúbal e Seixal (respectivamente 17%, 8%, 6% e 5%).

3.2.2. Caraterização biofísica e climática

O concelho inclui parte da Reserva Natural do Estuário do Sado e do Parque Natural da Arrábida, sendo a rota de migração de diversas aves invernantes e nidificantes dos estuários do Tejo e Sado, possuindo ainda uma importante atividade agroflorestal. Tem a particularidade de possuir paisagens muito variadas tais como: i) espaços de ocupação natural e semi-natural; ii) zona de policultura tradicional, construções dispersas e quintas; iii) transição para o Alentejo, com extensos montados; iv) zona de domínio do maciço calcário da Arrábida situando-se na mancha de areias do Pliocénico; v) variedade na agricultura periurbana; e vi) forte componente urbana e industrial. Além disso, ainda detém grandes extensões de vinha ao longo de diversas freguesias sendo a produção de vinho uma atividade económica muito praticada na região (Rodrigues, 2006).

A orientação da cordilheira da Arrábida, a inclinação e exposição das suas vertentes, bem como a própria natureza calcária dos terrenos, proporcionam a presença de diversos microclimas, ocorrendo zonas de forte influência marítima e áreas de extrema secura com características mediterrânicas. Estes microclimas originam uma biodiversidade rica que se exprime pela variedade de habitats e no número de espécies presentes. Assim, as espécies como o pinheiro manso, o sobreiro e a oliveira surgem em todo o concelho (Rodrigues, 2006).

Com influências mediterrânicas e atlânticas, o clima é temperado de poucas geadas e fraca amplitude térmica, sendo caracterizado por invernos frios e verões quentes. A temperatura média anual é de 17°C, sendo que em Agosto sobe para uma média de 23°C e em Janeiro desce até 11°C. As chuvas e as maiores geadas chegam nos meses mais frios (Dezembro, Janeiro e Fevereiro). A humidade relativa ronda, em média, os 70%. Os ventos são predominantemente ventos de Norte, Este e de Nordeste. Os nevoeiros são mais frequentes nos meses de Agosto e de Setembro, embora também possam aparecer nas estações de outono e inverno, bem como nos meses de Junho e Julho. Regista um índice pluviométrico que se situa entre os 500-700 mm sendo favorável não só ao cultivo da vinha, bem como para a atividade agrícola (Prata, 2010; CMP, 2015). A zona onde se realizou o estudo está inserida em zona climática do tipo I₂ e V₂.

3.2.3. Indústria, acessos e tráfego

O foco industrial e áreas de serviços, bem como a expansão e modernização das redes rodoviária e ferroviária, com a conseqüente melhoria das acessibilidades, foram os motores mais relevantes para a evolução de uma forte urbanização no concelho, em especial nas freguesias de Palmela, Quinta do Anjo e Pinhal Novo.

O concelho possui grandes unidades industriais, tais como: i) parque da AutoEuropa localizado na zona da Quinta do Anjo; ii) parque das Carrascas onde está incluída a fábrica da Visteon na freguesia de Palmela; iii) zona industrial da Biscaia na zona de Palmela; iv) parque Mata Lobos na freguesia de Palmela; v) parque Vila Amélia localizado junto da auto-estrada A2 na zona da Quinta do Anjo, detendo a fábrica da Coca-Cola; vi) zona de Vale Cantadores localizado na Volta da Pedra na freguesia de Palmela; e vii) parque do Vale do Alecrim em Pinhal Novo.

Além dos complexos industriais, existem zonas onde estão implementadas pequenas empresas que fornecem serviços e atividades comerciais, nomeadamente na Lagoinha, Agualva, Marateca, Poceirão, Ecoparque e Pinhal Novo, sendo igualmente importantes para a região.

O concelho possui uma boa acessibilidade aos núcleos urbanos de Setúbal, Montijo, Barreiro, Almada e Lisboa. A melhoria das acessibilidades contribuiu fortemente para o aumento do fluxo populacional entre o concelho e Lisboa, especialmente a rede rodoviária supra-local (A2, A12 e IC32) enquadrando a freguesia de Pinhal Novo. Desta forma, a freguesia de Pinhal Novo é “pólo central” das acessibilidades do concelho: i) a Oeste encontra-se a estrada EM533-1 que possibilita a comunicação à via rápida IC32, com acessos para outros concelhos da península de Setúbal; ii) a Norte encontra-se o acesso ao Montijo e a Lisboa pela N252; iii) a Leste encontra-se a comunicação com as freguesias de Poceirão e Marateca pela EM533; e iv) a Sul encontra-se o acesso à freguesia de Palmela e à cidade de Setúbal pela N252. A freguesia de Pinhal Novo possui ainda uma variedade de meios de transporte coletivo com comunicação a toda a margem sul: i) rede ferroviária com comunicação a Setúbal, Barreiro e Lisboa (Ponte 25 de Abril); ii) transporte coletivo rodoviário com comunicação a Palmela, Setúbal, Montijo e Lisboa; e iii) transporte urbano.

No extremo poente da variante norte de Palmela, esta bifurca-se em dois eixos – um servindo a parte sul da área industrial de Coina e outro assegurando a ligação à rede viária de Sesimbra. A nível de tráfego, é mais significativo na estrada de Setúbal-Lisboa designada de N252 que atravessa a freguesia de Pinhal Novo.

3.3. Caracterização das habitações do estudo

As campanhas de medição realizaram-se em três habitações distintas, onde se avaliou a qualidade do ar interior e exterior, localizadas na freguesia de Pinhal Novo (Figura 3.3). As características de cada habitação e as respetivas plantas encontram-se no Quadro 3.4 e na Figura 3.4, respetivamente.



Figura 3.3 – Localização geográfica dos locais de medição.

A **habitação A** é habitada por duas pessoas com grau de instrução académico e um nível socioeconómico médio, que passam cerca de 8 a 13 horas por dia no seu interior. Os habitantes têm o hábito de abrir as janelas das divisões todos os dias nas horas de menor tráfego automóvel, e realizar a limpeza doméstica e manutenção das divisões cerca de 2 vezes por semana. Não são utilizados produtos perfumados tais como velas, incensos e óleos aromáticos. A habitação é moderadamente mobilada com boas áreas de construção. Ressalva-se ainda que um dos habitantes é fumador mas que não fuma no interior da habitação.

A **habitação B** é habitada por duas pessoas idosas sem instrução académica e com um nível socioeconómico médio, que passam cerca de 8 a 13 horas por dia no seu interior. Os habitantes não são fumadores e possuem o hábito deixar aberta a porta da cozinha sempre que se encontram em casa, e realizam a limpeza doméstica e manutenção das divisões cerca de 1 vez por semana. Tal como na habitação A, não são utilizados produtos perfumados. A habitação possui boas áreas de construção e diversos materiais de mobiliário e de decoração.

Quadro 3.4 – Características de cada habitação.

	Tipologia	Características
Habitação A	Apartam. T2	<p>Residência situada em zona urbana num terceiro andar de um prédio de três pisos, junto a uma avenida de tráfego moderado. Construída em 1999 e tem aproximadamente uma área de 110 m².</p> <p>As paredes interiores e exteriores são constituídas em alvenaria de tijolo furado, e possui caixa-de-ar e isolamento térmico. O chão da sala e corredor é revestido por mármore e os quartos com soalho de madeira. A cobertura é constituída por telhas sem revestimento. Todas as divisões possuem janelas de vidro simples com caixilharia de alumínio sendo a ventilação natural. Possui gás natural canalizado.</p> <p>No piso térreo encontra-se um restaurante em atividade.</p>
Habitação B	Moradia T4	<p>Residência situada em zona semi-urbana, junto a uma estrada de tráfego reduzido. A sua envolvente é marcada pela presença de um hipermercado a 300m (promovendo a passagem de camiões de mercadorias), por pinheiros a sul e pela presença de uma vinha situada do outro lado da estrada (poente).</p> <p>Moradia unifamiliar isolada de piso térreo, construída em 1983 e que possui uma área aproximada de 166m², implementada em terreno de 5500m².</p> <p>As paredes interiores e exteriores são constituídas em alvenaria de tijolo furado, não possuindo caixa-de-ar nem qualquer isolamento térmico e acústico. A cobertura é constituída por telhas tipo “argibetão” sem revestimento. As janelas e portas são de madeira não usufruindo de qualquer isolamento. Todas as divisões possuem janelas de vidro simples e a ventilação é natural. Todo o pavimento é constituído por mosaico cerâmico.</p> <p>Não possui gás canalizado, pelo que são utilizadas botijas de gás butano. Em alternativa é utilizada placa elétrica móvel para realizar as refeições quando o gás termina.</p>
Habitação C	Moradia T4	<p>Residência situada em zona semi-urbana à saída da localidade, num bairro junto a uma estrada paralela de tráfego reduzido. A sua envolvente é marcada pela presença de hipermercados situados a norte e pela presença de pinheiros a sul.</p> <p>Moradia geminada com um piso térreo e primeiro andar, construída em 1990, possui uma área aproximada de 180m² e um quintal com anexos e churrasqueira. A cobertura é constituída por telhas sem revestimento. Todas as divisões possuem janelas de vidro simples com caixilharia de alumínio. Todo o pavimento é constituído por mosaico cerâmico. Possui gás natural canalizado.</p> <p>No seu interior não existe mobiliário uma vez que atualmente está desabitada.</p>

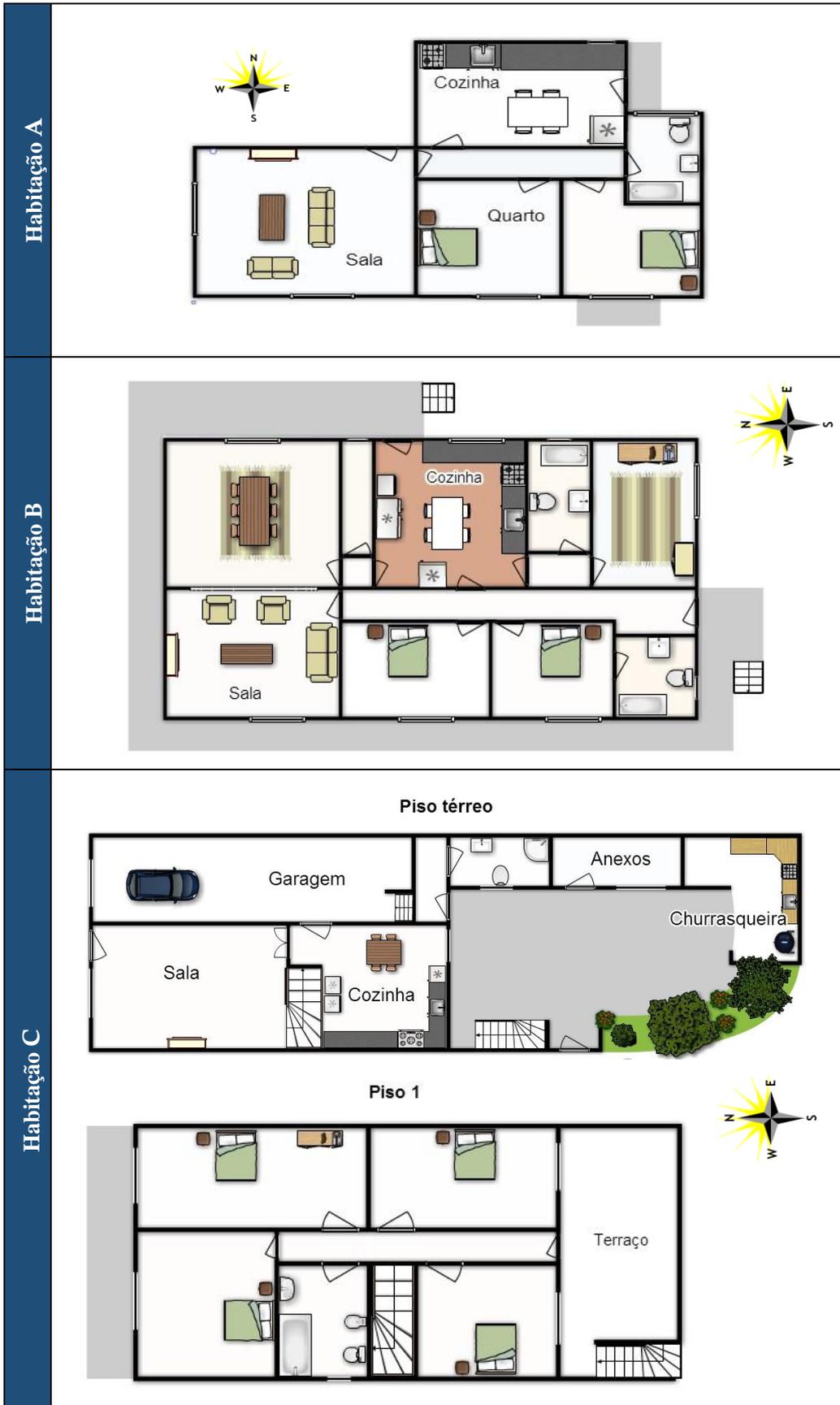


Figura 3.4 – Plantas das habitações.

3.3.1. Caraterização das divisões

A realização das campanhas de medição centrou-se essencialmente em três divisões, nomeadamente cozinha, sala e quarto, de acordo com as fontes emissoras interiores seleccionadas para este estudo.

A QAI é influenciada pela qualidade do ar exterior de acordo com a localização de cada habitação. Nas habitações B e C, a QAI sofre a influência de emissões exteriores resultantes de tráfego reduzido. Na habitação B, a QAI é influenciada ainda pela localização a poente de uma extensa vinha tratada com produtos agroquímicos. Por outro lado, a habitação A está localizada em zona urbana e a sua QAI será influenciada pelas emissões de tráfego moderado, sendo que este é habitualmente elevado nas horas de ponta. As emissões resultantes do tráfego automóvel promovem concentrações de poluentes como CO, NO_x, NO₂, COV e PM (Brás, 2012; EEA, 2014). Os Quadros 3.5, 3.6, e 3.7 apresentam a caraterização das divisões de cada habitação onde foram realizadas as campanhas de medição.

Quadro 3.5 – Caraterísticas das cozinhas de cada habitação.

Cozinhas	Descrição
<p>Habitação A</p> 	<ul style="list-style-type: none">– Janela e porta com varanda;– Equipada com tampo em mármore na bancada;– Eletrodomésticos: frigorífico, máq. de lavar loiça, fogão a gás, micro-ondas, televisão;– Ocupação variável ao longo do dia;– Fumador frequenta a varanda com porta fechada.– Área: 16 m²– Volume: 50 m³
<p>Habitação B</p> 	<ul style="list-style-type: none">– Janela e porta viradas para o quintal;– Equipada com móveis de madeira maciça e tampo em azulejos;– Eletrodomésticos: equipamentos de refrigeração, máq. de lavar roupa, micro-ondas, televisão;– Placa a gás com utilização de botija de gás butano;– Ocupação variável ao longo do dia, sendo o ponto principal de saída e entrada da habitação;– Área: 24 m²– Volume: 67 m³
Potenciais poluentes: NO ₂ , vapores, CO ₂ , CO, PM, COV, matéria microbiana.	

Quadro 3.6 – Características das salas de cada habitação.

Salas	Descrição
<p data-bbox="373 405 523 439">Habitação B</p> 	<ul style="list-style-type: none"> - Pavimento de mosaico porcelânico; - Janela virada para a estrada de tráfego reduzido (poente). Ainda é partilhada com a sala de jantar que possui uma janela a nascente; - Não existe presença de alcatifas/tapetes; - Presença de mobiliário e material eletrónico; - Lareira aberta; - Ocupação variável ao longo do dia, sendo a ocupação maior no período da noite. - Área: 30 m² - Volume: 84 m³
<p data-bbox="373 813 523 846">Habitação C</p> 	<ul style="list-style-type: none"> - Pavimento de mosaico porcelânico; - Janela e porta viradas para a estrada de tráfego reduzido (norte); - Sem mobiliário; - Lareira fechada com recuperador de calor; - Sem ocupação. - Área: 35 m² - Volume: 98 m³
<p>Potenciais poluentes: NO₂, CO, COV, PM, CO₂, CH₂O, C₆H₆, matéria microbiana</p>	

Quadro 3.7 – Características do quarto do habitação A.

Quarto	Descrição
	<ul style="list-style-type: none"> - Pavimento de soalho de madeira; - Janela de vidro simples de caixilharia de alumínio, virada a sul para estrada; - Presença de mobiliário de madeira maciça e equipamento eletrónico; - Não existe presença de alcatifas/tapetes; - Utilização de lâmpadas LED; - Ocupação regular ao longo do dia; - Renovação do ar diária; - Área: 20 m² - Volume: 56 m³
<p>Potenciais poluentes: COV, PM, CO₂, CH₂O, C₆H₆, matéria microbiana</p>	

3.4. Procedimento e métodos de avaliação

Nesta etapa foi efetuada uma avaliação das emissões de fontes interiores associadas às atividades do quotidiano nas três habitações referidas anteriormente. Para isso, realizaram-se campanhas de medição em relação a três fontes emissoras específicas: lareiras, confeção de alimentos (fritura, cozedura e torradeiras), e exposição humana a poluentes durante o sono, tendo sido avaliado a qualidade do ar no interior e exterior. Assim, sendo caracterizaram-se os parâmetros físicos (T e HR) e químicos (CO, CO₂, O₃, COV, CH₂O e PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁) de acordo com a metodologia descrita para cada uma das fontes estudadas.

As campanhas de medição por fonte emissora decorreram de Junho a Agosto de 2015, tendo sido realizado um total de 54 ensaios. Durante a realização das campanhas de medição por fonte emissora, a principal preocupação foi garantir a renovação do ar duas horas antes de cada campanha. É importante ainda ressaltar que todas as medições na cozinha e sala foram realizadas com as portas e janelas fechadas.

3.4.1. Lareiras

Inicialmente foi realizada a campanha de medição dos parâmetros físicos e químicos para a avaliação das concentrações de poluentes emitidos pelas lareiras como descrito no Quadro 3.8.

Quadro 3.8 - Metodologia da campanha de medição para as lareiras e respetivas datas.

Campanha de medição	Data
Medição contínua: <ol style="list-style-type: none">1. Exterior inicial durante 15 min;2. Interior antes da combustão durante 15 min;3. Interior durante o período de combustão de aproximadamente 1h a 1h30m;4. Interior após combustão durante 1h;5. Exterior final durante 15 min.	Habitação B 08/06 a 14/06/2015
Foi realizado um ensaio por dia entre as 19 e as 23h. Nº ensaios/ combustível: 3 Nº ensaios/ local: 6 Nº total de ensaios: 12	Habitação C 18/06 a 23/06/2015

Os níveis de contaminantes no ar interior foram determinados em função dos equipamentos de combustão (lareira aberta e lareira fechada com recuperador de calor como apresentado na Figura 3.5) e do tipo de biomassa (pinho e briquetes), tendo sido utilizado aproximadamente 5kg de combustível por cada ensaio. As cinzas foram posteriormente removidas no final de cada ensaio. De acordo com o fabricante, os briquetes utilizados para este trabalho são compostos por serrim de madeira de pinho e possuem as características presentes no Quadro 3.9. Os briquetes são certificados de acordo com a norma europeia ENplus-A1.



Figura 3.5 – Lareira aberta da habitação B (esquerda) e lareira c/recuperador da habitação C (direita).

Quadro 3.9 – Características dos briquetes utilizados neste estudo.

Caraterísticas dos briquetes	
Poder calorífico	4 800 Kcal/kg
Humidade	5 – 7%
Composição	Madeira prensada 100% vegetal
Resíduo	Após combustão 3%
Conservação	Ilimitada

3.4.2. Confeção de alimentos

Foi realizada a avaliação dos parâmetros físicos e químicos durante a confeção de alimentos para dois tipos de refeições (cozedura e fritura) em três equipamentos diferentes (placa elétrica móvel, fogão a gás e placa a gás) de acordo com a campanha de medição descrita no Quadro 3.10. Ressalva-se que a placa elétrica móvel foi utilizada em ambas as habitações. Durante os ensaios a respetiva divisão não foi frequentada e os produtos utilizados foram os mesmos em ambas as habitações. Além disso, não ocorreu a utilização de exaustor.

Quadro 3.10 - Metodologia da campanha de medição para a confecção de alimentos e respectivas datas.

Campanha de medição	Data
<p>Medição contínua:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Exterior inicial durante 15 min; 2. Interior antes da confecção dos alimentos durante 15 min; 3. Interior durante o período de confecção de alimentos durante 30 min; 4. Interior após confecção dos alimentos durante 1 hora; 5. Exterior final durante 15 min. <p>Foi realizado um ensaio por dia entre as 15h e 21h.</p> <p>Nº ensaios/ refeição: 3 Nº ensaios/ local: 12 Nº total de ensaios: 24</p>	<p>Habituação A</p> <p>02/07 a 04/07 13/07 a 19/07 24/07 a 01/08</p> <hr/> <p>Habituação B</p> <p>24/06 a 26/06 02/07 a 04/07 21/07 a 27/07</p>

Para os diferentes tipos de refeição considerou-se as seguintes ementas: i) para a cozedura optou-se por peixe cozido com batatas cozidas e bróculos; e ii) na fritura optou-se por douradinhos e batatas fritas. A confecção das refeições foi realizada sempre na mesma utilidade doméstica e para a fritura o óleo foi reutilizado em cada três dias de medição por tipo de equipamento (Figura 3.6). As imagens referentes ao tipo de refeição e equipamentos bem como as utilidades domésticas utilizadas estão apresentadas na Quadro 3.11.



Figura 3.6 – Reutilização do óleo durante três dias de medições por equipamento.

Quadro 3.11 – Tipo de refeição, tipo de equipamento e utilidades domésticas utilizadas.

Tipo de refeição		
<p>Frito</p> 	<p>Cozido</p> 	
Utilidades domésticas utilizadas		
<p>Fritadeira</p> 	<p>Panela</p> 	
Tipo de equipamento		
<p>Placa elétrica móvel</p> 	<p>Placa a gás (Habitação B)</p> 	<p>Fogão a gás (Habitação A)</p> 

3.4.3. Torradeira elétrica

A avaliação das concentrações de poluentes emitidos pela torradeira elétrica realizou-se de acordo com a campanha de medição descrita no Quadro 3.12, e utilizou-se o mesmo equipamento em ambas as habitações para uma melhor comparação de resultados. Nesta etapa, foi utilizado pão de forma e o período de torragem contou com um total de 15 medições durante 30 minutos: i) cinco medições para torradas pouco tostadas; ii) cinco medições para torradas meio tostadas; e iii) cinco medições para torradas queimadas. Na Figura 3.7, apresenta-se a torradeira utilizada para este estudo e os três tipos de torradas.

Quadro 3.12 - Metodologia da campanha de medição para a torradeira elétrica e respetivas datas.

Campanha de medição	Data
<p>Medição contínua:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Exterior inicial durante 15 min; 2. Interior antes de torrar durante 15 min; 3. Interior durante o período das torradas com 15 medições durante 30min; 4. Interior após a torragem durante 1h; 5. Interior durante 15 min com portas e janelas abertas; 6. Exterior final durante 15 min. <p>Foi realizado um ensaio por dia entre as 9h e 12h. N° ensaios/ local: 3 N° total de ensaios: 6</p>	<p>Habitação A 02/07 a 04/07/2015</p> <hr/> <p>Habitação B 25/06 a 27/06/2015</p>

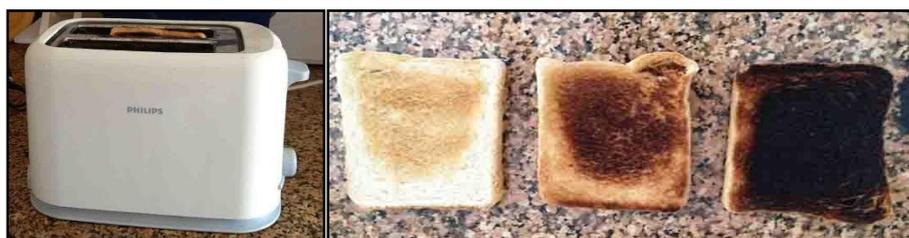


Figura 3.7 – Torradeira utilizada e os três tipos de torradas, respetivamente.

3.4.4. Exposição a poluentes durante o sono

A avaliação dos níveis de poluentes durante o sono foi realizada de acordo com a campanha de medição, como descrita no Quadro 3.13. Durante a campanha de medição encontrava-se presente uma pessoa a dormir na divisão e efetuou-se o estudo para quatro tipos de condições: i) porta e janela fechadas; ii) porta fechada e janela aberta; iii) porta aberta e janela fechada; e iv) porta e janela abertas. Nesta avaliação não foi realizado uma análise das concentrações de poluentes no ar exterior.

Quadro 3.13 - Estudo referente à exposição humana a poluentes durante o sono.

Campanha de medição	Data
Medição contínua:	Habituação A
1. Interior durante o período de sono de aproximadamente 7h.	17/08 a 22/08
Foi realizado um ensaio por dia entre as 23h e 8h.	24/08 a 29/08
Nº ensaios/ tipo de condição: 3	
Nº total de ensaios: 12	

3.5. Equipamentos utilizados

Para a realização das medições foi utilizado equipamento portátil, permitindo a leitura direta dos seguintes parâmetros: T, HR, CO₂, CO, CH₂O, COV, O₃ e partículas em suspensão. Os equipamentos e as suas principais características técnicas, são apresentados no Quadro 3.14.

Quadro 3.14 - Características dos equipamentos de medição.

Equipamento	Parâmetro	Gama de medição	Limite de deteção
	CO ₂	0 - 10000 ppm	-
	CO	0 - 500 ppm	1 ppm
	O ₃	0 - 1,00 ppm	0,02 ppm
	COVs	0 - 20,000 ppm	0,02 ppm
	T	-25° a 70°C	-
	HR	0 - 100 %	-
	Partículas em suspensão (PM ₁₀ , PM _{2,5} , PM ₁)	0,001 - 150 mg/m ³	0,1 a \cong 15 μ m
	CH ₂ O	0 - 10 ppm como padrão (0 - 12,3 mg/m ³ a 25°C).	-

Ainda sobre as características do equipamento, o GrayWolf monitor utiliza uma sonda de fotoionização para a determinação das concentrações de COV e duas sondas específicas para CO e CO₂. A determinação da concentração de partículas foi realizada com equipamento DustTrack 8533, que mede as concentrações mássicas de aerossóis permitindo a programação de intervalos de tempo. A deteção ocorre pelo tamanho da partícula de 0,1 a $\cong 15 \mu\text{m}$. A frequência do registo dos dados para todos os aparelhos foi de 1 segundo para GrayWolf monitor e DustTrack 8533, e de 1 minuto para o Formaldemether.

Os equipamentos de medição foram colocados a uma distância mínima relativamente a cada fonte emissora, como descrito na Quadro 3.15.

Quadro 3.15 – Distância dos equipamentos à fonte emissora.

Distância dos equipamentos à fonte emissora
<i>Lareiras</i>
Os equipamentos de medição foram colocados a uma distância de aproximadamente de 1,20 m da fonte emissora e a uma altura de 80 cm do pavimento.
<i>Confeção de alimentos</i>
Os equipamentos de medição foram colocados a uma distância de aproximadamente de 1 m da fonte emissora e a uma altura de 90 cm do pavimento.
<i>Torradeira elétrica</i>
Os equipamentos de medição foram colocados a uma distância de aproximadamente de 50 cm da fonte emissora e a uma altura de 80 cm do pavimento.
<i>Exposição humana a poluentes durante o sono</i>
Os equipamentos de medição foram colocados a uma distância da cama de aproximadamente de 2 m e a uma altura de 80 cm do pavimento. Colocados na área central do quarto.

3.6. Realização de inquérito

De modo a estudar-se os estilos de vida praticados pelos ocupantes das habitações relativamente à utilização de fontes emissoras interiores, bem como hábitos do quotidiano, efetuou-se um inquérito *on-line* durante um período de 3 meses, tendo sido divulgado pela Faculdade de Ciências e Tecnologias da Universidade Nova de Lisboa e pelas redes sociais. O inquérito foi compilado pela ferramenta Formulários da empresa Google®. A estrutura do inquérito realizado pode ser consultada no Anexo 1 do presente trabalho.

3.7. Tratamento de dados

Toda a informação e dados recolhidos nas diferentes campanhas de amostragem foram organizados em folhas de cálculo do *software* Excel 2010 da Microsoft®, tendo sido elaborada uma folha de cálculo por fonte emissora onde foi colocada a informação por cada dia de amostragem, relativo à evolução temporal das concentrações dos parâmetros físicos e químicos no interior e exterior. A representação temporal das concentrações dos poluentes foi apresentada em gráficos recorrendo ao *software* OriginPro8 da OriginLab Corporation®. A análise estatística foi efetuada com o *software* Statistica recorrendo ao método não paramétrico: teste U de Mann-Whitney, para um nível de significância de 0,050.

Elaborou-se gráficos de caixas onde apresentam o mínimo, média, máximo bem como os percentis de 5, 25, 50, 75 e 95, como ilustra a Figura 3.8.

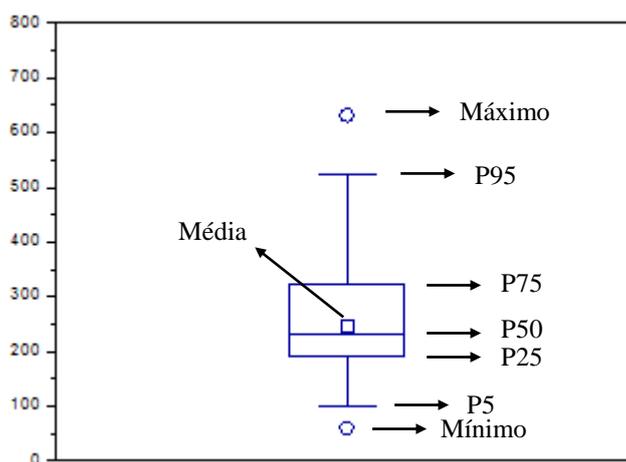


Figura 3.8 – Exemplo de gráfico de caixas utilizado neste trabalho.

CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Inquéritos

4.1.1. Informação sobre os inquiridos

Pela observação do Quadro 4.1, conclui-se que um total de 296 pessoas deram o seu contributo para este estudo, sendo na sua maioria do sexo feminino (55%). Também se observa a elevada expressão de inquiridos com idades compreendidas entre os 18 a 24 anos com cerca de 54% e dos 25 aos 30 anos com 28%. Por outro lado, 11% das respostas foram dadas por inquiridos com idades compreendidas entre os 31 a 40 anos. Além disso, ainda se verifica que 56% dos inquiridos são estudantes e 26% são trabalhadores. A justificação para estes resultados pode dever-se ao facto da divulgação ter sido feita essencialmente na faculdade centrando os resultados para uma população jovem. Em termos de localização, foram os distritos de Lisboa (38%) e Setúbal (43%) que tiveram maior percentagem de inquiridos como ilustra a Figura 4.1.

Quadro 4.1 – Principais características dos inquiridos.

<i>Faixa etária</i>	<i>Género</i>	<i>Nº inquiridos</i>
18 a 24 anos	Feminino	93
	Masculino	66
25 a 30 anos	Feminino	39
	Masculino	44
31 a 40 anos	Feminino	20
	Masculino	13
41 a 50 anos	Feminino	8
	Masculino	5
51 a 59 anos	Masculino	2
	Feminino	2
> 60 anos	Masculino	2
	Feminino	2
< 18 anos	Masculino	2
<i>Profissão</i>		
Bolseira de investigação		2
Desempregado		13
Estudante		166
Reformado		4
Trabalhador		78
Trabalhador/Estudante		33

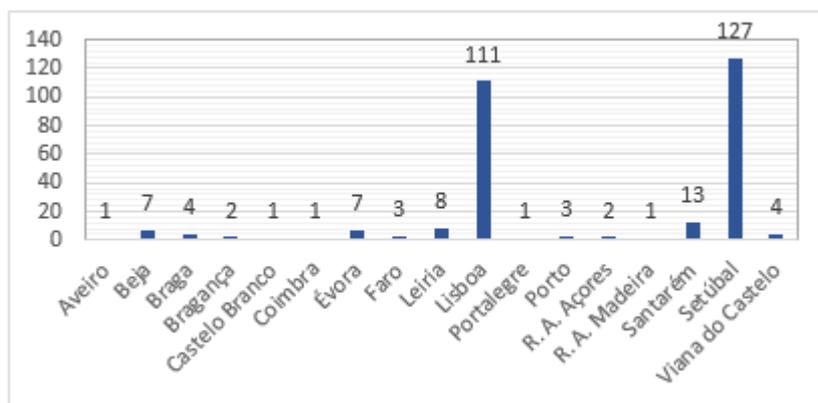


Figura 4.1 – Localização dos inquiridos.

Relativamente ao tipo de habitação, de acordo com a Figura 4.2 observa-se que um elevado número de inquiridos vivem em apartamentos (61%) de tipologia T3 (44%) e T2 (29%). Por outro lado, 39% dos inquiridos vivem em moradias sendo uniforme as percentagens para as tipologias T3 (26%), T4 (31%) e a partir de T5 (32%).

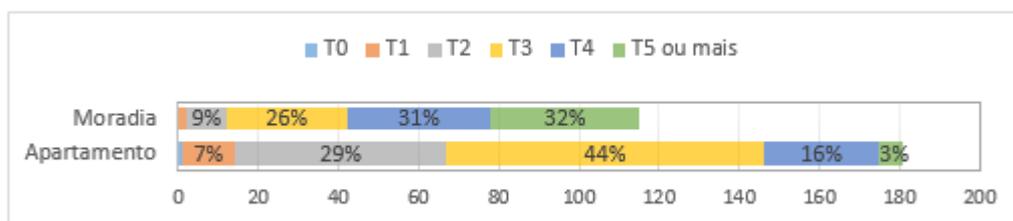


Figura 4.2 – Total de habitações por tipologia.

4.1.2. Informação sobre os estilos de vida e hábitos quotidianos

Nesta fase do inquérito reuniu-se um conjunto de questões com interesse para este trabalho, com questões de resposta “Sim” e “Não” como apresentado na Figura 4.3.

Pela observação da Figura 4.3, é possível verificar que 57% dos inquiridos dorme de porta fechada, 92% não fuma dentro de casa, 92% recorre à torreira elétrica, e 60% não utiliza produtos perfumados nas suas casas.

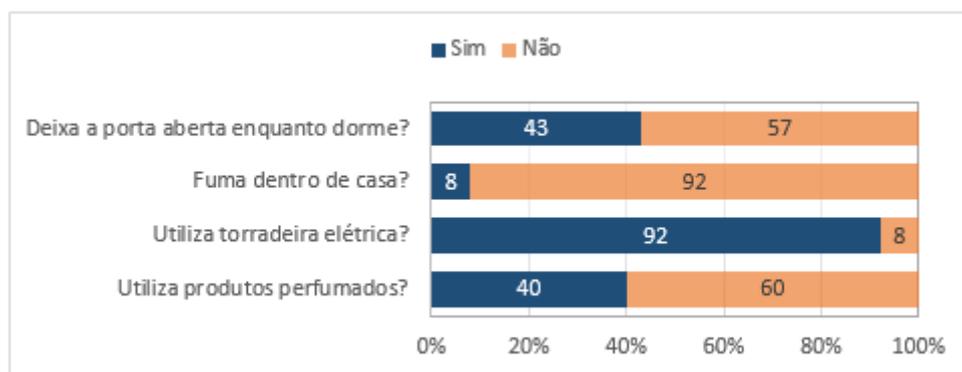


Figura 4.3 – Hábitos dos inquiridos relativamente à abertura de portas, tabaco, torradeiras e produtos perfumados.

A questão “Fuma dentro de casa?” foi colocada aos inquiridos uma vez que o fumo do tabaco é uma das principais fontes emissoras em habitações (Hussein *et al.*, 2006). O fumo do tabaco é uma importante fonte de partículas finas (Afshari *et al.*, 2005). Segundo Hussein *et al.* (2006) fumar um cigarro produz partículas de aerossol equivalentes à quantidade produzida durante a confeção de alimentos, de cerca de meia hora. O fumo do tabaco pode permanecer no ar até 10 h. Para além disso, está também associado às emissões de NO_x, O₃, COVs, CO₂ e CO (Halios *et al.*, 2005).

Outras questões relacionadas com os hábitos quotidianos tais como a frequência de utilização de produtos perfumados, realização de limpeza doméstica semanal bem como a abertura de janelas em casa foram colocadas aos inquiridos (Figura 4.4). Verifica-se que a maioria dos inquiridos tem um tempo de permanência em casa que varia entre as 8 a 13 horas (63%), que 76% têm hábito de abrir as janelas 6-7 vezes por semana e que 71% realiza limpezas domésticas uma vez por semana. Conclui-se, ainda, que 40% dos inquiridos que utilizam produtos perfumados possuem o hábito de utilizar esta fonte entre “1 vez” (34%) e “2 a 3 vezes” (32%) por semana. A Figura 4.5 revela-nos que os *sprays* (34%) e as velas aromáticas (30%) são os produtos perfumados mais utilizados pelos inquiridos, seguidamente os incensos (20%) e os óleos aromáticos (16%).

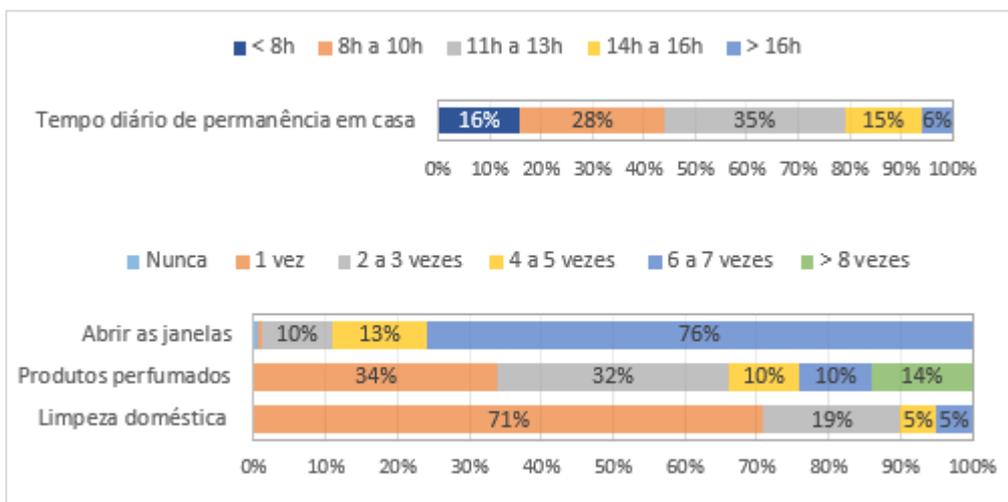


Figura 4.4 – Hábitos dos inquiridos relativamente à abertura de janelas, uso de produtos perfumados, frequência de limpeza doméstica e permanência em casa.

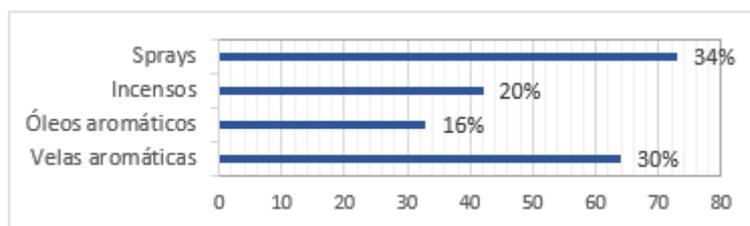


Figura 4.5 – Tipo de produto perfumado utilizado.

A Figura 4.6 mostra que os principais tipos de confeção de refeição realizado são os grelhados (38%) e fritos (35%). Também se verifica na figura 4.7, que o gás, em especial o gás natural (37%) é o principal tipo de energia utilizada.

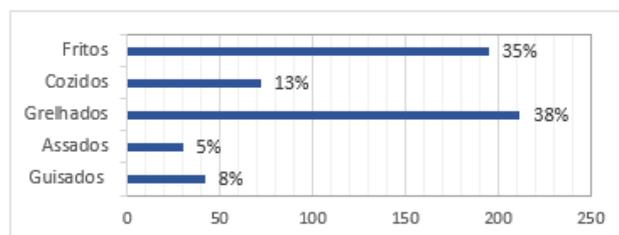


Figura 4.6 – Tipo de refeição mais praticada.

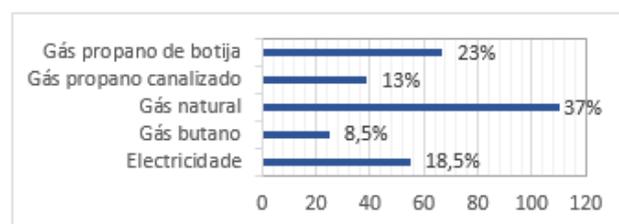


Figura 4.7 – Tipo de energia utilizada para realizar as refeições.

Visto que o número de apartamentos é superior ao total de moradias, apenas se vai realizar uma comparação entre o mesmo tipo de habitação.

A análise da Figura 4.8 mostra que a ventoinha é um aparelho muito utilizado pelos inquiridos para manter o conforto nas habitações. Seguidamente, observa-se com clara expressão a utilização do irradiador a óleo, sendo que este resultado pode estar relacionado com o facto de 72% dos inquiridos que vivem em apartamentos, não terem equipamentos fixos (por exemplo, lareira, salamandra) ou aquecimento central. Por outro lado, verifica-se ainda a utilização do desumidificador, tanto em apartamentos como em moradias para baixar os níveis de humidade. Também o ar condicionado é um equipamento utilizado em ambos os tipos de habitação por forma a manter o conforto térmico. Relativamente aos equipamentos fixos, observa-se uma elevada expressão da utilização das lareiras, particularmente em moradias (70%) sendo que a lareira aberta é a mais recorrente.

Com menor expressão de utilização, mas não menos importante, surge o aquecimento a parafina. Vários estudos têm indicado que este tipo de aquecimento é uma fonte de contaminantes do ar interior, sendo o seu impacto para os ocupantes maior do que qualquer outra fonte interior, uma vez que os aquecedores a parafina libertam vários poluentes nocivos, tais como NO₂, CO₂, CO, NO e NO_x bem como partículas ultrafinas, CH₂O e COVs, que comprometem a saúde dos ocupantes (Hanoune & Cartert, 2015).

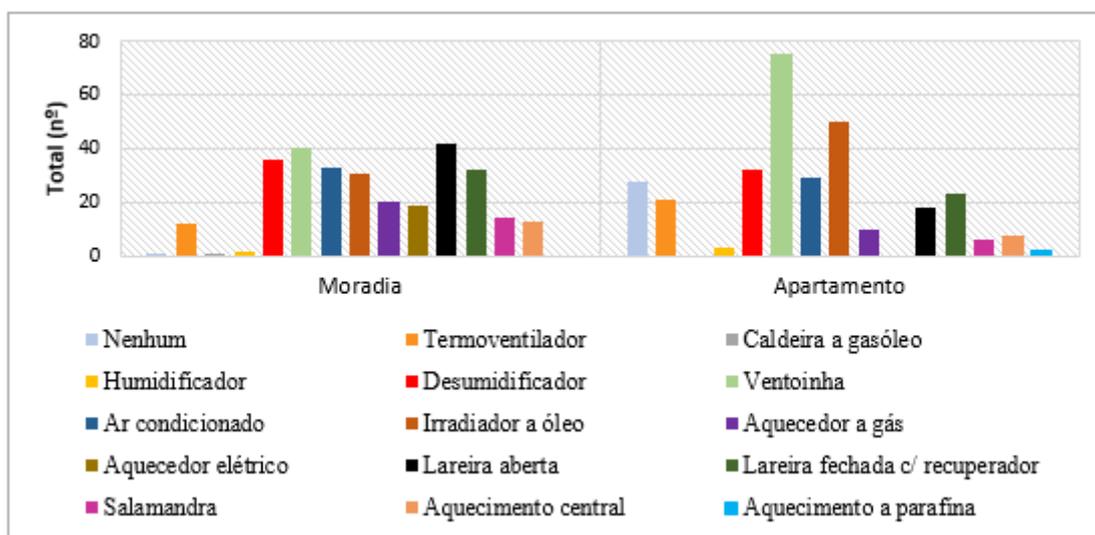


Figura 4.8 – Tipo de climatização do ar utilizada por tipo de habitação.

Finalmente, a última pergunta estava relacionada com a utilização de tapetes e alcatifas nas diferentes divisões da habitação. Diversos estudos têm-se centrado nesta temática, revelando que estes materiais são fontes de diversos poluentes. Num estudo realizado por Wilke *et al.* (2004) foram examinados 14 tipos de tapetes tendo demonstrado que os fatores de emissão de COV podem variar significativamente, dependendo do tipo de tapete. Também o estudo de Guo *et al.* (2004) confirma este pressuposto. Outros estudos como Katsoyiannis *et al.* (2008), e Won *et al.* (2000), avaliaram as emissões de poluentes em tapetes novos, revelando que estes emitem principalmente COVs, mas também compostos aromáticos (como o BTEX) e carbonilos (formaldeído, acetaldeído e acetona). Também ainda Won *et al.* (2000) revelou que os tapetes são reservatórios de sorção de COVs. Por outro lado, os tapetes usados também promovem emissões de poluentes. Um estudo realizado em várias habitações, revelou que a poeira nos tapetes e alcatifas, contém compostos químicos como PAHs, bifenilo policlorado (PCB) e nicotina (este último para habitações com fumadores) (Whitehead *et al.*, 2012).

Assim, pelo facto destes materiais serem fontes de diversos poluentes, deve ser evitada a sua utilização nas divisões mais utilizadas numa habitação, nomeadamente salas e quartos. Porém, a Figura 4.9, mostra que os tapetes e alcatifas são utilizados em quartos e salas. Denota-se que somente 23% dos inquiridos mencionaram não utilizar qualquer um destes materiais nestas divisões.

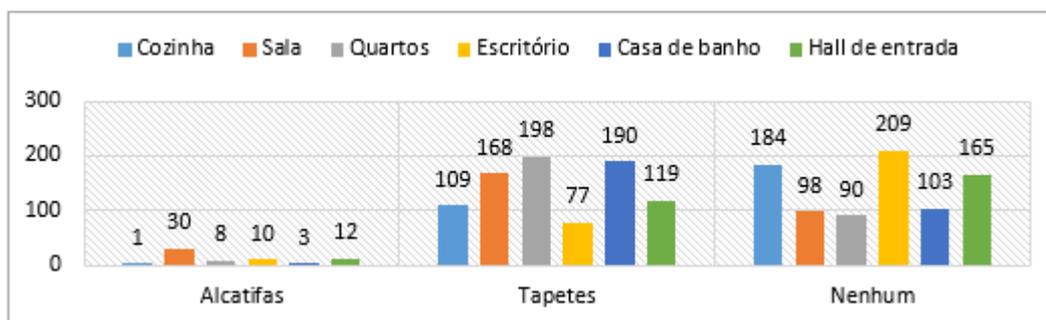


Figura 4.9 – Total de inquiridos que utilizam tapetes e alcatifas nas divisões das habitações.

Destes resultados conclui-se que os hábitos quotidianos e fontes emissoras interiores existentes nas habitações de grande maioria dos inquiridos é um aspeto preocupante que pode comprometer a saúde e a qualidade de vida dos mesmos.

4.2. Fontes emissoras interiores

O presente capítulo efetua a apresentação e discussão dos resultados obtidos na avaliação das fontes estudadas. Os valores obtidos foram comparados com os valores limite estipulados pela Portaria nº353-A/2013 para os poluentes estudados.

4.2.1. Lareiras

Antes da combustão realizou-se a análise das concentrações de poluentes no ar interior da sala em ambas as habitações. Pela análise do Quadro 4.2 verifica-se que os níveis de COV e CO₂ no interior da habitação B são superiores em relação à habitação C. As partículas em suspensão e o CO apresentaram concentrações superiores na habitação C. As concentrações de CH₂O são estatisticamente semelhantes em ambas as habitações. Verifica-se ainda que na habitação B a concentração média de COVs excedeu o limite estipulado pela legislação nacional de 0,6 mg/m³ e que os níveis de PM_{2,5} e PM₁₀ registaram excedências em relação ao valor de referência em ambas as habitações.

Quadro 4.2 – Concentrações de poluentes medidas antes da combustão para as habitações B e C.

Parâmetro	Unidade	Valores de referência	Habitação B				Habitação C			
			Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
T	°C	-	25	25	20	30	27	27	24	29
HR	%	-	55	56	44	71	44	41	39	55
COV	mg.m ⁻³	0,6	0,70	0,62	0,36	1,4	0,46	0,38	0,28	0,81
CH ₂ O	mg.m ⁻³	0,1	0,040	0,040	0,010	0,10	0,040	0,040	0,00	0,090
CO	mg.m ⁻³	10	1,3	1,3	0,0	2,4	1,7	1,8	0,5	2,5
CO ₂	mg.m ⁻³	2250	970	960	790	1300	900	920	680	1300
O ₃	mg.m ⁻³	-	0,020	0,020	0,000	0,090	0,000	0,000	0,000	0,070
PM ₁	µg.m ⁻³	-	30	30	9,0	170	35	37	11	110
PM _{2,5}	µg.m ⁻³	25	30	33	11	180	38	39	12	120
PM ₁₀	µg.m ⁻³	50	42	40	11	270	65	58	16	200

Posteriormente, analisaram-se as emissões para 4 cenários diferentes tais como a queima de pinho e briquetes em lareira aberta e lareira fechada com recuperador de calor em contexto habitacional. De uma forma geral, as emissões dos diversos poluentes e os valores dos parâmetros de conforto são significativamente diferentes para os 4 cenários analisados, à exceção da utilização de briquetes, que pelo teste estatístico verifica-se que para as concentrações de COV e PM₁₀ os cenários lareira aberta e lareira fechada não são significativamente diferentes.

Pela análise da Figura 4.10 e 4.11, verifica-se que as concentrações de poluentes no interior são superiores ao do exterior (com exceção do O₃), e que tendem a aumentar quando se inicia o processo de combustão e a diminuir após o mesmo. Pela observação da Figura 4.11, verifica-se que ao dar início ao processo de combustão, ocorre um aumento da temperatura ao longo da fase de combustão. A humidade relativa diminuiu para todos os cenários, chegando a atingir valores inferiores a 30%. Também se verifica que após a combustão a humidade relativa tende a aumentar e a temperatura a diminuir.

As Figuras 4.10 e 4.11 mostram a ocorrência de concentrações elevadas de COV, CH₂O e de PM (PM₁, PM_{2,5} e PM₁₀) na fase de arranque da combustão do pinho para a lareira fechada com recuperador de calor. Este resultado pode ser justificado pelo facto de ter surgido dificuldades em acender a lareira ficando a porta da mesma aberta durante esta fase.

As concentrações de COV foram superiores no interior em relação ao exterior. Observa-se um aumento das concentrações de COV durante a combustão e foram significativamente superiores para a combustão de pinho em lareira aberta, tendo sido excedido o valor limite de 0,6 mg/m³. Nos ensaios em lareira fechada com combustão de pinho verificou-se um pico inicial nas concentrações pelo motivo já apresentado. Porém, os níveis médios de COV em lareira fechada são inferiores para a combustão do pinho situando-se abaixo do valor limite. No que respeita à utilização de briquetes não se verifica uma diferença significativa das concentrações entre lareira aberta e lareira fechada.

O CH₂O apresentou um comportamento semelhante ao verificado para os COV. As concentrações foram mais reduzidas no exterior e ocorreu um aumento das concentrações durante a combustão. Também se verifica que a concentração média de CH₂O é mais elevada para a lareira aberta aquando da combustão de pinho. As concentrações de CH₂O registadas para a combustão de briquetes foram menores do que para o pinho. Os níveis para este poluente excederam o valor limite definido pela legislação principalmente nos ensaios de lareira aberta.

As concentrações de partículas aumentaram muito significativamente durante a combustão. Após o período de combustão verificou-se uma diminuição das concentrações. As concentrações de PM₁₀ e PM_{2,5} ultrapassaram os valores limite para todos os cenários estudados. Os resultados obtidos mostram que os níveis de partículas foram significativamente inferiores para a combustão de briquetes em lareira fechada. Apenas para o cenário da lareira fechada com combustão de briquetes a concentração média de PM₁₀ (39 µg/m³) não ultrapassou o valor limite de 50 µg/m³, apesar de ter ocorrido um período em que esse valor foi excedido. Para o PM_{2,5} e para o mesmo cenário registou-se uma concentração média de 32 µg/m³ e valor máximo de 174

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ tendo sido ultrapassado o valor limite de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pela Figura 4.10 observa-se que durante a combustão as concentrações de PM são superiores para a lareira aberta.

Pelos resultados obtidos é possível verificar ainda que as concentrações de CO_2 e CO foram superiores no interior relativamente ao exterior. Os níveis de CO_2 foram superiores em lareira aberta tanto para a combustão de pinho como de briquetes. O valor limite de não foi excedido para nenhum cenário. Para o CO verifica-se que para lareira aberta as concentrações tendem a aumentar durante e após a combustão principalmente para briquetes. No caso da lareira fechada, os níveis de CO são significativamente menores comparados com a lareira aberta. Para a lareira aberta, o valor limite legislado foi excedido durante e após o processo de combustão. Para ambos os poluentes CO e CO_2 as concentrações médias são superiores em lareira aberta o que pode ser justificado pelo facto de serem poluentes originados pelo processo de combustão e como a lareira é aberta permite a sua entrada para o interior.

Verifica-se vestígios de O_3 no interior antes e durante a combustão tendo sido significativamente superiores para a combustão de briquetes em lareira aberta, o que pode ser justificado pelo facto das concentrações deste poluente terem sido superiores no exterior neste cenário. Também é possível verificar-se que as concentrações deste poluente foram significativamente superiores no exterior comparado com o interior.

Assim, os níveis de poluentes no interior para a combustão de pinho e briquetes numa lareira fechada com recuperador de calor mostram ser significativamente menores do que para uma lareira aberta. O cenário lareira fechada com combustão de briquetes apresenta ser a melhor opção pela menor concentração de poluentes no ar interior.

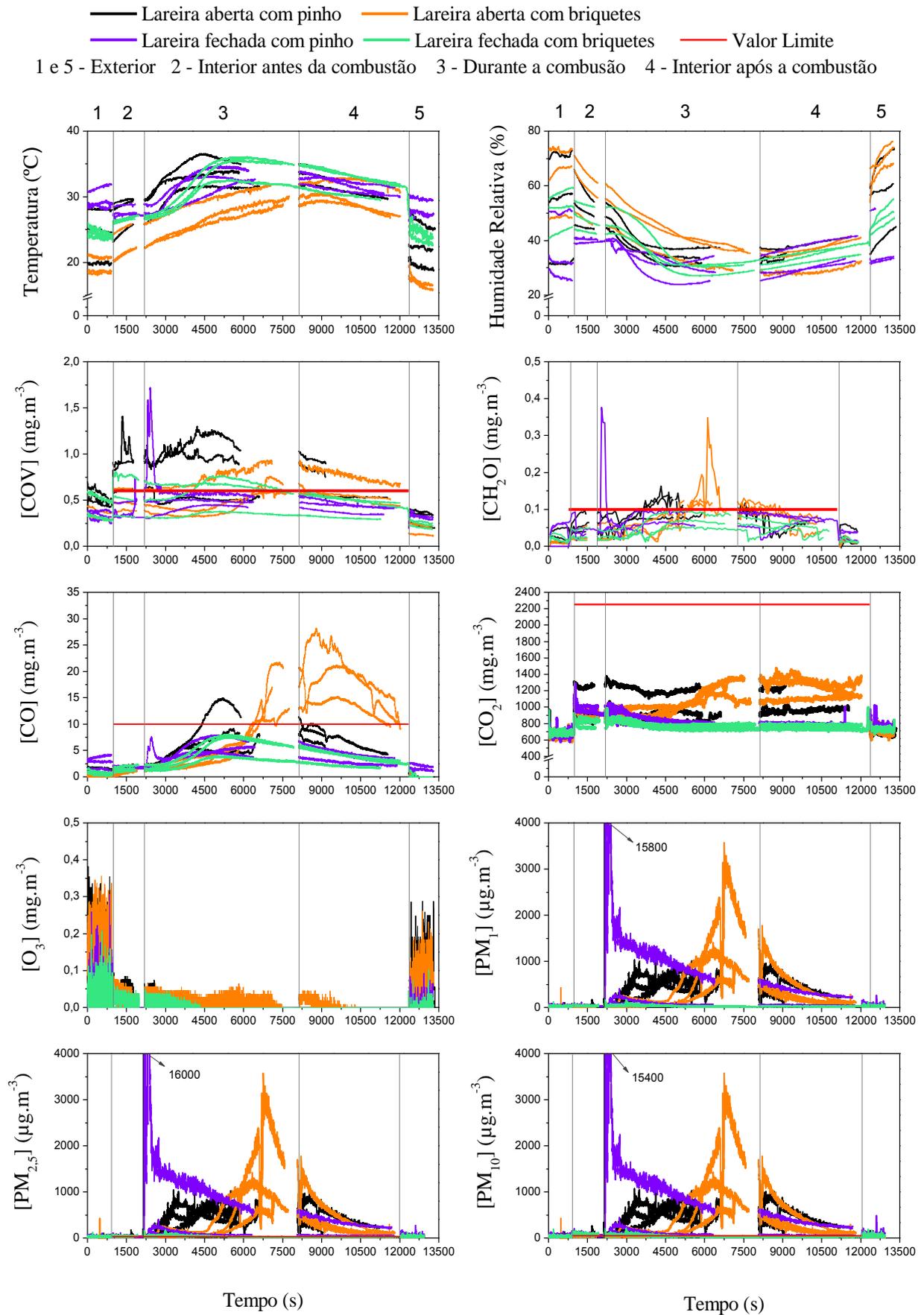


Figura 4.10 – Variação temporal das concentrações de poluentes e dos valores de parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados para as lareiras.

BP - Lareira aberta e pinho;
 BB - Lareira aberta e briquetes;
 CP - Lareira fechada e pinho;
 CB - Lareira fechada e briquetes;
 — Valor limite

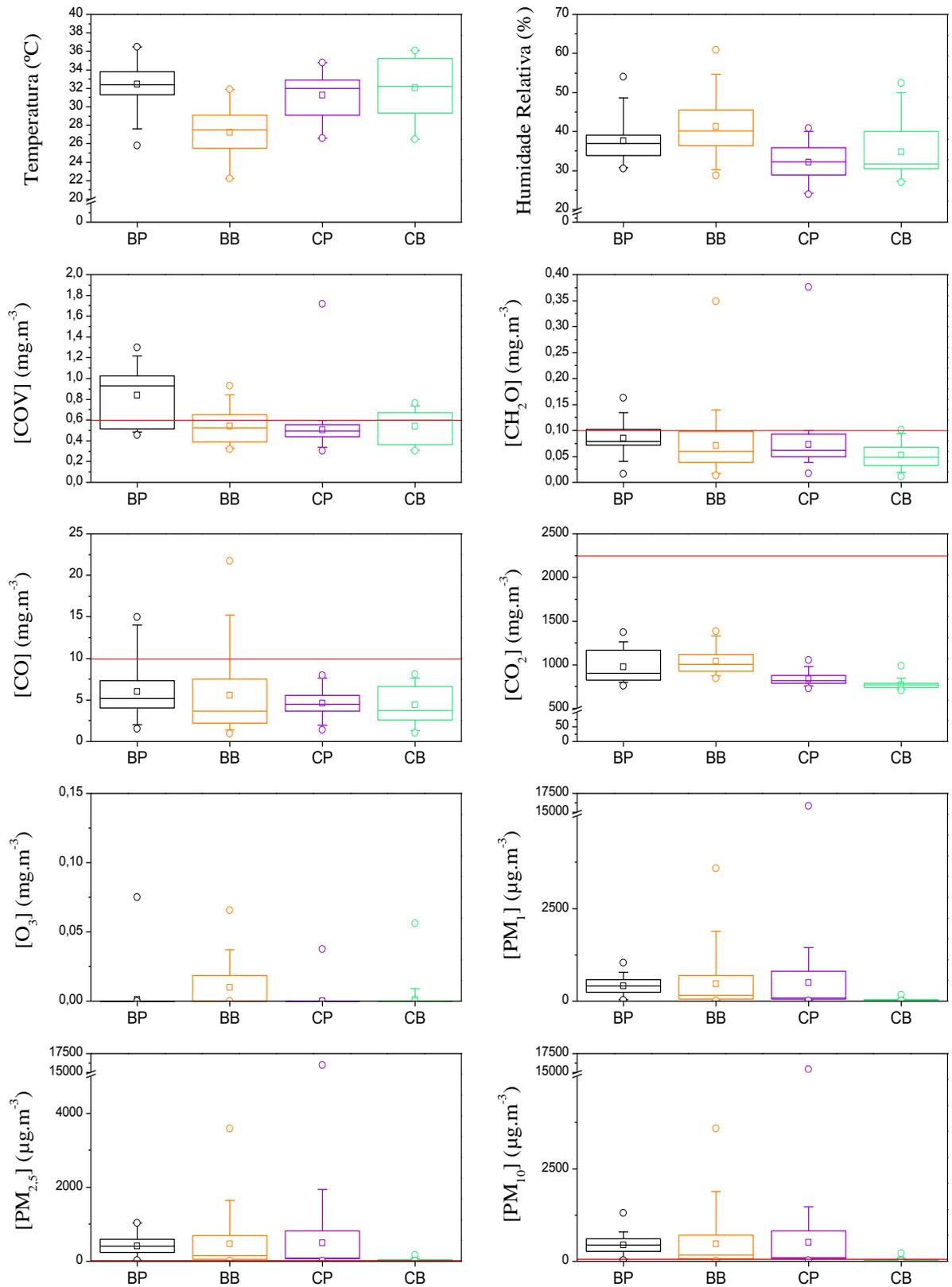


Figura 4.11 – Gráficos de caixas representativos das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto durante a combustão.

4.2.2. Confeção de alimentos

Antes da confeção dos alimentos realizou-se a análise das concentrações de poluentes no ar interior da cozinha em ambas as habitações. Pela análise do Quadro 4.3 verifica-se que os níveis de COVs no interior de ambas as habitações são estatisticamente semelhantes. Contudo, as concentrações de CH₂O, CO, CO₂ e partículas em suspensão são superiores na habitação B. As concentrações de partículas em suspensão ultrapassaram os valores limite estipulados pela legislação nacional para a habitação B. Para a temperatura e humidade relativa os valores são muito semelhantes para ambas as habitações.

Quadro 4.3 – Resultados antes da confeção dos alimentos para as habitações A e B.

Parâmetro	Unidade	Valores de referência	Habitação A				Habitação B			
			Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
T	°C	-	29	29	25	31	29	29	26	31
HR	%	-	44	46	25	62	48	48	59	41
COV	mg.m ⁻³	0,6	0,44	0,46	0,61	0,26	0,45	0,46	0,65	0,31
CH ₂ O	mg.m ⁻³	0,1	0,030	0,030	0,00	0,080	0,050	0,070	0,00	0,16
CO	mg.m ⁻³	10	1,8	1,9	0,40	2,7	2,1	2,0	0,30	3,6
CO ₂	mg.m ⁻³	2250	907	870	690	1500	970	980	670	1300
O ₃	mg.m ⁻³	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PM ₁	µg.m ⁻³	-	19	14	4,0	103	32	25	3,0	930
PM _{2,5}	µg.m ⁻³	25	20	15	5,0	104	34	27	3,0	805
PM ₁₀	µg.m ⁻³	50	28	25	5,0	120	63	41	4,0	1300

Posteriormente, as emissões de poluentes foram estudadas para 4 cenários diferentes na habitação A e B, nomeadamente: i) equipamento a gás e fritura; ii) equipamento a gás e cozedura; iii) placa elétrica e fritura; e iv) placa elétrica e cozedura.

Pela análise da variação temporal da concentração de poluentes do ar interior apresentada na Figura 4.12, verifica-se que as concentrações de poluentes no interior são superiores às do exterior, com excepção do O₃. As concentrações tendem a aumentar quando se inicia o processo de confeção dos dois tipos de refeição, ocorrendo um declínio ao longo do tempo após a conclusão do mesmo (com excepção dos níveis de CO e O₃). Para os parâmetros de conforto, observa-se que a temperatura e humidade relativa tendem a aumentar durante o período de confeção para ambos os tipos de refeição. Estes resultados devem-se ao facto de haver libertação de vapores e calor.

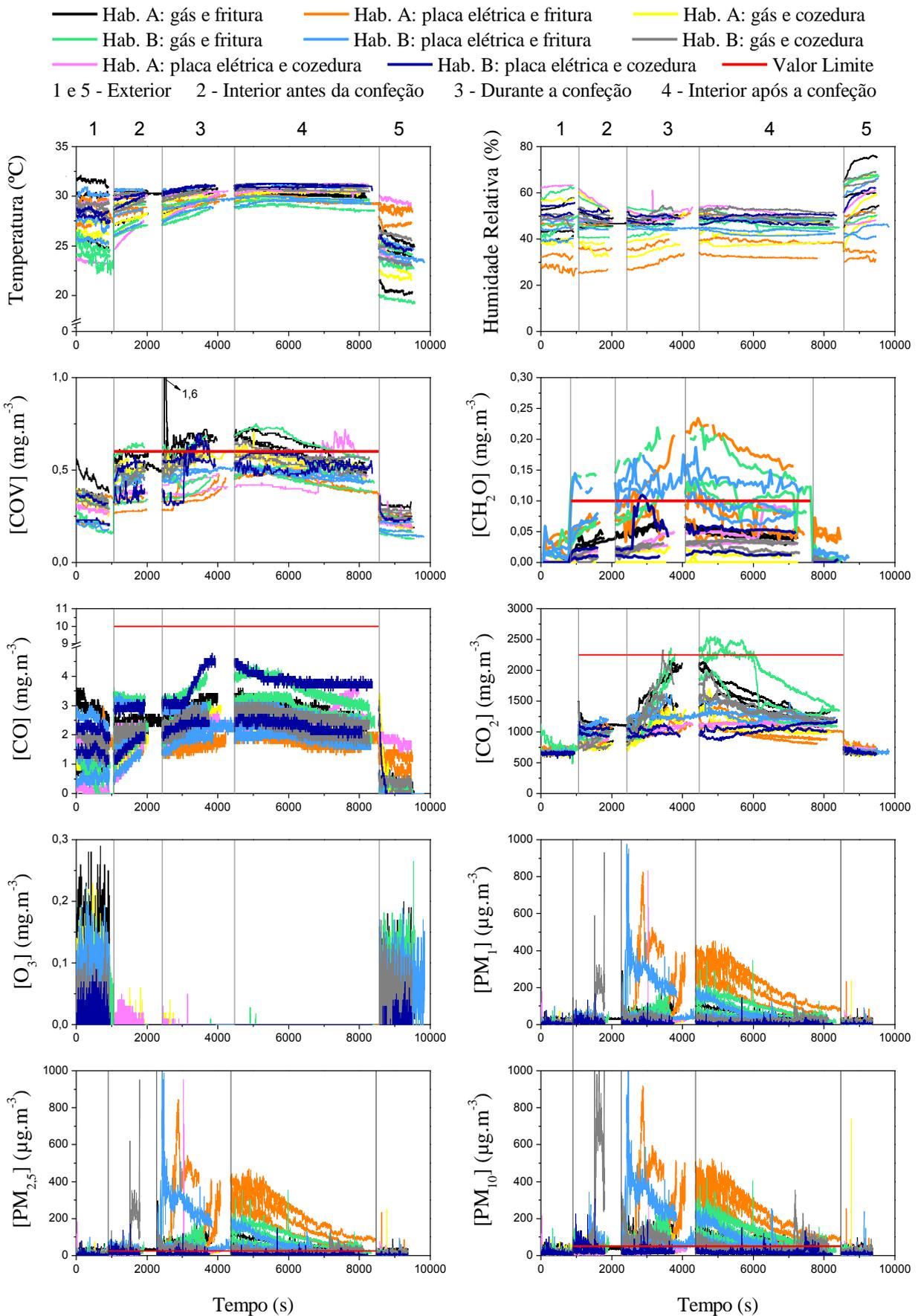


Figura 4.12 – Variação temporal das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados para a confeção de alimentos.

AGF - Hab. A: gás e fritos
 AEF - Hab. A: placa elétrica e fritos
 AGC - Hab. A: gás e cozidos
 AEC - Hab. A: placa elétrica e cozidos
 BGF - Hab. B: gás e fritos
 BGC - Hab. B: gás e cozidos
 BEF - Hab. B: placa elétrica e fritos
 BEC - Hab. B: placa elétrica e cozidos
— Valor limite

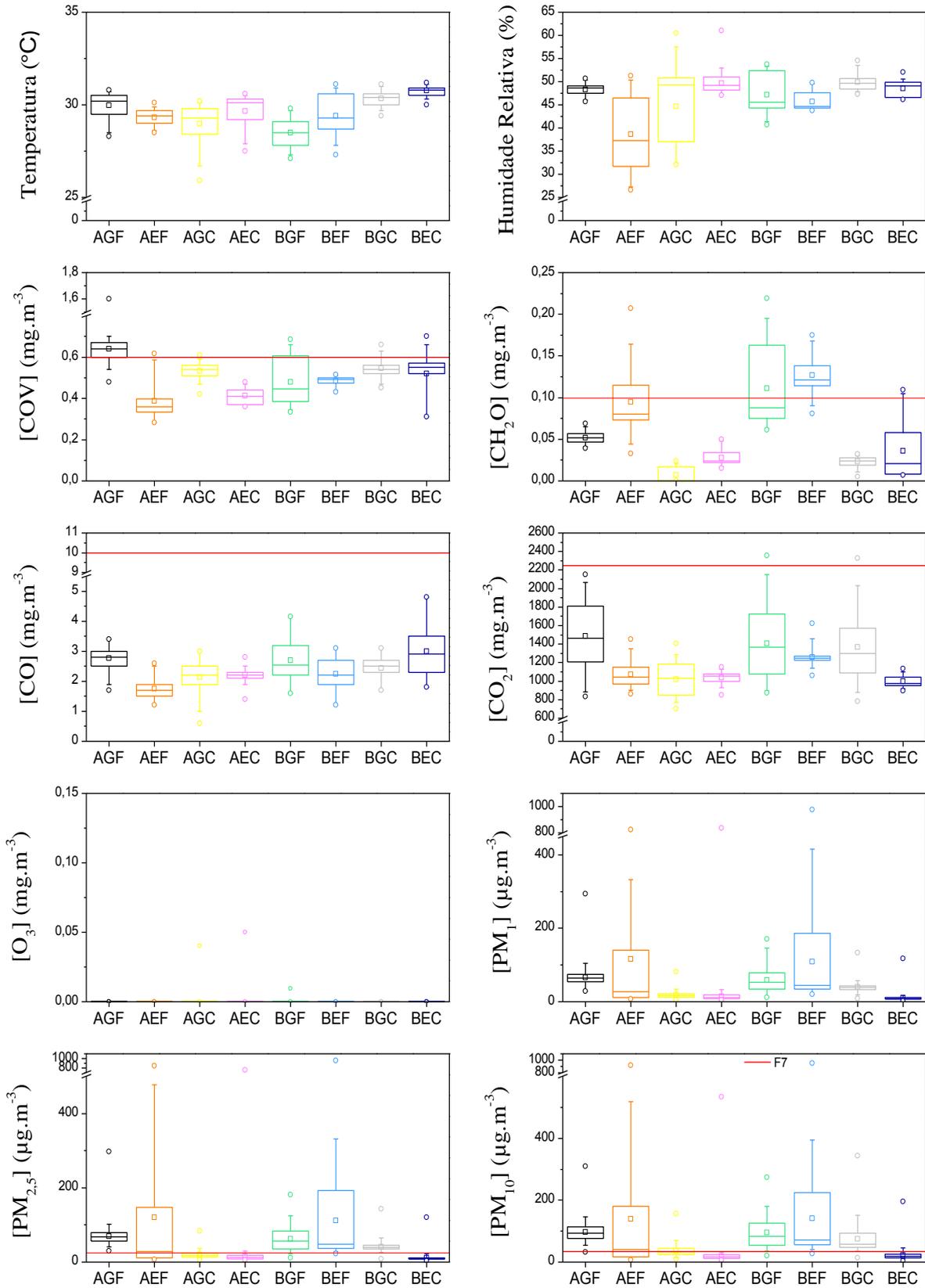


Figura 4.13 – Gráficos de caixas representativas das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto durante a realização das refeições.

As Figuras 4.12 e 4.13 mostram que os níveis de PM são significativamente superiores para a fritura em ambos os tipos de equipamento utilizados, mas principalmente para a placa elétrica, tendo excedido os valores limite durante e após a confeção. No processo de fritura verifica-se a existência de um pico inicial que tende a diminuir ao longo do tempo de confeção. As concentrações médias para os cenários de cozedura não excederam os valores limite definidos pela legislação nacional.

Tal como se verifica para as PM as concentrações de CH₂O aumentam durante a atividade culinária.. Em ambas as habitações as concentrações de PM e CH₂O registaram valores superiores para a confeção de fritos principalmente em placa elétrica. Estes resultados podem ser justificados pelo facto de se ter utilizado uma placa elétrica com revestimento de cerâmica, que em altas temperaturas pode ter reagido com salpicos de óleo de fritura. Para o CH₂O observa-se que as concentrações médias foram superiores para a confeção de cozidos em placa elétrica. O valor limite de CH₂O foi excedido para processos de fritura em ambas as casas.

A Figura 4.12 revela que as concentrações de COV tendem a aumentar ao longo do período de confeção de alimentos, permanecendo elevados após a confeção, apesar de se verificar uma ligeira diminuição. A Figura 4.13 mostra que na habitação A, a confeção de fritos em equipamento a gás apresentou concentrações médias superiores em relação à placa elétrica, tendo registado uma concentração máxima de 1,6 mg/m³ e tendo excedido o valor limite de 0,6 mg/m³. Por outro lado, na habitação B, as concentrações para a cozedura de alimentos são significativamente superiores em relação aos restantes cenários. É de notar que apesar do CH₂O ser um COV as tendências observadas para estes dois poluentes foram diferentes. Este facto pode dever-se aos diferentes compostos que fazem parte dos COV e que podem ter origem no processo de confeção dos alimentos.

Para o CO₂ verifica-se que, para ambas as habitações, as concentrações médias foram superiores para a fritura em equipamento a gás, tendo na habitação B, a concentração máxima excedido o valor limite. Verifica-se que para a fritura e para o equipamento a gás, existe um grande aumento das concentrações durante o processo de confeção, uma vez que este poluente é produto da combustão do gás. Assim, menores níveis de CO₂ estão relacionados com a confeção de cozidos em placa elétrica registados em ambas as habitações.

Os resultados para o CO mostram que não ocorreram excedências em todos os cenários estudados, revelando que, para ambas as habitações, as concentrações são significativamente superiores para a fritura em equipamento a gás na habitação A, e para cozedura em placa elétrica na habitação B. Não foi encontrada uma justificação plausível para o facto de se ter registado maiores concentrações de CO em placa elétrica quando se realizou a confeção de

cozidos, sendo que deveria-se ter realizado uma análise das concentrações durante a utilização dos equipamentos a gás e elétrico sem a atividade culinária. No entanto, consta-se que os resultados obtidos não deverão estar relacionados com a confeção mas sim com as características da divisão da habitação, pelo que mais estudos deveriam ser realizados. De um modo geral, as menores concentrações de CO estão associadas à confeção de fritos em placa elétrica. Este resultado veio ao encontro do trabalho publicado por Guo *et al.* (2008) no qual mencionou que a combustão de gás emite CO sendo que um fogão ineficiente promove mais emissões deste gás.

As medições de O₃, mais uma vez mostraram que a sua origem é essencialmente exterior.

Em termos da reutilização do óleo de fritura, pela análise do Quadro 4.4, verifica-se que não existiram diferenças significativas entre as diferentes utilizações. Contudo, mais estudos devem ser feitos em ambiente controlado, de modo a compreender-se melhor esta temática. Ressalva-se que o óleo utilizado para este estudo é testado e comercializado.

Quadro 4.4 – Concentrações médias dos poluentes para as diferentes reutilizações do óleo de fritura.

Parâmetros	Unid.	Habitação A						Habitação B					
		Gás			Elétrico			Gás			Elétrico		
		1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º	1º	2º	3º
CH ₂ O	mg.m ⁻³	0,050	0,050	0,050	0,070	0,070	0,13	0,080	0,18	0,080	0,12	0,12	0,15
COV		0,63	0,62	0,67	0,46	0,37	0,34	0,37	0,63	0,44	0,49	0,48	0,47
CO		2,8	2,9	2,6	2,1	1,6	1,6	2,6	3,4	2,1	2,2	1,8	2,9
CO ₂		1700	1600	1200	1200	1100	980	1500	1500	1200	1200	1300	1300
O ₃		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PM ₁	µg.m ⁻³	70	58	68	300	56	46	39	74	64	34	250	48
PM _{2,5}		73	63	72	307	59	49	42	78	69	37	260	51
PM ₁₀		91	94	103	330	76	64	69	110	105	57	304	73
T	°C	30	31	29	29	30	30	28	29	28	29	28	31
HR	%	49	48	49	37	30	48	46	43	53	44	45	49

4.2.3. Torradeira elétrica

Antes da torragem do pão realizou-se a análise das concentrações de poluentes no ar interior da cozinha em ambas as habitações. Pela análise do Quadro 4.5 verifica-se que os níveis de CH₂O interior de ambas as habitações são estatisticamente semelhantes tendo as concentrações para este poluente atingido o limite estipulado pela legislação de 0,6 mg/m³ para a habitação B. Contudo, as concentrações de COVs, CO, CO₂ e partículas em suspensão são superiores na habitação B. Verifica-se ainda que as concentrações de CO e de O₃ foram inferiores ao limite de deteção dos equipamentos na habitação A e na habitação B apenas para o O₃. Para a temperatura e humidade relativa os valores são muito semelhantes para ambas as habitações.

Quadro 4.5 – Resultados antes da torragem do pão para as habitações A e B.

Parâmetro	Unidade	Valores de referência	Habitação A				Habitação B			
			Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Média	Mediana	Mínimo	Máximo
T	°C	-	27	28	25	28	29	29	29	30
HR	%	-	43	45	36	51	41	41	38	43
COV	mg.m ⁻³	0,6	0,42	0,43	0,37	0,57	0,60	0,57	0,37	0,74
CH ₂ O	mg.m ⁻³	0,1	0,050	0,040	0,020	0,070	0,060	0,060	0,020	0,10
CO	mg.m ⁻³	10	0,00	0,00	0,00	0,00	1,9	2,6	0,00	4,4
CO ₂	mg.m ⁻³	2250	840	830	780	950	1100	1000	670	1300
O ₃	mg.m ⁻³	-	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PM ₁	µg.m ⁻³	-	9.0	8.0	4.0	49	23	20	7.0	75
PM _{2,5}	µg.m ⁻³	25	9.0	9.0	5.0	50	24	21	8.0	77
PM ₁₀	µg.m ⁻³	50	13	11	5.0	65	35	34	9.0	95

As emissões de poluentes provenientes de torradeiras foram estudadas para 3 cenários diferentes na habitação A e B, nomeadamente: i) pão pouco tostado; ii) pão meio tostado; e iii) pão queimado. A Figura 4.14 mostra os gráficos representativos da variação temporal da concentração dos diversos poluentes analisados e valores dos parâmetros de conforto para as diferentes condições. Pela análise da variação temporal da concentração de poluentes do ar interior verifica-se que, de um do geral, as concentrações de poluentes no interior são superiores às do exterior (com a exceção do O₃), e que as concentrações tendem a aumentar quando se inicia o processo de torragem do pão para as 3 condições mencionadas. Observa-se um declínio ao longo do tempo após a torragem. Os resultados para os parâmetros de conforto, revelam que a temperatura e humidade relativa aumentam com o grau de torragem devido à libertação de calor por parte da torradeira e pelo vapor libertado por um pão quente, respetivamente.

Pão pouco tostado
 Pão médio tostado
 Pão muito tostado
 AP, AM, AT: Habitação A; BP, BM, BT: Habitação B — Valor limite

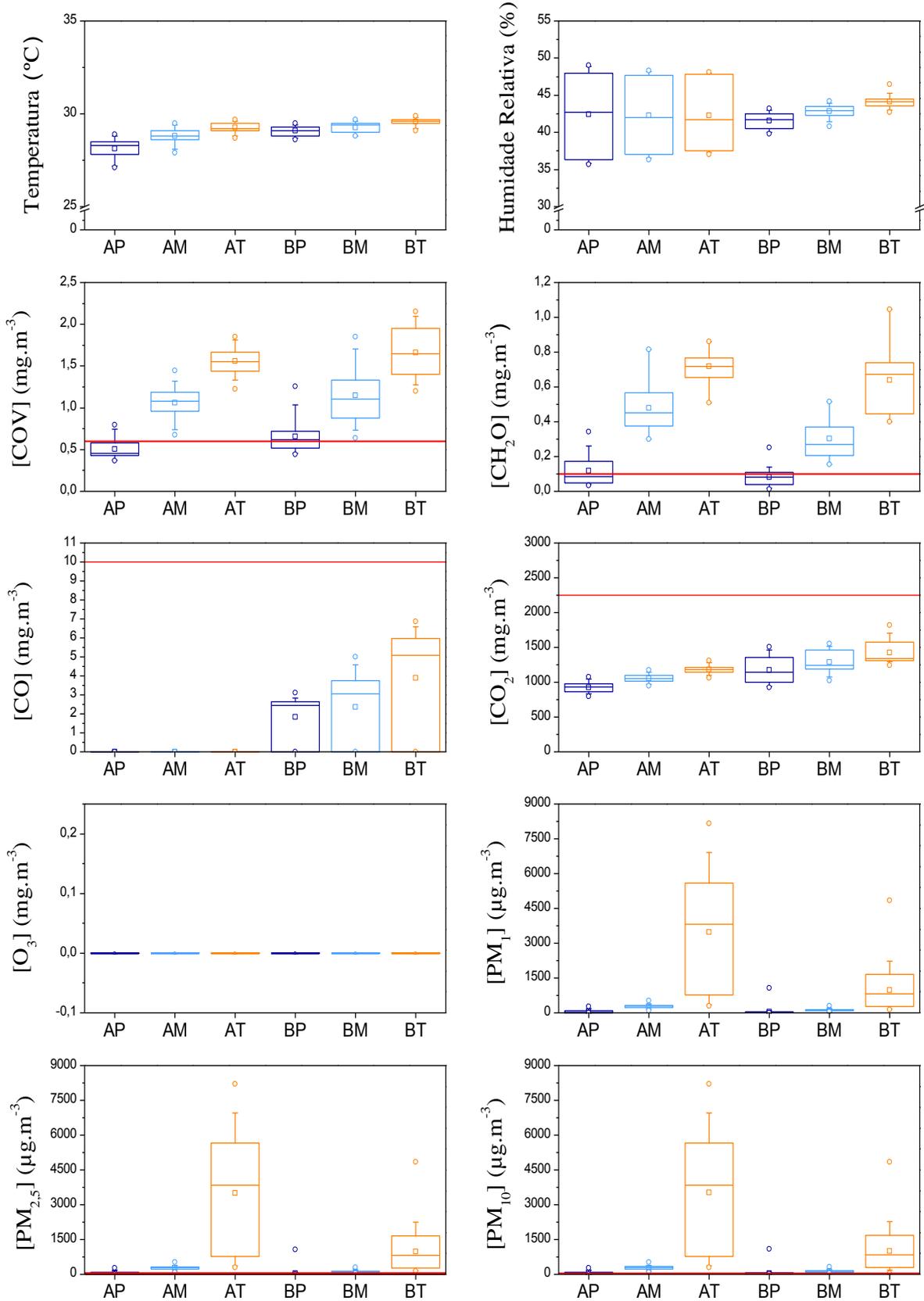


Figura 4.15 – Gráficos de caixas representativos das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto para diferentes graus de torragem.

De uma forma geral, verifica-se pelos resultados obtidos nas Figuras 4.14 e 4.15, que durante a torragem do pão todos os poluentes (à exceção do O₃ e CO na habitação A) tendem a aumentar. Observa-se que as concentrações de COV, CH₂O, CO, CO₂, e PM vão aumentando consoante o grau de torragem do pão. Para um pão médio tostado ou queimado verifica-se níveis significativamente elevados, excedendo o valor limite imposto para COV, CH₂O, PM₁₀ e PM_{2,5}. Assim, constata-se que o grau de emissões para torradeiras elétricas está relacionado com o grau de torragem do pão.

Pela análise da Figura 4.14, observa-se que o rápido declínio das concentrações para todos os poluentes estudados, ocorreu com a abertura das portas da cozinha contribuindo para que estas ficassem abaixo dos valores limite impostos pela legislação. Somente para o CO₂, o declínio não é acentuado tendo os níveis sofrido oscilações durante o período de tempo. Esta evidência comprova o facto de que a existência de uma ventilação adequada promove a renovação do ar interior com consequente diluição das concentrações de poluentes.

4.2.4. Exposição a poluentes durante o sono

O estudo da exposição a poluentes durante o sono foi efetuado para 4 cenários diferentes na habitação A, nomeadamente: i) porta fechada e janela fechada; ii) porta fechada e janela aberta; iii) porta aberta e janela fechada; e iv) porta aberta e janela aberta. A Figura 4.16 mostra os gráficos representativos da variação temporal da concentração dos diversos poluentes analisados e dos parâmetros de conforto para as diferentes condições.

Pela análise da Figura 4.16, verifica-se que para os diferentes cenários registou-se diferentes intervalos de temperatura e de humidade para a estação de verão como apresentado no Quadro 4.6 e 4.7.

Quadro 4.6 – Intervalos registados de temperatura para os diferentes cenários.

Cenário	Intervalo de temperatura
Porta fechada e janela fechada	27 a 30° C
Porta fechada e janela aberta	25 a 31° C
Porta aberta e janela fechada	22 a 26° C
Porta aberta e janela aberta	26 a 30° C

Quadro 4.7 – Intervalos registados de humidade relativa para os diferentes cenários.

Cenário	Intervalo de HR
Porta fechada e janela fechada	40 a 48 %
Porta fechada e janela aberta	39 a 50 %
Porta aberta e janela fechada	47 a 59 %
Porta aberta e janela aberta	39 a 52 %

Pela observação do Quadro 4.6 e 4.7, verifica-se que o cenário mais indicado para o conforto térmico (considerando a estação do ano na qual foi efetuado o estudo) é o da porta aberta e janela fechada, uma vez que o intervalo de temperatura obtido está próximo do intervalo ótimo de temperatura recomendado pela FPP de 20 a 24°C para o interior de habitações. Para a humidade relativa todos os cenários apresentam intervalos de acordo com as recomendações da US-EPA sendo o intervalo ótimo entre os 30 a 60%. Contudo para o cenário de porta aberta e janela fechada o valor máximo de humidade encontra-se próximo do limite estabelecido.

Verifica-se que as concentrações para todos os poluentes são estatisticamente diferentes quando se compara o cenário de porta aberta com o cenário de porta fechada. Também se verifica que para janela aberta e janela fechada apenas as concentrações de CH₂O revelou não ser significativamente diferente. As concentrações de CH₂O para o cenário de porta fechada e janela aberta bem como porta fechada e janela fechada deram resultados estatisticamente semelhantes. Realça-se que nenhuma das opções de abrir a porta foi considerada como a melhor. As concentrações de CH₂O excedem o valor limite em todos os cenários. O cenário onde se registaram maiores concentrações foi com a porta e janela aberta.

As Figuras 4.16 e 4.17 mostram que as concentrações de partículas tendem a diminuir durante a noite, uma vez que o processo de ressuspensão diminui neste período e as partículas acabam por se depositar. O valor limite de PM_{2,5} foi excedido em todos os cenários enquanto o valor referencial para PM₁₀ foi excedido pontualmente para os cenários de porta aberta. As concentrações mais elevadas de partículas registaram-se no cenário de janela e porta aberta. As concentrações de COV tendem a diminuir ao longo da noite, provavelmente porque as fontes interiores de COV (confeção de alimentos, produtos de limpeza e higiene) não se encontram a emitir. Desta forma, observa-se um decaimento do poluente. As concentrações mais elevadas de COV registaram-se para o cenário de porta e janela fechadas. A concentração limite apenas não foi excedido para o cenário de porta aberta e janela fechada.

As concentrações de CO₂ tendem a aumentar durante a noite principalmente em ensaios realizados com janela e porta fechadas. Este facto já era de esperado porque o CO₂ é um produto do metabolismo humano e o isolamento do quarto faz com que não haja a diluição do CO₂ produzido durante a noite. As concentrações de médias de CO₂ mais elevadas foram registadas para a situação de janela e porta fechada, e as menores foram medidas nos ensaios realizados com porta e janela abertas. O valor limite de CO₂ foi excedido para as condições de janela fechada.

As concentrações de CO não excederam o valor limite estabelecido pela legislação. As menores concentrações de CO foram registadas para a porta aberta e janela fechada. No que respeita à variação dos níveis de O₃ e ao contrário do que seria de esperar revelou-se como pior cenário a porta aberta e janela fechada, onde se registou vestígios deste poluente no período inicial do ensaio. Teria sido relevante a análise das concentrações do ar exterior por forma justificar os resultados obtidos.

Resumindo o Quadro 4.8 apresenta as condições para o melhor e pior cenário em função dos poluentes medidos. Este quadro foi realizado de acordo com a análise estatística dos dados.

Quadro 4.8 – Condições dos diferentes cenários em função do poluente.

Poluente	Melhor cenário (menores concentrações)	Pior cenário (maiores concentrações)
COV	PAJF	PFJF
CH ₂ O	PFJA PFJF	PAJA
CO ₂	PAJA	PFJF
CO	PAJF	PFJF
O ₃	PAJA	PAJF
PM ₁	PAJF	PAJA
PM _{2,5}	PAJF	PAJA
PM ₁₀	PAJF	PAJA

*PAJF – Porta aberta e janela fechada;

*PFJF – Porta e janela fechada;

*PFJA – Porta fechada e janela aberta;

*PAJA – Porta e janela aberta.

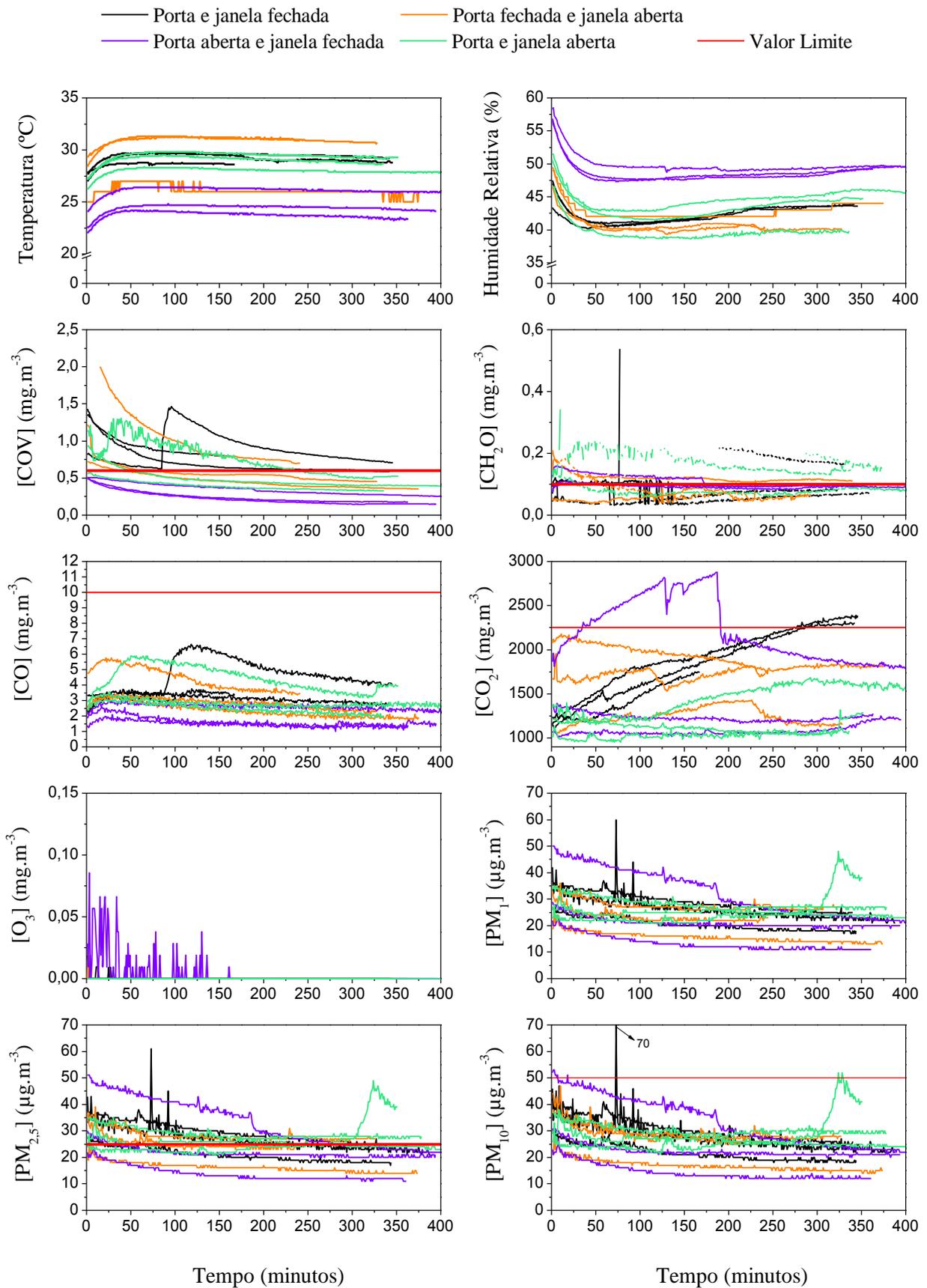


Figura 4.16 – Variação temporal das concentrações de poluentes e dos valores de parâmetros de conforto no exterior e interior para o total de ensaios realizados durante o sono.

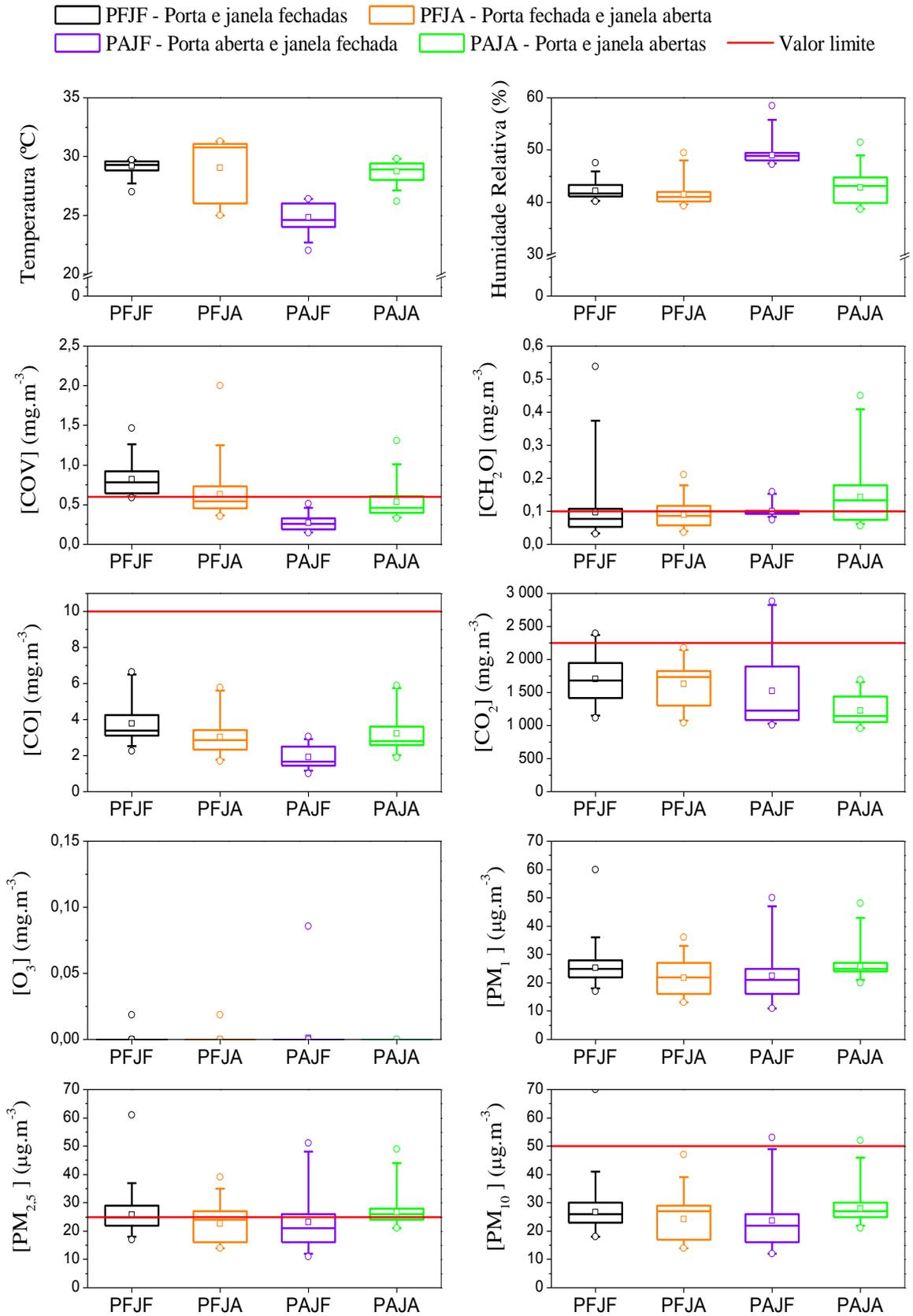


Figura 4.17 – Gráficos de caixas representativas das concentrações de poluentes e valores dos parâmetros de conforto para diferentes cenários durante o sono.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES, LIMITAÇÕES E DESENVOLVIMENTOS FUTUROS

5.1. Conclusões

O estudo da QAI, nomeadamente em habitações, tem uma grande importância uma vez que as concentrações de determinados poluentes no ar interior podem ser superiores às do ar exterior devido à presença de diversas fontes emissoras e pela ventilação inadequada, entre outros fatores. Esta evidência foi confirmada pelo presente estudo, em que todas as habitações apresentaram concentrações de poluentes no ar interior superiores comparativamente com as medições no ar exterior.

As concentrações aumentaram com a utilização das fontes emissoras e verificou-se que o O₃ não é um poluente típico do ar interior, sendo as suas concentrações superiores no ar exterior. As concentrações dos poluentes variaram de habitação para habitação devido ao diferente volume das divisões, ao tipo de fontes existentes e à diferente ocupação.

O presente estudo ainda mostrou que as concentrações de poluentes foram mais elevadas na habitação mobilada, no entanto para a casa desabitada registaram-se valores superiores para as concentrações de partículas em suspensão e de CO. O trabalho indicou ainda que as concentrações de poluentes foram superiores para a moradia de piso térreo em comparação com o apartamento localizado no 3º andar. A maioria das casas estudadas apresentou uma razoável qualidade do ar e conforto térmico, embora a concentração de vários poluentes possam indicar a oportunidade de se efetuarem intervenções corretivas, nomeadamente reduzindo as fontes emissoras e promovendo maior ventilação.

Em termos de estilos de vida e hábitos quotidianos concluiu-se que os inquiridos neste trabalho têm o hábito de dormir de porta fechada e de não fumar em casa. O hábito de abrir as janelas é muito comum, tendo os inquiridos afirmado abrir as janelas cerca de 6 a 7 vezes por semana. Os inquiridos realizam limpezas domésticas em média uma vez por semana. Não é comum a utilização de produtos perfumados, porém quem utiliza compra especialmente velas e *sprays*. Concluiu-se ainda que a ventoinha é dos equipamentos de climatização do ar mais utilizados, seguidamente do irradiador a óleo, ar condicionado e lareira aberta e fechada com recuperador de calor. Verificou-se também que a confeção de alimentos mais praticada pelos inquiridos são os fritos e grelhados. Verificou-se ainda que a utilização de tapetes é comum em salas e quartos, e de para alcatifas nas salas. Finalmente, o estudo revelou que o tempo de permanência em casa é cerca de 8 a 13 horas.

Relativamente ao estudo experimental para as lareiras verificou-se que as concentrações de poluentes associadas à combustão de briquetes em lareira aberta e fechada foram semelhantes. Para a queima de pinho, as concentrações de poluentes geradas a partir de uma lareira aberta foram superiores em relação a uma lareira fechada. As concentrações medidas aquando da combustão de pinho foram superiores em relação aos briquetes. As concentrações de CO₂ foram superiores para lareira aberta e nunca excederam os valores de referência estabelecidos pela Portaria nº353-A/2013. As concentrações de COV excederam o valor limite legal em todos os cenários, enquanto que as concentrações de CO apenas excederam o valor limite para a lareira aberta. As concentrações médias de CH₂O foram superiores para a lareira aberta com pinho e em todos os cenários verificou-se a excedência do valor limite sendo que para lareira fechada com briquetes teve menores concentrações. Para os níveis de PM conclui-se que em todos os cenários estudados os valores de referência foram ultrapassados. No entanto, as concentrações médias de PM foram menores para a combustão de briquetes em lareira fechada com recuperador de calor.

Na confeção de alimentos as concentrações de poluentes variaram consoante a habitação e o tipo de confeção de alimentos (fritos ou cozidos). Observou-se que para o equipamento a gás os níveis de COVs foram superiores. Na habitação A, a concentração média de COVs para a confeção de fritos com equipamento a gás excedeu o valor limite 0,6 mg/m³. Na habitação B, foi a confeção de cozidos que registou os maiores níveis de COVs apesar dos seus valores médios não terem excedido o valor limite. Os níveis de CH₂O foram superiores para a confeção de fritos, tendo sido excedido o valor de referência estipulado pela legislação nacional. Para o CO₂ a confeção de fritos em equipamento a gás mostrou ser o pior cenário. Para os níveis de CO não se verificaram excedências em todos os cenários estudados. A confeção de fritos, em equipamento a gás, e cozidos em placa eléctrica na habitação B apresentaram as maiores concentrações de CO. Para as PM, a confeção de fritos apresentou os níveis mais elevados deste poluente tendo excedido o valor limite para PM_{2,5} e PM₁₀. A utilização da placa eléctrica apresentou as maiores concentrações em ambos os tipos de confeção. Por último, os resultados obtidos para a reutilização do óleo de fritura não foram conclusivos quanto a um possível aumento das emissões com a reutilização. Assim, mais estudos deverão ser realizados.

No que respeita à utilização da torradeira eléctrica, os níveis de poluentes variaram com a habitação e com o grau de torragem. As concentrações aumentaram com o grau de torragem. O pão queimado apresentou maiores níveis de poluentes associados, seguidamente do pão meio tostado, sendo o pão pouco tostado o que apresenta menores emissões. As concentrações de CO₂ não apresentaram excedências do valor limite legislado para a QAI. As concentrações de PM₁₀

para um pão médio tostado e queimado não mostrou ser estatisticamente diferentes. Finalmente, verificou-se ainda que os níveis de poluentes diminuem com uma ventilação adequada.

Relativamente à exposição a poluentes durante o sono verificou-se que para os poluentes COVs, CO e PM foram observadas concentrações mais baixas durante o sono com porta aberta e janela fechada. Para o CH₂O o melhor cenário está relacionado com a porta fechada, tanto para janela aberta como para janela fechada. Supõe-se que este resultado possa estar relacionado com as concentrações deste poluente nas restantes divisões da habitação que com porta aberta possam entrar no quarto, no entanto, mais estudos serão necessários para comprovar esta suposição. Os níveis de CO₂ foram menores com a porta e janela abertas e as concentrações de PM_{2,5} não apresentaram ter influência por uma janela aberta ou fechada, mas sim pela porta aberta e porta fechada.

Este estudo demonstrou a existência de elevadas concentrações de poluentes atmosféricos no ar interior geradas pelas emissões de lareiras abertas, da combustão de pinho em relação aos briquetes, da confeção de fritos e cozidos especialmente em equipamento a gás, e de torradeiras elétricas. Recomenda-se que para o bem-estar e qualidade de vida deve-se ter em conta os seguintes aspetos:

- Manter a porta aberta e janela fechada enquanto se dorme;
- Permitir uma boa ventilação sempre que possível e nas horas de menor tráfego automóvel;
- Utilizar lareira fechada com briquetes certificados;
- Utilizar equipamentos eficientes e certificados;
- Realizar a manutenção adequada dos equipamentos, nomeadamente ter o cuidado de limpar ou renovar os filtros de partículas;
- Optar pelo tipo de confeção de alimentos que permita uma menor exposição a poluentes, como os cozidos;
- Utilizar exaustor durante as atividades culinárias;
- Evitar tostar demasiado os alimentos;
- Ajustar a humidade relativa para evitar o desenvolvimento de contaminantes biológicos;
- Utilizar produtos de limpeza amigos do ambiente por forma a reduzir a exposição a produtos químicos com teor de substâncias perigosas;
- Recorrer a purificadores do ar para fornecer um ar limpo nas habitações.

5.2. Limitações e desenvolvimentos futuros

Face à limitação de tempo e de recursos disponíveis, não foi possível realizar um maior número de ensaios para uma melhor caracterização de poluentes emitidos pelas fontes emissoras interiores das habitações, bem como ter-se avaliado outras fontes de igual importância para este estudo tais como, a realização de grelhados, a limpeza doméstica e a utilização de produtos perfumados. Por outro lado, outras limitações deste trabalho estão inerentes ao facto de se ter realizado a investigação para um número limitado de casas, e ter-se efetuado uma comparação da lareira aberta com a lareira fechada, estando estes equipamentos localizados em casas diferentes. Deste modo, as diferenças encontradas podem dever-se não só às diferenças entre equipamentos mas também a diferenças entre casas. Os diferentes cenários foram influenciados pelas condições meteorológicas e pela variabilidade das concentrações de poluentes no ar exterior. Para a exposição humana a poluentes durante o sono o ar exterior devia ter sido analisado para justificar os valores obtidos para os diversos cenários no ar interior. Por último, idealmente este estudo deveria ter sido realizado em ambiente controlado, no entanto o presente estudo permitiu mostrar que as concentrações dos poluentes variam de casa para casa de acordo com as características das habitações e fatores que influenciam a QAI.

Desenvolvimentos futuros poderão passar pelo estudo das concentrações de poluentes para a estação de inverno comparando com os resultados obtidos para a estação de verão. De uma forma mais específica, seria interessante a avaliação das concentrações de NO₂ pela combustão de gás durante a confeção de alimentos bem como efetuar uma análise durante a utilização dos equipamentos a gás e elétrico sem a confeção de alimentos, por forma analisar se os níveis de CO e NO₂ resultantes da combustão de gás, ou simplesmente avaliar o grau de emissão do equipamento e que outros poluentes emite. O mesmo seria interessante realizar para as torradeiras elétricas. Ainda comparar durante a atividade culinária as concentrações com e sem exaustor. Além disso, seria interessante estudar as concentrações de poluentes para uma lareira fechada em habitação mobilada e lareira aberta em habitação desabitada. A caracterização química das partículas também seria uma mais valia na avaliação do impacto das emissões resultantes das fontes avaliadas. Por fim, para o estudo das concentrações de poluentes durante o sono seria interessante estudar as concentrações para contaminantes biológicos bem como a percepção do nível de conforto para um maior número de indivíduos.

Referências Bibliográficas

- Abreu, 2010. *O ambiente interior e a saúde dos ocupantes de edifícios de habitação*, dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, Faculdade de Engenharia da Universidade da Beira Interior, Covilhã.
- Afshari A., Matson U. & Ekberg L.E., 2005. Characterization of indoor sources of fine and ultrafine particles: a study conducted in a full-scale chamber, *Indoor Air*, vol.15, pp. 141-150.
- Alamolhodaie N.S., Shiranib K. & Karimic G., 2015. Arsenic Cardiotoxicity: An Overview, <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.etap.2015.08.030>.
- Almeida M., Lopes I. & Nunes C., 2010. Characterization of indoor air quality in Portugal – HabitAR study, *Revista Portuguesa de Imunoalergologia*, Portugal, pp. 21-38.
- Almeida H., 2010. *Análise do conforto térmico de edifícios utilizando as abordagens analíticas e adaptativas*, dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, Instituto Superior Técnico de Lisboa, Lisboa.
- Almeida S.M., Canha N., Silva A., Freitas M.C., Pegas P., Alves C., Evtyugina M.G. & Pio C.A., 2011. Children exposure to air particulate matter in indoor of Lisbon primary schools, *Atmos. Environ.*, vol. 45, pp. 7594-7599.
- Almeida-Silva M., Wolterbeek H.T. & Almeida S.M., 2014. Elderly exposure to indoor air pollutants, *Atmos. Environ.*, vol. 85, pp. 54-63.
- Alves C., Gonçalves C., Fernandes A.F., Tarelho L. & Pio C., 2011. Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types, *Atmospheric Research*, vol. 101, pp. 692-700.
- Amaral M., 2008. *Sistemas de ventilação natural e mistos em edifícios de habitação*, Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Civil pela FEUP, Porto.
- Anderson R.C. & Anderson J.H., 2000. Respiratory toxicity of mattress emissions in mice, *Arch Environ Health*, vol. 55, pp. 38-43.
- APA, 2010. *Qualidade do Ar em Espaços Interiores, Um Guia Técnico*. Agência Portuguesa do Ambiente, Amadora.
- APA, 2015. *Qualidade do ar interior*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- Apte M.G., Fisk W.J. & Daisey J.M., 2000. Associations between indoor CO₂ concentrations and sick building syndrome symptoms in U.S. office buildings: an analysis of the 1994-1996 BASE study data. *Indoor Air*, vol.10, pp. 1-36.
- AREAL, 2006. *Avaliação do potencial de biomassa da região do Algarve*, Agência Regional da Energia e Ambiente da Região do Algarve.
- Arcus-Arth A., Broadwin R. & Lam R., 2009. Impact of socioeconomic factors on residential indoor air quality and health, *Environmental Toxicology and Human Health*, vol.2, Oxford.

- Arundel A., Sterling E.M., Biggin J.H. & Sterling T.D., 1986. Indirect health effects of relative humidity in indoor environments. *Environmental Health Perspectives*, vol.65, pp. 351-361.
- ASHRAE Standard 55-2013. Thermal Environmental Conditions for Human Occupancy. ASHRAE.
- ASHRAE Standard 62.1-2013. Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality. ASHRAE.
- ASHRAE Standard 62.2-2013, Ventilation and Acceptable Indoor Air Quality in Low-Rise Residential Buildings. ASHRAE.
- Aydogan Ahu & Montoya DL., 2011. Formaldehyde removal by common indoor plant species and various growing media, *Atmospheric Environment*, vol.45, pp. 2675-2682.
- Ayoko, G.A. (2004) Volatile Organic Compounds in Indoor Environments. *The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 4, Parte F, pp.1-35.
- Barbosa R., Vicente R. & Santos R., 2015. Climate change and thermal comfort in Southern Europe housing: A case study from Lisbon, *Building and Environment*, vol. 92, pp. 440-451.
- Bernardes, C. (2009). *Análise dos métodos de auditoria à qualidade do ar interior*. Dissertação para obtenção de Grau de Mestre em Sistemas Energéticos Sustentáveis, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Bernstein J.A., Alexis N., Bacchus H., Bernstein L., Fritz P., Horner E., Li N., Mason S., Nel A., Oullette J., Reijula K., Reponen T., Seltzer J., Smith A. & Tarlo S.T., 2008. The health effects of nonindustrial indoor air pollution, *J. Allergy Clin. Immunol.*, vol.121, pp. 585-591.
- Boleij M. & Brunekreef B., 1989. Domestic pollution as a factor causing respiratory health effects, *Chest*, vol. 96, pp. 3685-3725.
- Boor B., Liang Y., Crain N., Järnström H., Novoselac A. & Ying Xu, 2010. New and Used Crib Mattresses as a Source of Volatile Organic Compounds, Phthalate and Alternative Plasticizers, and Other Chemical Species in the Infant Sleep Microenvironment, *In: Proceedings of the 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate 2014*, Hong Kong, Paper 431.
- Bornehag C.G., Sundell J., Hägerhed-Engman L. & Sigsgaard T., 2005. Association between ventilation rates in 390 Swedish homes and allergic symptoms in children. *Indoor Air*, vol.15, pp.275-280.
- BPIE, 2015. Indoor Quality Air, Thermal Comfort and Daylight: Analysis of Residential Building Regulations in Eight EU Member States, *Buildings Performance Institute Europe*, Europe, pp.14-58.
- Brás H., 2012. *Avaliação dos benefícios da implementação de Zonas de Emissões Reduzidas em Lisboa*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, FCT/UNL, Lisboa.

- Brown T., Dassonville C., Derbez M., Ramalho O., Kirchner B., Crump D. & Mandin C., 2015. Relationships between socioeconomic and lifestyle factors and indoor air quality in French dwellings, *Environmental Research*, vol. 140, pp. 385–396.
- Buonanno G., Stabile L., Morawska L. & Russi A., 2013. Children exposure assessment to ultrafine particles and black carbon: The role of transport and cooking activities, *Atmos Environ*, vol. 79, pp. 53–58.
- Campos C. & Santos P., 2010. Factors that define the indoor air quality, Colóquio Internacional sobre Segurança e Higiene Ocupacionais, A. Ramalhão, Porto.
- Canha N., Almeida M., Freitas MC. & Almeida SM., 2011. Seasonal variation of total particulate matter and children respiratory diseases at Lisbon basic schools using passive methods, *Proc. Environ. Sci.*, vol. 4, pp. 170-183.
- Canha N., Almeida-Silva M., Freitas MC., Almeida SM. & Wolterbeek H.Th., 2012. Lichens as biomonitors at indoor environments of primary schools, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, vol. 291, pp. 123-128.
- Canha N., Almeida-Silva M., Freitas MC., Almeida SM., Trancoso M., Mouro F. & Wolterbeek H.Th., 2014. Particulate matter analysis in indoor environments of urban and rural primary schools using passive sampling methodology, *Atmospheric Environment*, vol. 83, pp. 21-34.
- CCRSA, 2008. “*Opinion on risk assessment on indoor air quality*”, an opinion produced by the SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks) of the European Commission.
- CESAM, 2013. Queimas domésticas causam 30 por cento da poluição atmosférica em Portugal, *Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro*. Disponível em: <https://uaonline.ua.pt/pub/detail.asp?lg=pt&c=33705>, acesso a 26 de julho de 2015.
- CESAM, 2015. UA descobre metais pesados perigosos para a saúde em biocombustíveis domésticos, *Centro de Estudos do Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro*. Disponível em: <https://uaonline.ua.pt/pub/detail.asp?lg=pt&c=42454>, acesso em 26 de julho de 2015.
- Cheng-Jung C., Pei-Chih Wu, Chao-Heng Tseng & Huey-Jen Su., 2015. Indoor air quality varies with ventilation types and working areas in hospitals, *Building and Environment*, vol. 85, pp. 190-195.
- Chu C. & Chiang B., 2013. Wind-driven ventilation with internal obstacles. *Energy and Buildings*, vol.67, pp. 201-209.
- CMP - Câmara Municipal de Palmela, 2015. Consulta efetuada em 30 de Março de 2015. Disponível em <http://www.cm-palmela.pt/pt/conteudos/o+concelho/Território/>.
- Core J., Cooper J., DeCesar R. & Houck J., 1982. Residential wood combustion study, Task 1 ambient air quality impact analysis. EPA 910/9-9-82-089a.
- Core J., Cooper J. & Neulicht R., 1984. Current and projected impacts of residential wood combustion on Pacific Northwest air quality. *J. Air Pollution. Control Assoc.*, vol.34, pp 138-143.

- Crump D., Dengel A. & Swainson M., 2009. Indoor Air Quality in Highly Energy Efficient Homes – A Review. *NHBC Foundation*, Amersham.
- Dales R., Liu L., Wheeler A. & Gilbert N.L., 2008. Quality of indoor residential air and health, *CMAJ*, vol.179 n°.2, pp. 147-152.
- DGEG (2011) Inquérito ao consumo de energia no setor doméstico, ICESD. Direção Geral de Energia e Geologia.
- D'Souza J.C., Jia C., Mukherjee B. & Batteman S., 2009. Ethnicity, housing and personal factors as determinants of VOC exposures. *Atmos. Environ.*, vol.43, pp. 2884-2892.
- EEA, 2013. Indoor air quality, *European Environment Agency*.
- EEA, 2014. Air quality in Europe — 2014 report, *European Environment Agency*.
- EEA, 2015. Pollution Air, *European Environment Agency*.
- EFA, 2004. Towards Healthy Air in Dwellings in Europe-The THADE Report. *European Federation of Alergy and Airways Diseases*, Itália.
- Etheridhe D., 2012. Natural Ventilation of Buildings: Theory, Measurement and Design. *John Wiley & Sons, Inc.* ISBN: 9781119951773.
- European Commission, 2005. CAFE Reference Documents. Obtido em Março de 2012, de European Commission – Environment. Disponível em: <http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/general/keydocs.htm#maps>, acesso a 24 de julho de 2015.
- Fanger P., 1970. Thermal comfort: analysis and applications in environmental Engineering, *McGraw-Hill Book Company*, United States.
- Fernandes A., 2009. *Emissão de PM_{2,5} e gases em sistemas domésticos de queima de biomassa*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Fernandes A.P., Alves C.A., Gonçalves C., Tarelho L., Pio C., Schimdl C. & Bauer, H., 2011. Emission factors from residential combustion appliances burning Portuguese biomass fuels, *Bauerb a Centre for Environmental and Marine Studies, Department of Environment*, University of Aveiro, pp. 3810-193, Aveiro, Portugal.
- Ferreira M., 2012. *Consumo Doméstico de Biomassa Lenhosa e Emissões Atmosféricas na Cidade de Bragança*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental, ESA-IPB, Bragança.
- Ferreira Cunha L., 2012. *Identificação e caracterização dos principais fatores que afetam os parâmetros que caracterizam a qualidade do ambiente interior dos edifícios*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, Universidade do Minho, Minho.
- Fisk WJ., 2000. Health and productivity gains from better indoor environments and their relationship with building energy efficiency. *Ann. Rev. Energy Environ.*, vol.25, pp. 537-566.
- Foster P. & Garman G., 2011. Heating With Wood: Using wood to heat your Northern Minnesota home. Dovetail Partners.

- FPP, 2015. *Ambiente e Qualidade do Ar Interior* [website]. Disponível em: www.fundacaoportuguesadopolmao.org/ambiente_interior.html, acesso a 1 de setembro de 2015.
- Gao J., Yating Jian, Changsheng Cao, Lei Chen & Zhang Xu, 2015. Indoor Emission, Dispersion and Exposure of Total Particle-Bound Polycyclic Aromatic Hydrocarbons during Cooking, *Atmospheric Environment*, vol. 120, pp. 191-199.
- Gao J., Changsheng Cao, Xu Zhang & Zhiwen Luo, 2013. Volume-based size distribution of accumulation and coarse particles (PM_{0.1-10}) from cooking fume during oil heating, *Building and Environment*, vol. 59, pp. 575–580.
- Godish T. & Spengler J., 1996. Relationships Between Ventilation and Indoor Air Quality: A Review, *Indoor Air*, vol. 6, pp. 135-145.
- Gomes R., 2010. *Estudo e Concepção de Sistemas de Ventilação Natural em Edifícios de Habitação*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil, Universidade da Madeira, Madeira.
- Gonçalves C., Alves C., Fernandes AP., Monteiro C., Tarelho L., Evtyugina M. & Pio C., 2011. Organic compounds in PM_{2,5} emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species, *Environmental Science and Technology*, vol.42, pp. 5074–5080.
- Guo H., Murray F. & Wilkinson Lee S., 2004. Evaluation of emissions of total volatile organic compounds from carpets in an environmental chamber, *Building and Environment*, vol. 39, pp.179-187.
- Guo L., Lewis J.O. & Laugulin J.P., 2008. Emissions from Irish Domestic fireplaces and their impact on indoor air quality when used as supplementary heating source, *Global NEST Journal*, vol.10, No 2, pp. 209-216.
- Halios H.C., Assimakopoulos V., Helmisa G. & Helena A., 2005. Investigating cigarette-smoke indoor pollution in a controlled environment, *Science of The Total Environment*, vol. 337, pp. 183-190.
- Hanoune B. & Carteret M., 2015. Impact of kerosene space heaters on indoor air quality, *Chemosphere*, vol. 134, pp. 581-587.
- Healy J.D., 2003. Excess winter mortality in Europe: a cross country analysis identifying key risk factors. *Journal of Epidemiology and Community Health*, vol.57, pp. 784-789.
- Hedge A., Erickson W. & Rubin G., 1992. Effects of personal and occupational factors on sick building syndrome reports in air conditioned offices. In: Quick, J.C., Murphy, L.R., Hurrell Jr., J.J., ed., *Work and well-being: assessments and interventions for occupational mental health*, Chap. 19, Washington, D.C. *American Psychological Association*, pp. 286-98.
- Hedge A., Erickson W. & Rubin G., 1995. Psychosocial correlates of sick building syndrome, *Indoor Air*, vol.5, pp. 10-21.
- Hedge, A., Erickson, W.A. & Rubin, G. (1996) Predicting sick building syndrome at the individual and aggregate levels, *Environment International*, Vol.22 (1), pp. 3-19.

- Hesaraki A., Myhren J.A. & Holmberg S., 2015. Influence of different ventilation levels on indoor air quality and energy savings: A case study of a single-family house, *Sustainable Cities and Society*, vol.19, pp. 165-172.
- Hillier K., King D.A. & Henneuse C., 2009. Study of odours coming out of polyurethane flexible foam mattresses, *Cell Polym*, vol. 28, pp. 113–144.
- Hillier L., Schupp T. & Carney I., 2003. An investigation into VOC emissions from polyurethane flexible foam mattresses, *Cell Polym*, vol. 22, pp. 237–259.
- Hoskins J., 2003. Health Effects due to Indoor Air Pollution. *Indoor and Built Environment*, vol. 12, pp. 427-433.
- Hussein T., Glytsos T., Ondracek J., Dohányosová P., Ždímal V., Hämeri K., Lazaridis M., Smolik J. & Kulmala M., 2006. Particle size characterization and emission rates during indoor activities in a house, *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 4285-4307.
- INE, 2011. Censos de 2011, Instituto Nacional de Estatística.
- ISO 7730. (2005). Ergonomics of the Thermal Environment - Analytical Determination and Interpretation of Thermal Comfort using Calculation of the PMV and PPD Indices and Local Thermal Comfort Criteria. International Organization for Standardization.
- IREA, 2011. Inventário de emissões de poluentes atmosféricos na região Norte – Relatório Final elaborado no âmbito do Protocolo de colaboração estabelecido entre a CCDR Norte e a FCT/UNL, Inventário Regional de Emissões Atmosféricas.
- IREA, 2014. Inventário de emissões de poluentes atmosféricos na região Norte – Relatório Final elaborado no âmbito do Protocolo de colaboração estabelecido entre a CCDR Norte e a FCT/UNL, Inventário Regional de Emissões Atmosféricas.
- Irga P.J., Torpy F.R. & Burchett, M.D., 2013. Can hydroculture be used to enhance the performance of indoor plants for the removal of air pollutants?, *Atmospheric Environment*, vol.77, pp. 267-271.
- ISAIQ-CIB, 2003. *Performance Criteria Of Buildings for Health and Comfort*, International Society of Indoor Air Quality and Climate e a International Council for Research and Innovation in Building and Construction, Helsinki, Finland.
- Jacobs D., Kelly T. & Sobolewski J., 2007. Linking public health, housing, and indoor environment policy: successes and challenges at local and federal agencies in the United States. *Environmental Health Perspectives*, vol.115, pp. 976-982.
- Jantunen M., Fernandes E., Carrer P. & Kephelopoulos S., 2011. Promoting actions for healthy indoor air (IAIAQ). *European Commission Directorate General for Health and Consumers*. Luxembourg.
- Jerrett M., Buzzelli M., Burnett R.T. & DeLuca P.F., 2005. Particulate air pollution, social confounders, and mortality in small areas of an industrial city, *Soe. Sci. Med.*, vol. 60, pp. 2845-2863.
- Jones A., 1999. Indoor air quality and health, *Atmospheric Environment*, vol. 33, pp. 4535-4564.

- Joseph T., Dubey B. & McBean E., 2015. Human health risk assessment from arsenic exposures in Bangladesh, *Science of The Total Environment*, vol.527 and vol.528, pp. 552-560.
- Josyula S. Lin J., Xue X., *et al.*, 2015. Household air pollution and cancers other than lung: a meta-analysis, *Environmental Health*.
- Lawal A.F. & Ojo O.J., 2011. "Assessment of Thermal Performance of Residential Buildings in Ibadan Land, Nigeria", *Journal of Emerging Trend in Engineering and Applied Sciences (JETEAS)*, n°29110, pp. 581-586.
- Larsen T.S. & Heiselberg P., 2008. Single-sided natural ventilation driven by wind pressure and temperature difference. *Energy and Buildings*, vol.40, pp. 1031-1040.
- Laverge J. & Janssens A., 2011. IAQ exposure of sleeping occupants under different residential ventilation configurations. In: *Proceedings of the 12th International Conference on Air Distribution in Rooms - Roomvent 2011*, Trondheim, Paper 125.
- Levy R.J., 2015. Carbon monoxide pollution and neurodevelopment: A public health concern, *Neurotoxicology and Teratology*, vol.49, pp. 31-40.
- Liu Yan, Yu Jing Mu, Yong-Guan Zhu, Hui Ding & Nan Crystal Arens, 2007. Which ornamental plant species effectively remove benzene from indoor air?, *Atmospheric Environment*, vol.41, pp. 650-654.
- Löfroth G., Stensman C. & Brandhorst-Satzkorn M., 1991. Indoor sources of mutagenic aerosol particulate matter: smoking, cooking and incense burning, *Mutation Research/Genetic Toxicology*, vol. 261, pp. 21-28.
- Kabir E. & Kim K., 2011. An investigation on hazardous and odorous pollutant emission during cooking activities, *Journal of Hazardous Materials*, vol.188, pp. 443-454.
- Karimatu L.A., Delgado-Saborit J. & Harrison R., 2013. Emissions and indoor concentrations of particulate matter and its specific chemical components from cooking: a review, *Atmospheric Environment*, vol.7, pp. 260-294.
- Katsoyiannis A. Leva P. & Kotzias D., 2008. VOC and carbonyl emissions from carpets: A comparative study using four types of environmental chambers, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 152, pp. 669-676.
- Kosatsky T., 2005. The 2003 European heat waves. *Eurosurveillance*, vol.10, pp. 148-149.
- Kuo C.Y., Chang S.H., Chien Y.C., Chiang F.Y. & Wei Y.C., 2006. Exposure to carcinogenic PAHs for the vendors of broiled food, *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, vol.16, pp. 410-416.
- Madureira J., Paciência I., Rufo J., Ramos E., Barros H., Teixeira J. & Fernandes E., 2015. Indoor air quality in schools and its relationship with children's respiratory symptoms, *Atmospheric Environment*, vol. 118, pp. 145-156.
- Markus, K. & Morris, E., 1980. Buildings, Climate and Energy. *London Pitman Publication*.
- Martins M.C., Fatigati F.L., Vespoli T.C., Martins L.C., Pereira L.A., Martins M.A., Saldiva P.H. & Braga A.L., 2004. Influence of socioeconomic conditions on air pollution adverse health effects in elderly people: an analysis of six regions in Sao Paulo, Brazil, *J. Epidemiol. Saúde Coletiva*, vol.58, pp. 41-46.

- Manoukian A., Quivet E., Temime-Roussel B., Nicolas M., Maupetit F. & Wortham H., 2013. Emission characteristics of air pollutants from incense and candle burning in indoor atmospheres, *Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB)*, France, pp. 4659–4670.
- Magalhães A. M., 2009. *Avaliação do Contributo na Qualidade do Ar Interior Hospitalar da Humidade e dos Fungos*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Biomédica, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto.
- Meijer AM., Habekothé HT. & Wittenboer GL., 2000. Time in bed, quality of sleep and school functioning of children. *Journal of Sleep Research*, vol.9, pp. 145-153.
- Mendell MJ., 1993. Non-specific Symptoms in Office Workers: A Review and Summary of the Epidemiologic Literature, *Indoor Air*, vol. 3, pp. 227-236.
- Mukherji S., Swain, AK. & Venkataraman C., 2002. Comparative mutagenicity assessment of aerosols in emissions from biofuel combustion, *Atmospheric Environment*, vol.36, pp. 5627–5635.
- Nascimento C., 2011. *Análise da Qualidade do Ar Interior em Edifícios Escolares*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Energia e Climatização de Edifícios, ISE-UA, Algarve.
- NIOSH, 2001. Indoor Air Quality Guidance and Reference Manual 1998 at State of Knowledge Report: Air Toxics and Indoor Air Quality in Australia, *Environmental Australia*, pp.148.
- OCDE, 2012. *OECD Environmental Outlook to 2050: The Consequences of Inaction. Organisation for economic co-operation and development*, pp. 25.
- Ofgem, 2014. About the Domestic Renewable Heat Incentive [website]. London: Office of Gas and Electricity Markets. Disponível em: <https://www.ofgem.gov.uk/environmentalprogrammes/domestic-renewable-heat-incentive/about-domestic-renewable-heatincentive>, acesso a 28 de julho de 2015.
- Ormandy D. & Ezratty V., 2012. Health and thermal comfort: From WHO guidance to housing strategies, *Energy Policy*, vol. 49, pp. 116-121.
- Oudin Åström D., Bertil F. & Joaci R., 2011. Heat wave impact on morbidity and mortality in the elderly population: a review of recent studies, *Maturitas*, vol.69 (2), pp. 99–105.
- Peeters L., Dear R., Hensen J. & D’haeseleer W., 2009. Thermal comfort in residential buildings: Comfort values and scales for building energy simulation, *Applied Energy*, vol.86, pp. 772-780.
- Pegas P.N., Alves C.A., Evtugina M.G., Nunes T., Cerqueira M., Franchi M., Pio C.A., Almeida S.M. & Freitas M.C., 2011. Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in Spring, *Environ Geochem Health*, vol. 33, pp. 455-468.
- Pekkonen M., Du L., Skon J., Raatikainen M. & Haverinen-Shaughnessy U., 2015. The influence of tenure status on housing satisfaction and indoor environmental quality in Finnish apartment buildings, *Building and Environment*, vol.89, pp. 134-140.
- Petry T., Vitale D., Joachimc Fred J., Smithd B., Crusee L., Mascarenhasf R., Schneiderg S. & Singal M., 2014. Human health risk evaluation of selected VOC, SVOC and particulate

emissions from scented candles, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, vol. 69, pp. 55-70.

- Pinho I., 2011. *Carbono orgânico e elementar em partículas em suspensão em habitações*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- Portaria n.º 353-A/2013. (4 de dezembro de 2013). Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia, da Saúde e da Solidariedade, Emprego e Segurança Social.
- POST, 2010. UK Indoor Air Quality, The Parliamentary Office of Science and Technology, Reino Unido, pp. 1-4
- Prata C., 2010. *Palmela: o chão que dá uvas. A terra e o trabalho das gentes (1945 a 1958)*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em História Regional e Local, FL/UL, Lisboa, Setembro.
- Quintela D., 2009. *Condições de trabalho em cozinhas profissionais – Avaliar e melhorar*, Departamento de Engenharia Mecânica, Faculdade de Ciências e Tecnologias de Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Ramos C.A., Wolterbeek H.T. & Almeida S.M., 2014 Exposure to indoor air pollutants during physical activity in fitness centers, *Building and Environment*, vol. 82, pp. 349-360.
- Reboux G., Bellanger A.P., Roussel S., Grenouillet F., Sornin S., Piarroux R., Dalphin J.C. & Millon L., 2009. Indoor mold concentration in Eastern France, *Indoor Air*, vol. 19, pp. 446-453.
- Reinikainen, L. & Jaakkola K., 2001. Effects of temperature and humidification in the office environment, *Arch Environ Health*, vol.56, pp.365-8.
- Reinikainen L. & Jaakkola K., 2003. Significance of humidity and temperature on skin and upper airway symptoms, *Indoor Air*, vol.13, pp.344-52.
- Rey-Salgueiro L., García-Falcón M., Martínez-Carballo E. & Simal-Gándara J., 2008. Effects of toasting procedures on the levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in toasted bread, *Food Chemistry*, vol.108, pp. 607-615.
- Rodrigues M., 2006. *Agricultura Peri-Urbana e Ecossistemas Mediterrânicos Palmela e a sua vocação agro-florestal*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental, FCT/UNL, Lisboa.
- Rodrigues F., 2013. *Avaliação da qualidade do ar interior em salas de aulas sem sistemas AVAC*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental, ESA-IPB, Bragança.
- Rogge W., Hildemann L., Mazurek, Monica A. & Cass R., 1998. Pine, Oak, and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 32 (1), pp. 13-22.
- Schlink U., Thiem A., Kohajda T., Richter M. & Strebel K., 2010. Quantile regression of indoor air concentrations of volatile organic compounds (VOC), *Sci. Total Environ.*, vol.408, pp. 3840-3851.

- Schripp T., Kirsch I. & Salthammer T., 2011. Characterization of particle emission from household electrical appliances, *Science of The Total Environment*, vol. 409, pp. 2534-2540.
- Seppänen O. A., Fisk W.J. & Mendell M.J., 1999. Association of Ventilation Rates and CO₂ Concentrations with Health and Other Responses in Commercial and Institutional Buildings, *Indoor Air*, vol. 9, pp. 226–252.
- Shen X., Zhang G. & Bjerg B., 2012. Comparison of different methods for estimating ventilation rates through wind ventilated buildings. *Energy and Buildings*, vol.54. pp. 297- 306.
- Siegmann K. & Sattler K., 1996. Aerosol from hot cooking oil, a possible health hazard, *Journal of Aerosol Science*, vol. 27, pp. 493-494.
- Silva S., Silva P., Almeida S.M. & Bragança L., 2012. Indoor air quality Analysis of Portuguese Residential buildings. *Congresso Internacional de Saúde Ambiental*. Universidade do Minho, Guimarães, Portugal, pp. 205-211.
- Smith K.R., 2003. “The global burden of disease from unhealthy buildings: preliminary results from comparative risk assessment”, *Proceedings of Healthy Buildings 2003*, vol.1, pp.118–126.
- Sookchaiya T., Monyakul V. & Thepa S., 2010. Assessment of the thermal environment effects on human comfort and health for the development of novel air conditioning system in tropical regions, *Energy and Buildings*, vol.42, pp. 1692-1702.
- Spengler J.D., Samet J.D. & McCarthy J.F., 2001. *Indoor Air Quality Handbook*. McGRAW-HILL Education.
- Strøm-Tejse P., Wargocki P., Wyon David P. & Kondracka A., 2010. The effect of air quality on sleep, *In: Proceedings of the 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate 2014*, Hong Kong, Paper 339.
- Sundell J., 2004. On the history of indoor air quality and health. *Indoor International Center for Indoor Environment and Energy*, Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark Air, vol.14 (2), pp. 51-58.
- Sundell J., Levin H., Nazaroff W., Cain W., Fisk W.J., Grimsrud D.T., *et al.*, 2011. Ventilation rates and health: multidisciplinary review of the scientific literature. *Indoor Air*, USA, vol.21 (3), pp.191-204.
- Sykes O.T. & Walker E., 2015. The neurotoxicology of carbon monoxide – Historical perspective and review, *Cortex*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.cortex.2015.07.033>.
- Tapio S. & Groshe B., 2006. Arsenic in the aetiology of cancer, *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, vol. 612, pp. 215-246.
- The Government of Hong Kong (2003) *Guidance Notes for the Management of Indoor Air Quality in Offices and Public Places*, The Government of the Hong Kong Special Administrative Region Indoor Air Quality Management Group, Hong Kong, pp. 7-34.

- Tsuzuki K., Morito M. & Nishimiya H., 2010. Effects of airflow from air conditioners on human thermoregulation during sleep, *In: Proceedings of the 13th International Conference on Indoor Air Quality and Climate 2014*, Hong Kong, Paper 274.
- Uhde E. & Schulz N., 2015. Impact of room fragrance products on indoor air quality, *Atmospheric Environment*, vol. 106, pp. 492-502.
- US-EPA, 1995. *The Inside Story: A Guide to Indoor Air Quality*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2008. *Care for Your Air: A Guide to Indoor Air Quality*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2008a. *Guide to Air Cleaners in the Home*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2009a. *Indoor air quality tools for schools – Reference Guide*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2009. *Residential Air Cleaner (Second Editions): A Summary of Available Information*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2010. *A Brief Guide to Mold, Moisture, and Your Home*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2014a. *An Introduction to Indoor Air Quality (IAQ)*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- US-EPA, 2014b. *IAQ Building Education and Assessment Model (I-BEAM); Text Modules: Heating, Ventilation, and Air-conditioning (HVAC)*, publication of United States Environmental Protection Agency.
- Vallero D., 2014. *Fundamentals of Air Pollution*, 5^a Ed: Elsevier. Londres, Reino Unido.
- Vaz J., 2012. *Ventilação em Blocos Habitacionais: Qualidade do ar e economia energética*, Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Mecânica, FEUP-UP, Porto.
- Virta J., Koivula M., Hussein T., Koponen S., Hakkarainen H., Kymäläinen H., Hämeri K., Kulmala M. & Hautala M., 2005. Emissions from thermal insulations – part 1: development and characteristics of the test apparatus. *Building and Environment*, vol.40, pp. 797-802.
- Vu B., Alves C.A., Gonçalves C., Pio C., Gonçalves F. & Pereira R., 2012. Mutagenicity assessment of aerosols in emissions from wood combustion in Portugal, *Environmental Pollution*, vol.166, pp. 172–181.
- Wan M.P., Wu C.L., Sze G.N., Chan T.C. & Chao C.Y., 2011. Ultrafine particles, and PM_{2.5} generated from cooking in homes, *Atmos Environ*, vol.45, pp. 6141–6148.
- Wang S.W., Majeed M.A., Chu P.L. & Lin H.C., 2009. Characterizing relationships between personal exposures to VOCs and socioeconomic, demographic, behavioral variables. *Atmos. Environ.*, vol.43, pp.2296–2302.

- Wargocki P., Sundell J., Bischof W., Brundrett G., Franger P. *et al.*, 2002. Ventilation and health in non-industrial indoor environments: report from a European Multidisciplinary Scientific Consensus Meeting (EUROVEN), *Indoor Air*, vol.12, pp. 113–128.
- Wayne R. & Hans C., 2006. Using multiple continuous fine particle monitors to characterize tobacco, incense, candle, cooking, wood burning, and vehicular sources in indoor, outdoor, and in-transit settings. Stanford University, Stanford, pp. 821-843.
- Wei W., Boumier J., Wyart G., Ramalho O. & Mandin C., 2015. Cleaning practices and cleaning products in nurseries and schools: to what extent can they impact indoor air quality?, *Indoor Air*, doi:10.1111/ina.12236.
- Weschler C.J., 2009. Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmos. Environ.*, vol.43, pp.153-169.
- White A. J., Teitelbaum S., Stellman D.S., Beyea J., Steck E.S., Mordukhovich I., McCarty K., Ahn J., Rossner P., Santella R. & Gammon M.D., 2014. Indoor air pollution exposure from use of indoor stoves and fireplaces in association with breast cancer: a case-control study, *Environmental Health*, vol.13, pp. 1-12.
- Whitehead T., Nuckols J., Ward H. & Rappaport S., 2012. Carpet-dust chemicals as measures of exposure: Implications of variability, *Emerging Themes in Epidemiology*, vol. 9 (2), pp. 1742-7622.
- WHO, 1999. *Strategic approaches to indoor air policy-making*, World Health Organization, Copenhagen.
- WHO, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition*. World Health Organization, Copenhagen.
- WHO, 2006. *Air Quality Guidelines - Global update 2005*. World Health Organization, Copenhagen.
- WHO, 2009. *WHO Guidelines for indoor air quality: dampness and mould*. World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- WHO, 2010. *WHO Guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- WHO, 2014. *WHO Guidelines for indoor air quality: household fuel combustion*, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- WHO, 2015. *Residential heating with wood and coal: health impacts and policy options in Europe and North America*, World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- William J., Glass R. I., Houmam A. *et al.*, 2013. Household Air Pollution in Low and Middle-Income Countries: Health Risks and Research Priorities, *PLoS Med*, vol.10 (6).
- Wilke O., Jann O. & Broedner D., 2004. VOC and SVOC emissions from adhesives, floor coverings and complete floor structures, *Indoor Air*, vol.14 (8), pp. 98–107.
- Wolkoff P. & Nielsen G.D., 2010. Non-cancer effects of formaldehyde and relevance for setting an indoor air guideline. *Environment International*, vol.36, pp. 788–799.

- Won D., Richard L. C. & Mike R., 2000. New Indoor Carpet as an Adsorptive Reservoir for Volatile Organic Compounds, *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34 (19), pp. 4193-4198.
- Wu FF-S., M.-W. Wu, Pierse N., Crane J. & Siebers R., 2012. Daily vacuuming of mattresses significantly reduces house dust mite allergens, bacterial endotoxin and fungal beta-glucan, *J Asthma*, vol.49, pp. 139–143.
- Yu-Pin K., Yang K.R., Chi Chen Y., Você Gong J., Chen Ping Y., Hui-Chi Shih & Shih-Chun Candice Lung, 2015. Indoor air pollution from gas cooking in five Taiwanese families, *Building and Environment*, vol.93. pp. 258-266.
- Zhao Y., Angui Li, Ran Gao, Pengfei Tao & Jian Shen, 2014. Measurement of temperature, relative humidity and concentrations of CO, CO₂ and TVOC during cooking typical Chinese dishes, *Energy and Buildings*, vol. 69, pp. 544-561.
- Zhao Z., Renjie C., Lin Z., Cai, Z, Yang Y., Yang D., Norback D. & Kan H., 2015. Ambient carbon monoxide associated with alleviated respiratory inflammation in healthy young adults, *Environmental Pollution*, doi:10.1016/j.envpol.2015.07.029.

Anexos

Anexo 1

Inquérito on-line

Inquérito sobre as Fontes Emissoras em Habitações

Estudo realizado no âmbito da dissertação de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa e com a colaboração do Instituto Superior Técnico de Lisboa.

Este estudo pretende avaliar as fontes emissoras típicas em habitações.

Este inquérito não demorará mais de 5 minutos.

Obrigado pela sua participação.



Informações Pessoais:

Idade:

- menos de 18 anos
- 18 a 24 anos
- 25 a 30 anos
- 31 a 40 anos
- 41 a 50 anos
- 51 a 59 anos
- mais de 60 anos

Género:

- Masculino
- Feminino

Ocupação:

- Estudante
- Trabalhador
- Trabalhador/Estudante
- Desempregado
- Reformado
- Outra:

Distrito onde vive: ***Habitação onde vive: ***

- Apartamento
- Moradia/Vivenda
- Outra:

Tipologia da sua habitação: *

Refeições

Qual o tipo de gás que usa na habitação?

Responda somente se usar equipamento a gás.

- Gás natural
- Gás propano canalizado
- Gás propano de botija
- Gás butano
- Outra:

Principal tipo de refeição que costuma fazer em sua casa:

- Grelhados
- Cozidos
- Fritos
- Outra:

Com que frequência utiliza torradeiras?

- Raramente no outono/inverno
- Moderadamente no outono/inverno
- Regularmente no outono/inverno
- Não utilizo

Climatização e Aquecimento

Qual o tipo de climatização do ar que usa?

- Ar condicionado
- Ventoinha
- Termoventilador
- Aquecedor a gás
- Irradiador a óleo
- Irradiador Infravermelhos
- Desumidificador
- Humidificador
- Purificador de ar
- Aquecimento central
- Lareira aberta
- Lareira fechada com recuperador de calor
- Salamandra
- Nenhum
- Outra:

« Anterior

Continuar »

Hábitos do quotidiano

Fuma dentro de casa? *

- Sim
- Não

Quanto tempo passa em casa em dia?

- menos de 8h
- 8h a 10h
- 11h a 13h
- 14h a 16h
- mais de 16h

Como costuma deixar a porta do seu quarto enquanto dorme?

- Porta fechada
- Porta aberta

Com que frequência faz a limpeza doméstica?

- 1 vez por semana
- 2 a 3 vezes por semana
- 4 a 5 vezes por semana
- Todos os dias da semana

Com que frequência abre as janelas da sua casa? *

- 1 vez por semana
- 2 a 3 vezes por semana
- 4 a 5 vezes por semana
- Todos os dias da semana
- Nunca

O que tem cada divisão da sua habitação?

	Alcatifas	Tapetes	Nenhum dos anteriores
Cozinha	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Sala	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Quartos	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Escritório	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Casa de banho	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>
Hall de entrada	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>

Utiliza produtos perfumados em sua casa?

- Sim
- Não

Caso tenha respondido que sim, que tipo de produtos perfumados costuma utilizar?

- Sprays
- Velas aromáticas
- Incensos
- Óleos aromáticos
- Outra:

Qual a frequência com que os utiliza?

- 1 vez por semana
- 2 a 3 vezes por semana
- 4 a 5 vezes por semana
- 6 a 7 vezes por semana
- mais de 8 vezes por semana

[« Anterior](#)

[Enviar](#)

Nunca envie palavras-passe através dos Formulários do Google.

Anexo 2

Documentos de certificação dos equipamentos utilizados

Calib. 2015

Gray Wolf Sensing Solutions Calibration Certificate

Model # IQ-610 Indoor Air Quality Probe with PID
Serial # 05-1419
Multiprobe: Yes
Date: 13th May 2015

Temperature		
Actual (+/-0.3°C)	20.00°C	40.00°C
Measured	20.00°C	40.00°C

Relative Humidity		
Actual (+/-2%RH)	10.00%	75.00%
Measured	10.00%	75.00%

Carbon Dioxide (Socket 2) (Serial # TS 300460)		
Actual (+/-2%)	341ppm	1256ppm
Measured	341ppm	1256ppm

Ozone (Socket 3) (Serial # 12287144045)		
Actual (+/-2%)	0ppm	3.00ppm
Measured	0ppm	3.00ppm

TVOC (Socket 4) (PPB) (Serial # 14171790036)		
Actual (+/-2%)	0ppb	8200ppb
Measured	0ppb	8200ppb

Carbon Monoxide (Socket 5) (Serial # 11376346073)		
Actual (+/-2%)	0ppm	95.30ppm
Measured	0ppm	95.30ppm

Email: Quality@GrayWolfSensing.com
Web: www.GrayWolfSensing.com



Gray Wolf Sensing Solutions Certificate of Conformance

GrayWolf Model # IQ-610 Indoor Air Quality Probe with PID, Serial # 05-1419, has been manufactured and tested to assure that it conforms to GrayWolf Sensing Solutions published specifications.

This device complies with part 15 of the FCC Rules.
Operation is subject to the following two conditions:
(1) This device may not cause harmful interference, and
(2) This device must accept any interference received,
including interference that may cause undesired operation.

This device complies with the EEC Directive on Electromagnetic Compatibility (EMC) 2004/108/EC, applied Harmonised Standards: EN55022 Radiated Emissions and EN61000 Radiated and ESD immunities.

Signed: David McNamara
David McNamara.
Calibration Manager.

Date: 13th May 2015

Email: Quality@GrayWolfSensing.com
Web: www.GrayWolfSensing.com

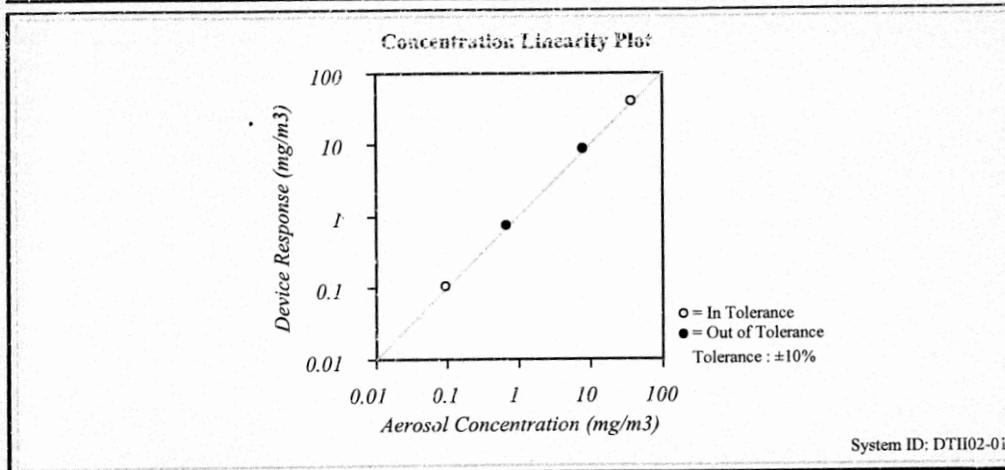


CERTIFICATE OF CALIBRATION AND TESTING

TSI Instruments Ltd, Stirling Road, Cressex Business Park
High Wycombe Bucks HP12 3ST England
Tel: (Int +44) (UK 0) 1494 459200 Fax: (Int +44) (UK 0) 1494 459700 <http://www.tsiinc.co.uk>

Environment Condition			Model	8533
Temperature	22.8	°C	Serial Number	8533131508
Relative Humidity	29	%RH		
Barometric Pressure	1017.9	hPa		

<input type="checkbox"/> As Left	<input type="checkbox"/> In Tolerance
<input checked="" type="checkbox"/> As Found	<input checked="" type="checkbox"/> Out of Tolerance



FLOW AND PRESSURE VERIFICATION				SYSTEM DTII02-01			
Parameter	Standard	Measured	Allowable Range	Parameter	Standard	Measured	Allowable Range
Flow lpm	3.0	3.0	2.84 ~ 3.13	Pressure kPa	101.9	101.8	96.81 ~ 107.00

Pump run time: 1141 Hours, Pump voltage: 251 Bits

TSI Incorporated does hereby certify that all materials, components, and workmanship used in the manufacture of this equipment are in strict accordance with the applicable specifications agreed upon by TSI and the customer and with all published specifications. All performance and acceptance tests required under this contract were successfully conducted according to required specifications. There is no NIST standard for optical mass measurements. Calibration of this instrument performed by TSI has been done using emery oil and has been nominally adjusted to respirable mass of standard ISO 12103-1, AI tes: dust (Arizona dust). Our calibration ratio is greater than 1.2:1

Measurement Variable	System ID	Last Cal.	Cal. Due	Measurement Variable	System ID	Last Cal.	Cal. Due
Barometric Pressure	E006180	02-09-14	02-09-15	Temperature	E006182	03-09-14	03-09-15
Humidity	E006182	03-09-14	03-09-15	Photometer	E003336	19-02-15	19-08-15
Microbalance	UK WB13D0013	06-01-15	06-01-16	Flow and Temperature	E006128	21-01-15	21-01-16
Pressure	E006180	02-09-14	02-09-15	1 um PSL	612530	n/a	n/a
2.8 um PSL	42788	n/a	n/a	10 um PSL	43411	n/a	n/a
DC Voltage	E003322	24-10-14	24-10-15	DC Voltage	E003323	24-10-14	24-10-15

7 April, 2015

 Verified Date

TSI P/N 2300157

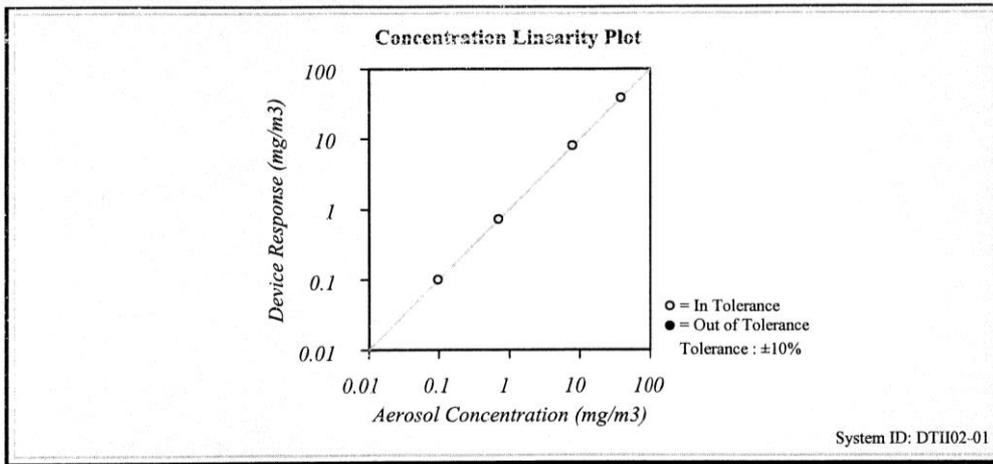


CERTIFICATE OF CALIBRATION AND TESTING

TSI Instruments Ltd, Stirling Road, Cressex Business Park
High Wycombe Bucks HP12 3ST England
Tel: (Int +44) (UK 0) 1494 459200 Fax: (Int +44) (UK 0) 1494 459700 <http://www.tsiinc.co.uk>

Environment Condition			Model	8533
Temperature	21.8	°C		
Relative Humidity	33	%RH		
Barometric Pressure	1012.5	hPa		
			Serial Number	8533131508

<input checked="" type="checkbox"/> As Left	<input checked="" type="checkbox"/> In Tolerance
<input type="checkbox"/> As Found	<input type="checkbox"/> Out of Tolerance



FLOW AND PRESSURE VERIFICATION				SYSTEM DTH02-01			
Parameter	Standard	Measured	Allowable Range	Parameter	Standard	Measured	Allowable Range
Flow lpm	3.1	3.0	2.92 ~ 3.23	Pressure kPa	101.4	101.4	96.30 ~ 106.44

TSI Incorporated does hereby certify that all materials, components, and workmanship used in the manufacture of this equipment are in strict accordance with the applicable specifications agreed upon by TSI and the customer and with all published specifications. All performance and acceptance tests required under this contract were successfully conducted according to required specifications. There is no NIST standard for optical mass measurements. Calibration of this instrument performed by TSI has been done using emery oil and has been nominally adjusted to respirable mass of standard ISO 12103-1, A1 test dust (Arizona dust). Our calibration ratio is greater than 1.2:1

Measurement Variable	System ID	Last Cal.	Cal. Due	Measurement Variable	System ID	Last Cal.	Cal. Due
Barometric Pressure	E006180	02-09-14	02-09-15	Temperature	E006182	03-09-14	03-09-15
Humidity	E006182	03-09-14	03-09-15	Photometer	E003336	19-02-15	19-08-15
Microbalance	UK WB13D0013	06-01-15	06-01-16	Flow and Temperature	E006128	21-01-15	21-01-16
Pressure	E006180	02-09-14	02-09-15	1 um PSL	612530	n/a	n/a
2.8 um PSL	42788	n/a	n/a	10 um PSL	43411	n/a	n/a
DC Voltage	E003322	24-10-14	24-10-15	DC Voltage	E003323	24-10-14	24-10-15

 Calibrated

8 April, 2015

 Date