

Impacte da queima de diferentes tipos de biomassa na qualidade do ar interior

João Eduardo Antunes Ascensão

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientadores:

Doutora Susana Marta Lopes Almeida

Doutora Vânia Isabel Ferreira Martins

Júri

Presidente: Professora Maria Joana Castelo Branco de Assis Teixeira Neiva Correia

Orientadora: Doutora Vânia Isabel Ferreira Martins

Vogal: Doutora Marina Almeida Silva

Novembro 2021

“All things are difficult before they are easy”

— Thomas Fuller

Agradecimentos

Gostaria de expressar o meu sincero agradecimento a todas as pessoas que me ajudaram a concluir esta etapa tão importante da minha vida.

Primeiramente, às minhas orientadoras, Dra. Marta Almeida e Dra. Vânia Martins, por toda a orientação, partilha de conhecimento, paciência, simpatia e amizade, tornando muito mais exequível a elaboração deste trabalho. Salientar toda a ajuda e disponibilidade na execução das amostragens e apoio incondicional prestado, pela confiança depositada em mim e pela oportunidade de poder ter realizado esta dissertação sobre um tema que me cativou bastante.

Quero também deixar um obrigado a todo o restante grupo de Qualidade do Ar do C²TN, nomeadamente à Carolina Correia e a Inês Lopes, pela amizade, bom ambiente no local de trabalho e toda a ajuda fornecida de forma incansável, e também ao Tiago Faria, Luís Mendes, Nuno Canha, Isabel Dionísio e Joana Lage.

Agradeço igualmente ao João Ramos, ao Joe Savdie, à Nicole Buitrago e à Rita Justino, com quem tive o prazer de partilhar o espaço de trabalho na execução desta dissertação, por terem sido uma ótima companhia e grandes amigos.

Também agradeço a todas as pessoas que, amavelmente, disponibilizaram as suas casas, para que eu pudesse executar os meus ensaios de amostragens.

Um agradecimento especial a toda a minha família, em especial, às minhas avós e pais. Por todos os valores transmitidos, por todo o amor e positivismo nos momentos mais negros da vida.

Também gostaria de agradecer a oportunidade concedida em realizar esta dissertação no âmbito do projeto LIFE Index-Air (LIFE 15 ENV/PT/000674).

Finalmente, quero agradecer a todos os meus amigos que me acompanham nesta jornada que é a vida. Aos amigos de infância, nomeadamente ao Tomás Carvalho, ao Miguel Bigares, ao Gonçalo Gomes, à Soraia Lopes e à Mafalda Nunes. Também quero agradecer a todos os amigos defaculdade, nomeadamente à Inês Ceriz, à Patrícia Pissara, ao Rodrigo Costa, ao André Vasconcelos, ao Andy Lerens, à Beatriz Nunes, ao Daniel Fernandes, ao Daniel Pinheiro, à Filipa Garcia, ao Frederico Neto, à Joana Vicente, ao Jorge Faria, ao Mário Pinto Balsemão.

Resumo

Nas últimas décadas, tem existido um crescente interesse da comunidade científica internacional/nacional e das entidades políticas e governamentais relativamente à qualidade do ar interior (QAI), particularmente sobre o impacto da queima de biomassa em lareiras.

O objetivo deste estudo foi avaliar a degradação da QAI associada à queima de biomassa e a exposição dos indivíduos à matéria particulada (PM), nomeadamente partículas ultrafinas ($PN_{0.01-1}$), PM com diâmetro aerodinâmico (DA) inferior a $2.5 \mu\text{m}$ ($PM_{2.5}$) e $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), e carbono negro (BC), juntamente com outros parâmetros: dióxido de carbono (CO_2) e monóxido de carbono (CO), sendo o estudo dividido em duas etapas: avaliação dos impactos em situação lareira aberta vs fechada e avaliação dos impactos dos diferentes tipos de biomassa.

Foi possível concluir que, para ambos os procedimentos, os valores limite guia, definidos pela legislação portuguesa e pela OMS, foram ultrapassados, sobretudo nas lareiras abertas. Nestas, verificou-se que, as concentrações de $PM_{2.5}$, foram até 75 vezes acima do limite legal, e para PM_{10} , até 35 vezes acima do limite legal. Nas lareiras fechadas, observaram-se valores menos críticos, sendo que para $PM_{2.5}$ foram atingidos valores até 10 vezes superiores e para o PM_{10} até 5 vezes superiores. Para as partículas ultrafinas, BC, CO_2 e CO observaram-se, na generalidade, concentrações mais elevadas nas queimas em lareiras abertas. Relativamente ao segundo procedimento, as maiores concentrações, na generalidade, foram registadas na queima de sobreiro e mais baixas na queima de briquetes e eucalipto.

Palavras-chave: Qualidade do Ar Interior, Combustão de biomassa, Lareiras, $PM_{2.5}$, PM_{10} .

Abstract

In the last few decades, there has been a growing interest from international/national scientific community, policy makers, and environmental governances on indoor air quality (IAQ), particularly regarding the impact of the biomass burning in fireplaces.

The aim of this study was to evaluate the degradation of IAQ associated with biomass burning and the exposure of individuals to particulate matter (PM), namely ultrafine particles (PN0.01 - 1), PM10, PM2.5 and black carbon (BC), along with other parameters: carbon dioxide (CO₂) and carbon monoxide (CO), being this study divided into two stages: assessment of impacts in open vs. closed fireplace situations and assessment of impacts of different types of biomass.

It was possible to concluded that, for both procedures, the limit and guide values, defined by Portuguese legislation and by the WHO, were exceeded, especially in rooms with open fireplaces. In these, it was found that the concentrations of PM_{2.5} were up to 75 times above the legal limit, and for PM₁₀, the values were up to 35 times above the legal limit. In closed fireplaces, the values obtained were less critical, with values up to 10 times higher than the limit for PM_{2.5} and up to 5 times higher for PM₁₀. For ultrafine particles, BC, CO₂ and CO, in general, higher concentrations were observed in open fireplace burns. Regarding the second procedure, we can verify that, in general, the highest concentrations were recorded for the *Quercus suber* burning and the lowest concentrations were recorded for briquettes and *Eucalyptus globulus*.

Keywords: Indoor air quality, Wood combustion, Fireplaces, PM_{2.5}, PM₁₀.

Índice

Resumo	i
Abstract	ii
Índice	iii
Índice de figuras	vi
Índice de tabelas	vii
Lista de abreviaturas	viii
1. Introdução	1
1.1. Enquadramento do tema	1
1.2. Objetivos e âmbito.....	2
1.3. Organização da dissertação.....	3
2. Estado da Arte	5
2.1. Poluição atmosférica.....	5
2.2. A Qualidade do Ar Interior e as suas problemáticas associadas	8
2.3. Principais poluentes interiores	10
2.3.1. Matéria Particulada	10
2.3.2. Carbono negro	12
2.3.3. Dióxido de Carbono	13
2.3.4. Monóxido de Carbono	14
2.4. A Biomassa enquanto combustível	15
2.5. Combustão de Biomassa	18
2.6. Emissões provenientes da combustão da biomassa.....	20
2.7. Legislação referente à qualidade do ar interior.....	22
3. Método	25
3.1. Caracterização da área de estudo.....	25
3.2. Técnicas de medição e amostragem.....	26
3.3. Equipamentos utilizados	29
3.3.1. DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533	30
3.3.2. Micro - Aetalómetro AE51.....	30
3.3.3. TSI IAQ-CALC™ 7545	32
3.3.4. Condensador ótico de partículas 3007	33
3.4. Testes estatísticos.....	34
4. Resultados e Discussão	36
4.1. Primeira campanha de amostragem – Avaliação dos impactes em situação lareira aberta versus lareira fechada.....	36
4.1.1. PM.....	36
4.1.2. Partículas Ultrafinas	42
4.1.3. Carbono negro.....	46
4.1.4. Dióxido de Carbono.....	50
4.1.5. Monóxido de Carbono	54
4.1.6. Parâmetros de conforto: Temperatura e Humidade Relativa.....	58
4.2. Segunda campanha de amostragem - Avaliação dos impactes dos diferentes tipos de biomassa	64
4.2.1. PM.....	64
4.2.2. Partículas Ultrafinas	66

4.2.3.	Carbono Negro	67
4.2.4.	Dióxido de Carbono	68
4.2.5.	Monóxido de Carbono.....	69
4.2.6.	Parâmetros de conforto: Temperatura e Humidade Relativa	70
5.	Conclusões	72
Referências bibliográficas.....		75
ANEXOS		82

Índice de figuras

Figura 1. Crescimento da geração de eletricidade a partir de biomassa.	15
Figura 2. Distribuição das diferentes espécies florestais em Portugal Continental.	17
Figura 3. Ilustração esquemática das diferentes fases durante a combustão de uma partícula de biomassa sólida. ...	19
Figura 4. Mapa de Portugal Continental com indicação do número de habitações analisadas por distrito.	25
Figura 5. Esquema resumo da metodologia usada.	26
Figura 6. DustTrak™ DRX Aerosol Monitor 8533.	30
Figura 7. Micro-Aetalómetro AE51.	31
Figura 8. a) TSI IAQ-CALC™ 7545 b) demonstração do funcionamento do sensor NDIR.	32
Figura 9. Condensador ótico de partículas.	33
Figura 10. a) Concentrações mássicas de PM ₁₀ , nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima; b) distribuição de tamanho dos diferentes PM.	37
Figura 11. Séries temporais das concentrações de PM ₁₀ nas amostragens efetuadas em lareiras abertas.	40
Figura 12. Séries temporais das concentrações de PM ₁₀ nas amostragens efetuadas em lareiras fechadas.	41
Figura 13. Concentrações das partículas ultrafinas nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.	42
Figura 14. Séries temporais das concentrações de PN _{0.01-1} nas amostragens efetuadas em lareiras abertas.	44
Figura 15. Séries temporais das concentrações de PN _{0.01-1} nas amostragens efetuadas em lareiras fechadas.	45
Figura 16. Concentração de carbono negro medida nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.	47
Figura 17. Séries temporais das concentrações de BC nas amostragens efetuadas em lareiras abertas.	48
Figura 18. Séries temporais das concentrações de BC nas amostragens efetuadas em lareiras fechadas.	49
Figura 19. Concentração de CO ₂ registada nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.	50
Figura 20. Séries temporais das concentrações de CO ₂ efetuadas nas amostragens em lareiras abertas.	52
Figura 21. Séries temporais das concentrações de CO ₂ efetuadas nas amostragens em lareiras fechadas.	53
Figura 22. Concentração de CO registada nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.	54
Figura 23. Séries temporais das concentrações de CO efetuadas nas amostragens em lareiras abertas.	56
Figura 24. Séries temporais das concentrações de CO efetuadas nas amostragens em lareiras fechadas.	57
Figura 25. Temperatura registada nas dezasseis amostragens efetuadas.	58
Figura 26. Série temporal da variação da temperatura na queima nº 4.	59
Figura 27. Valores médios da humidade relativa nas dezasseis amostragens efetuadas.	62
Figura 28. Série temporal da variação da humidade relativa na queima nº 4.	62
Figura 29. Concentrações mássicas dos diferentes PM.	64
Figura 30. Concentração PN _{0.01-1} nas diferentes amostragens realizadas.	66
Figura 31. Concentração de BC nas diferentes amostragens realizadas.	67
Figura 32. Concentração de CO ₂ nas diferentes amostragens realizadas e representação dos limites legais.	68
Figura 33. Concentração de CO nas diferentes amostragens.	69
Figura 34. Temperatura e humidade relativa registada nas diferentes amostragens.	70

Índice de tabelas

Tabela 1. Valores limite para poluentes interiores definidos pela Legislação Portuguesa, Portaria n.º 353-A / 2013 / Portaria n.º 138-G / 2021 e pela OMS.	23
Tabela 2. Informações das dezasseis amostragens efetuadas.....	27
Tabela 3. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado dos diversos PM naslareiras abertas elareiras fechadas.....	36
Tabela 4. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de $PN_{0.01-1}$ ($\#/m^3$).....	42
Tabela 5. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de BC ($\mu g/m^3$).....	46
Tabela 6. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de CO_2 (ppm).....	50
Tabela 7. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de CO (ppm).....	54
Tabela 8. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo da temperatura ($^{\circ}C$).....	58
Tabela 9. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo da humidade (%rh).....	59

Lista de abreviaturas

- Acidentes Vasculares Cerebrais (AVCs)
- Ácido Clorídrico (HCl)
- Água (H₂O)
- Amônio (NH₄⁺)
- Carbono Negro (BC)
- Carbono Orgânico (OC)
- Cloro (Cl)
- Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)
- Diâmetro Aerodinâmico (DA)
- Dióxido de Azoto (NO₂)
- Dióxido de Carbono (CO₂)
- Dióxido de Enxofre (SO₂)
- Doença Pulmonar Obstrutiva Crónica (DPOC)
- Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAHs)
- Humidade Relativa (HR)
- Matéria Particulada (PM)
- Metano (CH₄)
- Monóxido de Carbono (CO)
- Nitrato (NO₃⁻)
- Organização Mundial da Saúde (OMS)
- Monóxido de Azoto (NO)
- Óxidos de Azoto (NO_x)
- Ozono (O₃)
- Partículas Ultrafinas (PN_{0,01 - 1})
- Qualidade do Ar Interior (QAI)
- Síndrome do Edifício Doente (SED)
- Sódio (Na)
- Sulfato (SO₄²⁻)
- Sulfureto de Hidrogénio (H₂S)
- União Europeia (UE)
- World Energy Council (WEC)

1. Introdução

1.1. Enquadramento do tema

Atualmente, apesar de nos últimos anos terem sido feitos esforços para diminuir a poluição atmosférica, esta ainda tem um impacto significativo na população e no meio ambiente, continuando a existir uma concentração preocupante de diversos poluentes nas áreas urbanas e em ambientes interiores. Assim sendo, torna-se fundamental aprofundar os estudos sobre a poluição e qualidade do ar (Calvo et al., 2013; Shi et al., 2014).

A exposição à poluição atmosférica tem constituído cada vez mais uma questão de saúde pública, uma vez que está diretamente associada a diversos problemas de saúde, tais como doenças respiratórias e cardiovasculares. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2018, aproximadamente cerca de 7 milhões de pessoas morreram como resultado da exposição à poluição do ar (WHO, 2018; SGA, 2020). A matéria particulada (PM) é um dos poluentes que gera maior preocupação na Europa, uma vez que o nível limite diário, estabelecido pela Diretiva da União Europeia (UE) 2008/50/CE para o ar ambiente, é frequentemente excedido em inúmeras regiões. De acordo com os dados mais recentes da Agência Europeia do Ambiente, em 2018, foram observadas excedências dos valores-limite diários em áreas urbanas ou suburbanas, englobando 19 Estados-Membros e cerca de 42 milhões de pessoas (EEA, 2020). Estimou-se que, em 2015, a combustão residencial de pequena escala foi responsável por um aumento de 45% do total de emissões de PM_{2.5} na Europa (DUH e DEC, 2016).

Nos últimos anos, tem-se observado um acréscimo do uso de biomassa como método de aquecimento, não apenas para atender à procura doméstica, mas também para promover o uso de fontes renováveis. Na UE, a utilização de biomassa sólida para produção de energia tem sido fortemente encorajada como uma medida para mitigar as emissões de gases com efeito de estufa, substituindo os combustíveis fósseis. No entanto, em Portugal, como em muitos outros países da UE, os aparelhos de combustão do tipo tradicional ainda predominam (Gonçalves, Alves, & Pio, 2012), sendo que, na Europa, existem mais de 70 milhões de lareiras desatualizadas que, não operando da maneira mais eficiente e adequada, ou seja, conduzindo a uma combustão incompleta, têm um menor rendimento térmico e um maior impacto ambiental (Savolahti et al., 2019; DUH e DEC, 2016). Da queima de biomassa em lareiras ineficientes ocorre a emissão de diversos poluentes associados a uma ampla gama de efeitos adversos na saúde, tais como: o aumento do risco de morte por doenças cardiovasculares e respiratórias (Schwartz et al., 2001), exacerbação de sintomas alérgicos existentes nas membranas mucosas, incluindo asma (Rohr et al., 2014), agravamento de doenças de pele como a dermatite atópica (Ahn, 2015), declínio da função pulmonar (He et al., 2010) e aumento da pressão arterial (Mccracken et al., 2007).

A necessidade de compreender os níveis de exposição numa perspetiva integrada, considerando todos os microambientes frequentados durante o dia começou a ganhar consenso, uma vez que a generalidade das pessoas passa cerca de 90% do tempo em ambientes interiores (Klepeis & Ott, 2001; Almeida silva et al., 2014).

O impacte dos poluentes é mais significativo na população mais vulnerável (idosos e crianças), pois os tecidos e órgãos estão em fase de crescimento no caso das crianças, ou num estado mais fragilizado no caso das pessoas idosas (Mendell & Heath, 2005). Este facto realça a importância do estudo do impacte dos diversos tipos de biomassa na Qualidade do Ar Interior (QAI) e a importância de uma melhor compreensão dos riscos inerentes para a saúde pública.

São escassos os estudos prévios que aprofundem este tema em específico e que tenham em conta as diversas variáveis, abordando os diversos tipos de biomassa, utilizando inúmeras lareiras fechadas ou abertas no estudo, e analisando diversos poluentes. Espera-se que este trabalho contribua para uma melhor caracterização dos dois sistemas de combustão examinados e para desenvolver boas práticas de utilização dos mesmos, fornecendo dados concretos sobre as características das emissões da combustão doméstica, podendo diferenciar com clareza o impacte das lareiras abertas e das lareiras fechadas.

1.2. Objetivos e âmbito

O principal objetivo desta dissertação foi entender o impacte na QAI da utilização de dois tipos de sistemas de combustão de biomassa: lareira aberta e fechada. A análise do impacte destes dois sistemas de combustão na QAI, foi realizada tendo em consideração os seguintes parâmetros: concentração mássica de PM, nomeadamente PM_{10} e $PM_{2.5}$, concentração numérica de PM com diâmetro aerodinâmico entre 0.01 e 1 μm ($PN_{0.01-1}$), concentração de BC e concentração de monóxido de carbono (CO) e dióxido de carbono (CO_2). Como tal, realizaram-se ensaios em dezasseis habitações, tendo oito destas avaliações sido realizadas em salas com uma lareira aberta e oito em salas com uma lareira fechada. Além disso, foi realizada uma análise mais detalhada sobre as diferenças entre as emissões de oito tipos de biomassa, através do estudo do impacte da queima de cada uma das biomassas numa lareira fechada. Adicionalmente, através do tratamento estatístico dos dados recolhidos, pretendeu-se analisar o impacte em termos de durabilidade, calor emitido, emissões dos diferentes poluentes (referidos acima), por forma a identificar, dados os parâmetros analisados, qual a biomassa e o tipo de lareira mais indicado para o uso doméstico.

Com esta dissertação pretendeu-se alargar o conhecimento sobre os sistemas de combustão utilizados e perceber qual o verdadeiro impacto de uma lareira aberta versus lareira fechada na QAI e no ser humano. Assim espera-se que, futuramente, a população faça escolhas mais informadas sobre qual a biomassa e qual a lareira mais ecológica e eficiente, melhorando substancialmente a QAI, salvaguardando a saúde e o bem-estar da população e protegendo o meio ambiente.

1.3. Organização da dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em 5 capítulos, tal como se especifica de seguida.

O primeiro capítulo é referente ao enquadramento do tema, definição dos objetivos e âmbito da tese.

O segundo capítulo corresponde ao estado da arte, onde é apresentado o enquadramento teórico com recurso à literatura sobre a temática em estudo. Neste capítulo é analisada profundamente toda a conjuntura teórica necessária para uma melhor compreensão e suporte do conteúdo do trabalho realizado e conceitos associados.

O terceiro capítulo é relativo aos métodos utilizados, onde são abordados todos os pontos fulcrais relacionados com a parte experimental: a caracterização da área de estudo e as técnicas de medição, amostragem e análise.

O quarto capítulo é referente aos resultados e discussão. Neste capítulo apresentam-se e analisam-se os resultados, seguindo-se a interpretação e discussão dos mesmos.

O quinto e último capítulo compreende a conclusão da dissertação. Neste capítulo apresenta-se uma síntese do trabalho, destacando-se os pontos mais relevantes e identificando as limitações do estudo, sendo apresentadas propostas para futuras soluções da temática abordada.

2. Estado da Arte

Este capítulo apresenta, de forma clara e objetiva, uma síntese dos conceitos importantes que servem de base à realização desta dissertação.

O capítulo inicia-se com a temática da poluição atmosférica, dando-se especial ênfase à QAI, aos diversos poluentes atmosféricos e às consequências desses poluentes na saúde humana e no meio ambiente. Prossegue-se com uma análise minuciosa sobre o papel da biomassa como combustível e o seu processo de combustão, finalizando-se com a legislação portuguesa e europeia associada aos poluentes atmosféricos.

2.1. Poluição atmosférica

Para a sobrevivência e para o pleno bem-estar humano, existem alguns requisitos metabólicos que são essenciais de preservar e manter, como a salvaguarda da água potável, a preservação do ar que respiramos e a qualidade dos alimentos que cultivamos e produzimos. Logicamente, uma redução na qualidade ou quantidade de qualquer um desses recursos essenciais constitui uma imensa ameaça para a saúde humana (Tsuboi, 2018).

Devido à globalização da produção industrial e ao aumento das necessidades energéticas, tem ocorrido um crescente número de episódios agudos de poluição do ar em diversas cidades do mundo, sendo que a poluição se tornou uma preocupação crescente nas últimas décadas, com a gradual evidência dos seus dramáticos impactes na saúde (Ma et al., 2019).

A poluição do ar pode ser então definida, de maneira ampla, como a introdução de produtos químicos, partículas ou materiais biológicos na atmosfera, os quais podem causar sérios problemas aos seres humanos, a outros organismos vivos, e/ou ao meio ambiente.

A poluição do ar pode ter origem natural ou antropogénica (Manisalidis, Stavropoulou, & Stavropoulos, 2020). A primeira é oriunda de eventos naturais, como incêndios florestais, atividade vulcânica (erupções vulcânicas podem introduzir quantidades muito importantes de gases e partículas na atmosfera), tempestades de poeira/areia, matéria particulada na forma de pólen, resíduos de plantas ou animais. Como outras fontes naturais de poluição do ar temos ainda: raios, que produzem quantidades significativas de óxidos de azoto (NO_x); algas na superfície dos oceanos, que emitem sulfureto de hidrogénio; erosão eólica, que introduz partículas na atmosfera; e zonas húmidas, como pântanos, ou pequenos lagos profundos, que produzem metano (CH₄).

A poluição do ar antropogénica ou produzida pelo homem teve início com a descoberta do fogo e subsequente utilização do mesmo para uso doméstico, como o processo de cozinhar e o de aquecimento. Embora nos tempos anteriores à revolução industrial, a poluição do ar fosse insignificante em comparação com a atualidade, a queima de biomassa em espaços fechados para aquecimento de ambientes ou confeção de alimentos representava uma elevada porção da poluição atmosférica a que os seres humanos eram expostos, levando a um elevado risco de contrair doenças respiratórias. Atualmente, os setores que emitem a maioria dos poluentes atmosféricos prejudiciais para os ecossistemas e bem-estar humano correspondem ao setor industrial, aos transportes, ao setor da energia, ao setor doméstico e comercial, e ainda à agricultura (EEA, 2020).

Os poluentes atmosféricos são classificados em primários ou secundários. Poluentes primários são substâncias emitidas diretamente para a atmosfera, como por exemplo, cinzas de uma erupção vulcânica, gás monóxido de carbono de um veículo a motor ou dióxido de enxofre proveniente de fábricas. Os poluentes secundários formam-se na atmosfera devido à ocorrência de variadas reações químicas de poluentes primários. Um exemplo importante de um poluente secundário é o ozono - um dos muitos poluentes secundários que compõem a poluição fotoquímica. O ozono troposférico é gerado na baixa atmosfera como resultado de reações químicas que envolvem diversos poluentes, como compostos orgânicos voláteis, óxidos de azoto, o monóxido de carbono, e os hidrocarbonetos não metálicos, sendo estas reações químicas dependentes da presença de luz solar. Os milhares de veículos a motor que circulam diariamente, as imensas emissões industriais e os solventes químicos são as principais fontes antropogénicas desses precursores de ozono (EPA, 2020). Embora os precursores de ozono sejam gerados maioritariamente em áreas urbanas, as condições meteorológicas podem transportá-los centenas de quilómetros, causando a formação de ozono em regiões menos povoadas (APA, 2018a).

A preocupação com o impacto dos diversos poluentes no ambiente e na QAI passou a ocupar um lugar de destaque a partir da crise do petróleo na década de 70. Começou a existir uma maior consciencialização relativamente às questões energéticas e ao uso racional de energia, alertando para a necessidade de diminuir e evitar os desperdícios da mesma. Para diminuir as perdas energéticas e racionalizar o consumo de energia, assistiu-se, por exemplo, a uma alteração não só no padrão arquitetónico dos edifícios, como nos materiais de construção utilizados de modo a melhorar o isolamento térmico. Assim, foram construídos edifícios isolados termicamente sem aberturas para o exterior que permitissem a ventilação natural, negligenciando o seu impacto no conforto e saúde dos seus ocupantes, principalmente nos países desenvolvidos do hemisfério norte.

Desta forma, reduziram-se as taxas de renovação do ar nos edifícios, criando situações de acumulação de poluentes que vieram a pôr em causa os níveis de poluentes do ar e a QAI.

Esta acumulação excessiva de poluentes, devido a uma maior industrialização e utilização de transportes motorizados, aliada a uma ineficiente ventilação das novas estruturas dos edifícios, tem-se relevado altamente prejudicial para a saúde do ser humano e para o meio ambiente. São variados os danos da presença excessiva destes poluentes, sendo divididos em efeitos a curto e longo prazo. Os efeitos a curto prazo são normalmente temporários e consistem num desconforto, como irritação nos olhos, nariz, pele e garganta, dor aguda no peito, tosse, dificuldades respiratórias, menor qualidade de sono e menores horas de sono profundo, problemas de foco e concentração. Estes efeitos podem escalar até estados mais graves, como asma, pneumonia, bronquite e problemas pulmonares e cardíacos (Azevedo & Gonçalves, 2011). A exposição prolongada aos poluentes atmosféricos pode agravar os problemas no sistema neurológico, reprodutivo e respiratório, podendo ser responsáveis pelo aparecimento de Acidentes Vasculares Cerebrais (AVCs). Os efeitos a longo prazo são geralmente crónicos, duram anos ou a vida inteira e podem, em casos mais extremos, levar à morte (Nikiæ & Stankoviæ, 2005).

Existem diversos poluentes que causam sérios danos ao sistema respiratório, como partículas inaláveis, poeira, benzeno e ozono (Kim et al., 2018). Além disso, existe um risco suplementar em caso de doença respiratória pré-existente, como a asma (Guarnieri & Balmes, 2014). Portanto, os efeitos a longo prazo, derivados da exposição a estes poluentes, são mais frequentes em pessoas com doenças pré-existentes. Uma das doenças mais frequentes daqui decorrente é a doença pulmonar obstrutiva crónica (DPOC), podendo ser designada como um conjunto de condições pulmonares crónicas, incuráveis, que limitam as vias aéreas e causam dificuldade respiratória, caracterizada por obstrução brônquica irreversível ou parcialmente reversível com tratamento. As causas mais comuns desta doença são o consumo de tabaco e a exposição a gases, poeiras ou produtos químicos poluentes (principalmente em contexto profissional) (Jiang et al., 2016).

Além de problemas respiratórios, existem múltiplos efeitos cardiovasculares que foram observados após uma exposição extensiva a poluentes atmosféricos (Miller, 2020). As alterações ocorridas nas células sanguíneas após a exposição de longo prazo podem afetar a funcionalidade cardíaca. A arteriosclerose coronária foi associada à exposição a longo prazo às emissões de tráfego automóvel (Lehmann et al., 2007), enquanto a exposição a curto prazo está relacionada com a hipertensão, enfartes do miocárdio e insuficiência cardíaca. Estudos epidemiológicos também verificaram que a hipertrofia ventricular ocorre em humanos após exposição prolongada aos NO_x (Katholi & Couri, 2011). Foram também observados efeitos neurológicos em adultos e crianças após exposição prolongada a poluentes do ar.

2.2. A Qualidade do Ar Interior e as suas problemáticas associadas

A QAI refere-se à qualidade do ar dentro dos diversos edifícios e estruturas, estando relacionada com a saúde e conforto dos ocupantes do edifício. O estudo e análise desta questão tem como objetivo primordial compreender e controlar os poluentes mais comuns em ambientes internos, de modo a reduzir o risco de problemas de saúde que daí podem advir.

Os poluentes existentes no ar interior podem advir de fontes de emissão interiores e exteriores. No caso das fontes interiores, existem fontes de combustão como a queima de combustível, carvão ou madeira, a utilização de velas, emissões dos materiais de construção e móveis, os sistemas de aquecimento, os equipamentos eletrónicos, os produtos para limpeza doméstica, os animais de estimação e o movimento e atividades realizadas pelos ocupantes (fumar, pintar, etc.). Os poluentes existentes no exterior, predominantemente, associados ao tráfego automóvel e às atividades industriais, podem entrar nos edifícios por infiltrações e/ou através de sistemas de ventilação naturais e mecânicos.

Nas últimas décadas, a QAI recebeu crescente atenção da comunidade científica e das instituições políticas e governamentais com o objetivo de melhorar o conforto, a saúde e o bem-estar dos ocupantes de edifícios. Têm sido realizados diversos estudos abrangendo este tópico, os quais mostraram variações qualitativas e quantitativas da QAI ao longo dos anos, destacando o aumento acentuado de poluentes que podem ser altamente prejudiciais para o ser humano. Estima-se que as pessoas permaneçam cerca de 90% de seu tempo em ambientes fechados, como residências, escolas, locais de trabalho e veículos de transporte (Klepeis & Ott, 2001). Devido a uma permanência prolongada das populações em ambientes fechados e a uma acumulação excessiva de poluentes nestes mesmos ambientes, para muitas pessoas, os riscos para a saúde resultantes da exposição à poluição do ar interior podem ser maiores do que os relacionados com a exposição à poluição ao ar ambiente.

Uma das doenças mais associada a este conceito é a Síndrome do Edifício Doente (SED). A SED pode ser definida como uma situação na qual os ocupantes/trabalhadores de um edifício específico, experienciam desconforto laboral e/ou de problemas agudos de saúde (Schirmer et al., 2008), não sendo, muitas vezes, possível identificar-se as eventuais causas do desconforto/problema de saúde, nem estabelecer um diagnóstico específico. As queixas podem estar relacionadas com um compartimento ou área específica, ou com a totalidade do edifício. A SED é o resultado de uma acumulação de diversos fatores de natureza física, química, biológica, sendo as causas mais comuns uma má conceção do edifício, ventilação inadequada, falta de manutenção e de limpeza.

As análises às amostras do ar podem não indicar concentrações significativas de nenhum dos poluentes presentes, sendo o problema, muitas vezes, devido à combinação dos efeitos dos diferentes poluentes presentes em baixas concentrações. Normalmente, os sintomas agravam-se ao longo do dia, durante a permanência no edifício (Jansz, 2017). Os sintomas mais frequentes, relacionados com este tipo de doença, estão associados a obstruções nasais, irritações oculares e uma sensação forte de secura nos olhos, bem como perturbações no sistema respiratório e na garganta, pele seca e irritada e, mais frequentemente, dores de cabeça acentuadas, fadiga, tonturas e um mal-estar geral (States, 1991).

A SED ocupa uma posição relevante no que toca à QAI, dado que se está perante uma relação de causa e efeito entre as condições de trabalho e os sintomas de desconforto, em consequência do agravamento da QAI num determinado local.

A problemática em torno da QAI difere entre diferentes países e regiões do mundo, nomeadamente na comparação entre países desenvolvidos e países em desenvolvimento, mas, de um modo geral, tem sido vista cada vez mais como um problema primordial a ter em conta nos dias de hoje. Segundo a OMS, estudos recentes revelam que quase 3 bilhões das pessoas mais pobres do mundo ainda dependem de combustíveis sólidos (madeira, excremento de animal, carvão vegetal, resíduos de culturas e carvão) que são queimados em fogões e lareiras ineficientes e altamente poluentes. A poluição atmosférica doméstica daí resultante levou a mais de 4 milhões de mortes prematuras entre crianças e adultos em 2018 (WHO, 2018). Dos 4 milhões de pessoas que morrem anualmente devido à exposição a poluentes atmosféricos domésticos, a maioria falece por acidente vascular cerebral (25%), por doença cardíaca isquémica (24%) e por doença pulmonar obstrutiva crónica (43%) (WHO, 2018). A pneumonia e o cancro do pulmão são responsáveis por 12% e 6% das mortes, respetivamente.

As situações acima descritas verificam-se, maioritariamente em países não desenvolvidos, cujas condições económicas são particularmente precárias, aliadas a baixas condições de saneamento e saúde em geral (WHO, 2005). Nos países desenvolvidos, a situação é ligeiramente mais positiva, uma vez que cada vez mais se aposta em fontes de energia e tecnologia mais ecológicas, no entanto, ainda se verifica um impacte significativo na saúde humana e danos associados à pouca satisfatória QAI.

Os impactes de uma má QAI não conduzem, exclusivamente, a consequências no âmbito da saúde. Estes impactes provocam também danos no sistema económico. Um indivíduo com saúde debilitada, não será capaz de realizar um trabalho árduo ou prolongado. Isso irá limitar as suas oportunidades no mercado de trabalho e, conseqüentemente, irá proporcionar-lhe salários mais baixos. Com rendimentos insuficientes, torna-se impraticável pagar por bens/serviços que poderiam melhorar sua saúde e a sua qualidade de vida e que, portanto, melhorariam sua capacidade de trabalho.

Assim, estamos perante um círculo vicioso, sobretudo em países subdesenvolvidos, onde o trabalho rural e árduo ainda é bastante presente (agricultura). Este círculo vicioso continua a gerar um acréscimo de desfavorecidos, um aumento de pobreza e dos problemas de saúde, sobrecarregando o agregado familiar e os sistemas de saúde. Na literatura económica, esta problemática é chamada de armadilha da pobreza (Url et al., 2011).

2.3. Principais poluentes interiores

Os poluentes considerados na avaliação da QAI podem ter diversas origens, sendo que neste trabalho foram analisados os seguintes: matéria particulada, BC, CO e CO₂.

2.3.1. Matéria Particulada

A matéria particulada (PM) é um dos poluentes atmosféricos com mais relevância na atualidade, principalmente porque contribui significativamente para a prevalência de doenças respiratórias crónicas.

O aerossol atmosférico é definido como uma mistura de partículas sólidas e/ou líquidas em suspensão no ar. A PM pode ser emitida por uma ampla variedade de fontes que influenciam as suas propriedades físicas, tais como o tamanho, a área superficial, a densidade e a composição química (Blaschke & Madl, 2011; Davidson et al., 2005). Os componentes químicos que constituem as partículas, e que podem ser encontrados tanto em ambiente urbano como rural, possuem diversas características que determinam o comportamento das partículas na atmosfera, bem como os efeitos provocados no ambiente e na saúde humana (Pio, 2014).

A composição exata destas partículas varia de acordo com o seu tamanho, a sua localização e condições meteorológicas. De uma forma geral, os principais constituintes químicos da PM são: material mineral, sulfato (SO₄²⁻), nitrato (NO₃⁻), amónio (NH₄⁺), sódio (Na), cloreto (Cl), carbono elementar e orgânico, entre outros.

A principal fonte de PM em áreas urbanas é o transporte rodoviário e a queima de combustíveis fósseis em centrais de energia e indústrias diversas. Relativamente ao transporte rodoviário, a maior fonte de PM são os motores a diesel (que representam uma fração muito mais impactante do que motores a gasolina) (Farinha et al., 2009).

Nos países industrializados, tem-se verificado, no ramo automóvel, um contínuo aumento de soluções inovadoras para colmatar estas pesadas emissões, nomeadamente com a introdução de veículos híbridos e elétricos. Ainda assim, apesar de ter havido um contínuo decréscimo das emissões de PM a nível mundial, a frota de veículos a diesel ainda representa uma fatia significativa dessas emissões (EPA, 2014).

Já em ambientes rurais e ambientes interiores, as principais fontes de PM são o fumo de tabaco e os processos de combustão associados a lareiras, fornos e fogões (Riva et al., 2019).

A PM pode ser classificada de acordo com as suas propriedades aerodinâmicas, uma vez que estas influenciam os processos de transporte e de formação na atmosfera (WHO, 2003). Conforme esta multiplicidade de parâmetros, as partículas transportadas pelo ar podem, como já referido anteriormente, ser classificadas como aerossóis primários ou secundários. Os aerossóis primários são emitidos diretamente das fontes de emissão para a atmosfera na forma de partículas. Os aerossóis secundários, por sua vez, são formados na atmosfera através de reações químicas entre poluentes já aí existentes, tais como os óxidos de enxofre, os óxidos de azoto, amoníaco e compostos orgânicos voláteis (os quais provêm dos processos de combustão industrial, do transporte rodoviário e da geração de energia) (Hime et al., 2006). Os processos de formação das partículas secundárias acabam por depender das concentrações dos gases precursores referidos, das condições atmosféricas, como a radiação solar, bem como das interações entre gases precursores e as partículas pré-existentes na atmosfera (EPA, 2004).

O tamanho é considerado como uma das propriedades que mais determina o comportamento das partículas na atmosfera. A PM é usualmente dividida em três frações distintas, em função do tamanho das mesmas (WHO, 2005). Primeiramente, temos a fração grosseira, que corresponde a PM com um DA superior a $2,5 \mu\text{m}$ e inferior a $10 \mu\text{m}$. Estas partículas são normalmente produzidas por processos mecânicos, como a erosão provocada pelo vento, pólen, cinzas volantes, fibras de plantas e folhas. A fração fina corresponde a PM com um diâmetro aerodinâmico equivalente ou inferior a $2,5 \mu\text{m}$ e a fração ultrafina apresenta-se com um diâmetro menor que $0,1 \mu\text{m}$. Esta divisão tem por base a distribuição da massa de partículas em função do tamanho (Gaffney & Marley, 2014). Todas estas partículas podem penetrar nas vias respiratórias com repercussões ao nível da saúde das populações, principalmente nos grupos de risco (pessoas asmáticas, crianças, idosos). As partículas de diâmetro inferior a $2,5 \mu\text{m}$, conseguem, por sua vez, penetrar nos alvéolos pulmonares (brônquios e pulmões) (Kim et al., 2015). As partículas ultrafinas, sendo estas as que representam um risco mais acrescido para a saúde. Em comparação com as partículas finas, as partículas ultrafinas causam uma maior inflamação pulmonar e ficam retidas por período mais prolongado no sistema respiratório (pulmões). Inúmeros estudos têm vindo a demonstrar que o contacto com as partículas ultrafinas causa inflamação sistémica e alterações de coagulação do sangue que predis põem a doenças cardiovasculares (Olsen & Karotki, 2014)

2.3.2. Carbono negro

O carbono negro (BC) está presente nas partículas atmosféricas, é derivado da combustão e tem sido apontado como um dos maiores contribuidores para as alterações climáticas (Ramanathan & Carmichael, 2008), tendo implicações severas para a saúde humana e para o planeta Terra. As partículas de BC absorvem fortemente o espectro de luz correspondente à parte visível e dão às partículas de cinzas a sua cor preta, desempenhando um papel único no sistema climático. Na atmosfera, a maioria dos aerossóis dispersam a radiação solar, o que resulta num efeito de arrefecimento da dita atmosfera. Pelo contrário, o BC absorve significativamente mais luz do que reflete, favorecendo o aquecimento global (Jacobson, 2016).

O BC pode ter origem natural, proveniente de vulcões ou de incêndios florestais, ou pode ter origem antropogénica, como resultado da combustão incompleta de combustíveis fósseis, ou de biomassa. As fontes de BC incluem emissões dos motores automóveis, fogões residenciais, queimas a céu aberto (agricultura) e incêndios florestais (Harris & Maricq, 2001; Jeong & Park, 2017).

Dado que o BC permanece na atmosfera apenas por algumas semanas, o seu controlo efetivo pode reduzir substancialmente as suas elevadas concentrações (Begum et al., 2012). Em estudos que abrangem curtos intervalos de tempo, nomeadamente estudos referentes a questões de saúde de curto prazo, concluiu-se que, aglomerações excessivas com BC, são mais expressivas do que aquelas com PM_{2.5} ou PM₁₀. Essas conclusões sugerem que o BC é um melhor indicador de substâncias particuladas prejudiciais provenientes de fontes de combustão (especialmente do tráfego) do que PM_{2.5} ou PM₁₀.

A contribuição total de BC para a matéria particulada atmosférica depende de uma variedade de fatores, incluindo a localização geográfica onde ocorre determinado estudo, a intensidade do tráfego na área e o influxo de ar. Há cada vez mais evidências dos efeitos nocivos para a saúde associados à exposição ao BC (Jansen et al., 2005; Janssen et al., 2011), incluindo aumento de internamentos hospitalares e mortalidade devido a doenças cardiovasculares decorrentes dessa exposição (Dockery et al., 2014; Zanobetti & Schwartz, 2009; Geng et al., 2016).

2.3.3. Dióxido de Carbono

O dióxido de carbono (CO₂) é um gás atmosférico incolor com odor suave. O CO₂ tem vindo a desempenhar um papel decisivo no clima e no ciclo de vida da Terra (Ghommem et al., 2012; Shakerian et al., 2015). O rápido crescimento das atividades antropogénicas levou a um aumento das emissões de CO₂ e deu origem a questões ambientais preocupantes em todo o globo. O aumento da dependência de combustíveis fósseis, na forma de carvão, petróleo e gás natural, elevou a concentração de CO₂ na atmosfera de 280 ppm para 413 ppm (Seinfeld and Pandis, 2016). A principal razão por detrás da ascensão das emissões deste gás corresponde ao aumento do consumo de combustíveis fósseis (Shi et al., 2014). Nas últimas décadas, as emissões de CO₂ aumentaram a uma taxa de 2 ppm/ano, sendo que o fator de risco associado à vida humana, conseqüentemente, também aumentou (Satish et al., 2012). A emissão de CO₂ tem sido parcialmente responsável pelo degelo dos glaciares, pelas inundações, pelas ondas de calor, pelas secas, pelos ciclones, pelos furacões e pelas questões de segurança alimentar. Adicionalmente, estas emissões têm vindo a desempenhar um papel significativo na alteração da temperatura global (Azevedo et al., 2018). Os países que mais contribuem para este aumento de emissões de CO₂ são a China, os Estados Unidos, a Índia, a Rússia e o Japão (Ho & Tang, 2018; Satish et al., 2012).

Na vertente da QAI, as principais fontes emissoras correspondem a processos de combustão doméstica, como lareiras a lenha, aquecedores, tabaco e, claro, a respiração humana. Na ausência de ventilação ou com ventilação insuficiente para reduzir ou eliminar o CO₂, a exposição prolongada ao mesmo pode ter efeitos nocivos para o ser humano. Respirar concentrações elevadas de CO₂ pode conduzir a problemas de concentração, aumento da frequência cardíaca, problemas respiratórios, dores de cabeça e tonturas. Foi documentado que exposições entre 1 a 5% de CO₂, por períodos de curto a médio prazo, produzem sintomas como dispneia (falta de ar), respiração modificada, acidose, tremor, dor intercostal, dores de cabeça, deficiência visual, dano pulmonar, aumento pressão arterial, degradação óssea, fertilidade reduzida, alterações na urina e na química do sangue, ataques de pânico, podendo mesmo interromper processos de enzimas metabólicas e processos normais de divisão celular (Colasanti et al., 2008; Mohammad et al., 2009).

2.3.4. Monóxido de Carbono

O monóxido de carbono (CO) é um gás incolor e sem odor. Resulta primordialmente da combustão incompleta de combustíveis fósseis que contêm carbono na sua composição, tais como o gás natural, a gasolina ou a madeira. As emissões de origem humana são responsáveis por cerca de dois terços do CO na atmosfera e as emissões naturais pelo terço restante (Smith et al., 2000). Pequenas quantidades deste gás também são produzidas endogenamente no corpo humano. A exposição a níveis elevados de CO pode ocorrer ao ar livre, perto de estradas, pois o CO também é produzido pelos veículos motorizados movidos a gasolina e a diesel (Alberts, 1994).

Do ponto de vista da QAI, o CO está presente em ambientes interiores, maioritariamente devido aos processos de confeção de alimentos e de aquecimento, existindo ainda uma fatia destas emissões proveniente da infiltração do ar exterior para os diversos ambientes interiores (Ren & Tong, 2008). Nos países desenvolvidos, a fonte mais importante de exposição ao CO no ar interior são as emissões de aparelhos de cozinha ou aquecimento defeituosos, instalados incorretamente, mal mantidos ou mal ventilados e que queimam combustíveis fósseis. Chaminés entupidas, lareiras a lenha, lareiras decorativas, queimadores a gás e aquecedores suplementares sem sistemas eficientes de segurança, são os causadores da libertação e acumulação excessiva do CO em espaços fechados. Nas habitações de países em desenvolvimento, a queima de combustíveis de biomassa e o fumo do tabaco são consideradas as fontes mais importantes de exposição ao CO. Relativamente ao processo de combustão de biomassa, a oxidação incompleta provoca concentrações elevadas de CO que, aliadas à medíocre ventilação, podem causar danos severos na saúde humana.

Os sintomas mais comuns de envenenamento por CO incluem dor de cabeça, fadiga, tontura, sonolência ou náusea, dores repentinas no peito. Durante exposições prolongadas ou a altas concentrações de CO, os sintomas podem piorar e incluir vômitos, confusão e colapso, além de perda de consciência e fraqueza muscular. O envenenamento por CO pode ocorrer de forma mais rápida nas pessoas mais suscetíveis: crianças, idosos, pessoas com doenças pulmonares ou cardíacas (Omaye, 2002 ; Blumenthal & Dch, 2001).

2.4. A Biomassa enquanto combustível

A combustão da biomassa é a forma mais tradicional de fornecimento de calor sendo que, antes do século XIX, a lenha era o combustível dominante para produção energética em todo o mundo (Guo et al., 2015). Nos últimos anos, verificou-se que a biomassa ainda é responsável por cerca de 10% do fornecimento mundial de energia (Meccanica, 2015). Quase 40% da população mundial ainda depende deste biocombustível para muitos dos processos de confecção de alimentos, assim como para todos os mecanismos envolvidos no aquecimento das suas habitações. Relativamente ao consumo de biomassa, centra-se essencialmente nos seguintes setores: 43% da biomassa é utilizada para fins residenciais, 22% para o setor industrial, sendo o resto repartido pelo setor agrícola, dos transportes e outros (Malico et al., 2019).

A biomassa tem vindo a ganhar uma maior procura no setor de produção de energia, em termos globais, desde 2010. Embora a tendência europeia se apresente a um ritmo mais lento, o grande crescimento concentra-se em países como a China e o Brasil. A World Energy Council (WEC), para a produção de eletricidade, sugere que a biomassa pode ser uma fonte viável e pode contribuir com cerca de 5% da procura total de eletricidade mundial até 2050 (Energie et al., 2013). É espetável que a produção de energia a partir de biomassa (Figura 1) possa contribuir para o abandono de combustíveis fósseis nas próximas décadas, ainda que sempre de mão dada com outras fontes de energia renováveis e, possivelmente, da energia nuclear.

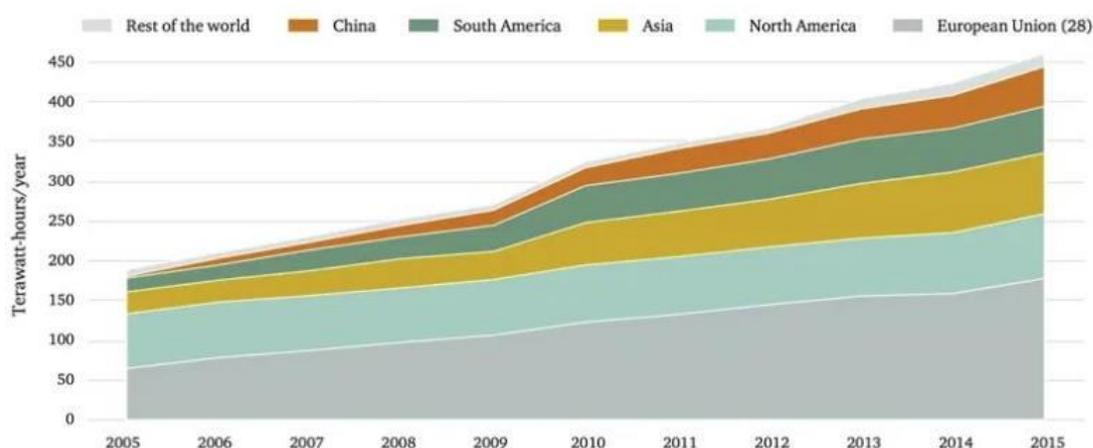


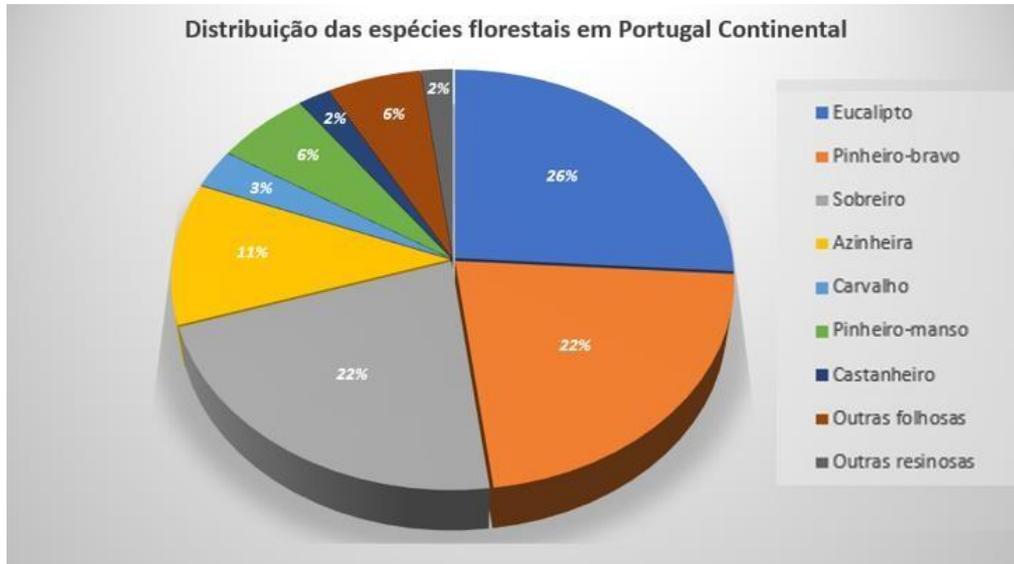
Figura 1. Crescimento da geração de eletricidade a partir de biomassa.

Fonte: (Wetstone et al., 2016)

A procura por este tipo de combustível, apesar de ser considerada por muitos uma escolha mais ecológica do ponto de vista ambiental, não deixa de ter um papel importante no eminente aquecimento global, que foi identificado como um dos problemas ambientais mais relevantes da atualidade, constituindo um sério problema para as gerações que se avizinham (Chen & Lackner, 2017). Calcula-se que, até à presente data, as atividades humanas causaram o aumento de um grau celsius na temperatura do planeta em comparação com os níveis pré-industriais, o que é atribuído ao aumento da concentração de gases com efeito estufa na atmosfera. Estima-se que a crescente necessidade de produzir eletricidade conduza a efeitos cíclicos e cada vez mais críticos nas alterações climáticas e ambientais, tais como o aumento substancial do nível do mar, fenómenos extremos de calor, tempestades e precipitação mais intensa, maior probabilidade de seca e subsequentes riscos na agricultura, problemas na segurança alimentar e na escassez de água potável (Roberts et al., 2019).

A biomassa lenhosa, apresenta-se como a mais antiga fonte de energia utilizada no mundo para aquecimento e para preparação de alimentos, uma vez que a lenha é um recurso renovável e a forma mais simples de aquecimento doméstico. Do ponto de vista ecológico, corresponde à quantidade total da matéria viva existente num ecossistema ou numa população, quer animal quer vegetal (Houghton & Hole, 2008). Os combustíveis provenientes da biomassa variam amplamente, por exemplo, na composição química, no estado físico ou na sua capacidade energética. A lenha, como um dos tipos mais relevantes no âmbito da biomassa, tem propriedades altamente variáveis pois é produzida a partir de diferentes espécies de árvores que foram cultivadas em diferentes locais e em diferentes condições de crescimento. Além disso, o processamento e o armazenamento influenciam significativamente a qualidade e as propriedades dos combustíveis de madeira (Alakangas, 2005; Rota, 2020). Existem inúmeras variantes de transformação da biomassa lenhosa: pode ser convertida em toras de madeira, em madeira comprimida, em pellets e em briquetes para fins de combustão (Houghton & Hole, 2008).

Portugal tem um potencial significativo na produção de biomassa lenhosa, dado que mais de um terço do território português é ocupado por floresta. Somando a este valor as áreas de matos e as superfícies agroflorestais (terrenos que conjugam áreas de cultivo e/ou pasto com espécies florestais), fica patente que a paisagem predominantemente arborizada e/ou arbustiva totaliza quase 60% do território nacional. A cobertura florestal, de uma maneira geral, é caracterizada pelas principais espécies florestais existentes no sul da Europa como evidencia a Figura 2.



Fonte: (IFN, 2015)

Figura 2. Distribuição das diferentes espécies florestais em Portugal Continental.

Portugal tem uma das maiores proporções de área de floresta na Europa, sendo que as florestas portuguesas representam 35% do território nacional (IFN, 2015), havendo um enorme potencial que não está a ser explorado devidamente.

Em Portugal Continental, a cobertura florestal tem sofrido algumas modificações ao longo dos anos, devidas, sobretudo, ao abandono de muitas terras de cultivo e à ocorrência cíclica de incêndios florestais. Relativamente a estes, e comparando os cinco países mediterrâneos cujo clima e geografia mais se assemelham (Portugal, Espanha, França, Itália e Grécia), Espanha foi o país com mais área ardida nos anos 80 e 90 mas, desde 2000, que Portugal viu a sua área ardida aumentar significativamente. Entre 2000 e 2017, Portugal foi o país europeu com mais área ardida (San-Miguel-Ayanz, 2019).

É então imperativo reforçar a implementação de eficientes planos de administração dos milhares de hectares de floresta que existem no nosso território, de modo a ser estabelecida uma economia de energia circular diversificada nas suas várias fontes de produção, podendo a biomassa representar um papel mais ativo nesta alteração, ajudando a complementar as necessidades energéticas do país.

2.5. Combustão de Biomassa

A combustão de biomassa, como já percebemos, está presente quer em ambientes domésticos de pequena escala (por exemplo, fogões a lenha, caldeiras a lenha, aquecedores), quer em grandes instalações industriais para produção de calor e energia. No entanto, a operação nestas indústrias é controlada com procedimentos e normas de conduta extensivas e rigorosas, existindo sistemas eficientes de controlo de poluentes e captação e tratamento extensivo dos gases de combustão. No ambiente doméstico, tal não acontece, sendo que grande maioria dos sistemas de aquecimento são antiquados e grande parte mal projetados, não tendo igualmente um bom sistema de controlo e escape dos gases, donde resulta, frequentemente, uma redução da eficiência de combustão e aumento das emissões de gases.

A combustão designa-se então por uma sequência complexa de reações químicas exotérmicas entre um combustível e um oxidante, onde a energia, armazenada quimicamente no combustível, é convertida em calor e radiação (Coelho & Costa, 2007). Na grande maioria dos casos de combustão, o oxidante é o O_2 obtido do ar ambiente e, em resultado dessa combustão, um grande número de subprodutos gasosos e particulados são produzidos. Como os combustíveis de biomassa são compostos principalmente por carbono, hidrogénio e oxigénio, os principais produtos da queima de biomassa são dióxido de carbono e água. Durante o processo de combustão, as temperaturas da chama podem exceder $2.000^{\circ}C$, dependendo do valor de aquecimento, do teor de humidade do combustível e da quantidade de ar usada na queima (Coelho & Costa, 2007).

O processo de combustão da biomassa incorpora um conjunto de reações, normalmente enquadradas em três fases distintas (Figura 3), iniciando-se com o aquecimento e secagem, seguindo-se a volatilização ou pirólise com libertação e a subsequente combustão dos voláteis e finalizando-se com a combustão do resíduo carbonoso (Coelho & Costa, 2007).

A secagem e aquecimento engloba a primeira etapa do processo de queima de biomassa. Durante esta primeira etapa, o combustível de biomassa começa a oxidar com o aumento da temperatura, ocorrendo a evaporação da água que nela se encontra presente (Koppejan, 2016). A secagem do combustível depende de um variado número de fatores, como o conteúdo água na biomassa, a taxa de transporte de calor e as pressões de vapor entre o combustível e o ambiente (Rogge et al., 1998; Simoneit et al., 1999).

A temperatura da biomassa começa a aumentar ($200^{\circ}C$ a $350^{\circ}C$) e entramos na segunda etapa da combustão de biomassa, designada por pirólise, onde os gases voláteis começam a vaporizar. A pirólise consiste na degradação térmica (desvolatilização), ocorrendo na ausência de um agente oxidante externo (Koppejan, 2016).

A libertação dos gases voláteis impede que o oxigénio externo penetre no interior da partícula, daí ocorrer na ausência do agente oxidante. O processo consiste na quebra das ligações dos principais componentes da matéria seca da biomassa (hemicelulose, celulose e lenhina). Os constituintes do

combustível começam a hidrolisar, oxidar e desidratar, e as grandes estruturas (celulose, hemicelulose e lenhina) decompõem-se em componentes mais simples.

Na pirólise, a quantidade e composição de gases voláteis libertados não é proporcional ao teor de matéria volátil, mas sim altamente influenciada pela taxa de aquecimento da partícula, pela temperatura, pela composição do combustível, pelo tamanho da partícula de combustível, pelo tempo de residência e pela pressão (Jenkins et al., 1998). Os produtos principais da pirólise incluem CO, CO₂, água, CH₄, hidrogénio (H₂) e ainda componentes com elevado peso molecular (denominados por alcatrões) (Jenkins et al., 1998; Rogge et al., 1998). Com o decorrer das fases anteriormente descritas, surgem então condições para a mistura dos diversos gases voláteis com o oxigénio, ocorrendo a ignição da matéria combustível (Werther et al., 2000). No processo de combustão, os gases voláteis podem representar até cerca de 70% do poder calorífico associado à biomassa (Werther et al., 2000), sendo esta a fase fundamental para uma queima eficiente e eficaz.

Por último, temos a fase na qual ocorre a oxidação do resíduo carbonoso e a retenção das cinzas. Este resíduo é composto maioritariamente por carbono e cinzas, podendo ter ainda na sua constituição, ínfimas quantidades de hidrogénio, azoto e oxigénio. O resíduo carbonoso é frequentemente esférico, podendo apresentar muitas fissuras ou cavidades, em resultado da libertação dos gases fornecidos no processo de volatilização. O aquecimento da partícula leva muitas vezes à sua dilatação, o que leva ao aumento do seu grau de porosidade interna, apresentando uma estrutura de poros e tamanho dependente do tipo de sólido, da dimensão das partículas e das condições existentes a priori. Nesta última fase, as reações são heterogéneas, havendo a oxidação do resíduo carbonoso com o O₂ e a taxa de difusão do oxigénio na superfície do resíduo carbonoso é bastante demorada (Coelho & Costa, 2007). Quando o processo de queima termina, o resto da biomassa que não foi queimada em emissões de gases ou particulados é deixada como cinza residual.

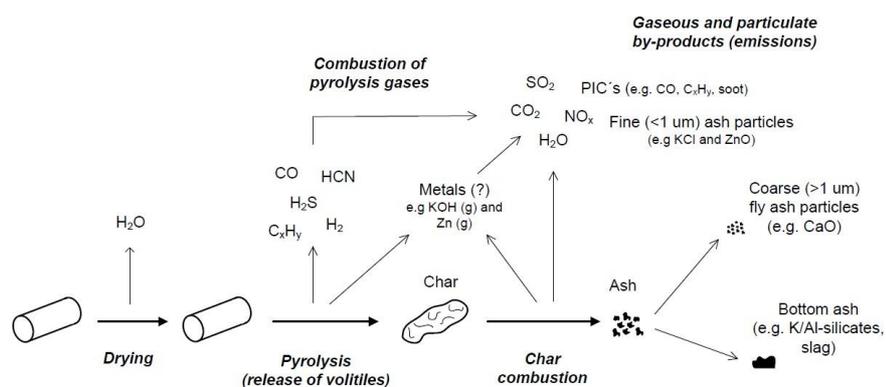


Figura 3. Ilustração esquemática das diferentes fases durante a combustão de uma partícula de biomassa sólida.

Fonte: (Boman, 2005)

2.6. Emissões provenientes da combustão da biomassa

A combustão da biomassa resulta na libertação de uma diversidade de partículas e gases poluentes que são emitidos para a atmosfera, representando um papel considerável nas diversas alterações ambientais (Chemistry et al., 2014).

Tendo a biomassa uma maior percentagem de voláteis que o carvão, durante a sua combustão ocorre um maior número de processos físicos e químicos, dando assim origem a uma variedade mais vasta de poluentes (Neves et al., 2011).

Como principais poluentes emitidos durante a combustão da biomassa temos, de uma maneira geral, partículas em suspensão, o monóxido de carbono, os óxidos de enxofre e os óxidos de azoto. Temos ainda presentes alguns compostos cancerígenos, nomeadamente hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), benzeno, dioxinas/furanos, metais pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, e Zn) e gases quimicamente ativos como os compostos orgânicos voláteis (COVs) e ainda gases com efeito de estufa, nomeadamente CO₂, N₂O e CH₄ (Gomes, 2014; Tissari, 2008).

Já se referiu que, no processo de combustão completa, temos essencialmente como produtos finais o CO₂ e vapor de água (Chemistry et al., 2014; Wang et al., 2009). Dependendo da composição do combustível, também são emitidas em menores quantidades NO_x, dióxido de enxofre (SO₂), ácido clorídrico (HCl) e cinzas (Vicente & Alves, 2017).

Assim, a formação dos diversos poluentes ocorre, fundamentalmente, por duas razões: devido à combustão incompleta, originando resíduo carbonoso não queimado, e devido à própria matéria inorgânica contida na biomassa, ou seja, poluentes formados como resultado da composição dos combustíveis dessa mesma biomassa (Nussbaumer, 2003).

Acontece que, no processo de combustão de madeira, existe um elevado risco de oxidação parcialmente incompleta devido a uma deficiente mistura entre o ar de combustão e o combustível, havendo uma carência na concentração de O₂ disponível e todo um processo de combustão a temperaturas mais baixas. Especialmente em pequenas unidades de combustão (ambiente residencial), a monitorização e o controlo é muito menos cuidado do que em grandes indústrias, sendo espectável um maior risco de aumento dos poluentes indesejados formados durante essa combustão incompleta (Tissari, 2008).

A combustão incompleta é a principal causa da produção de CO e de hidrocarbonetos. É frequente o aparecimento de valores bastantes elevados destes poluentes em equipamentos que operam com cargas de combustível reduzidas e onde o excesso de ar é elevado ou, por outro lado, em equipamentos onde a carga de combustível é máxima e o excesso de ar é mínimo.

Quanto aos óxidos de azoto, estes são formados essencialmente pela combinação de óxido de azoto (NO) e de dióxido de azoto (NO₂), e são criados a partir da oxidação do azoto existente no ar de combustão ou da oxidação dos compostos de azoto existentes no combustível (Demirbas, 2004). É um processo complexo e o mecanismo depende fortemente da fração de azoto presente no combustível e da concentração local de O₂. O enxofre, por sua vez, oxida em óxidos de enxofre e é predominantemente libertado sob a forma de H₂S, sendo posteriormente oxidado em SO₂ e SO₃ na presença do ar de combustão (Alves et al., 2011). Os óxidos de azoto e enxofre estão envolvidos na formação de partículas finas de cinzas, tendo os óxidos de azoto um papel mais acentuado, pois no caso do enxofre e dos metais pesados, face ao baixo teor existente na biomassa, as quantidades de poluentes são na maioria dos casos, insignificantes.

Relativamente às partículas, o seu processo de formação é extremamente complexo. A queima de biomassa contribui de forma significativa para o aumento de partículas na atmosfera estando, em parte, associada à emissão de compostos não queimados (Chung & Seinfeld, 2014). Como tal, a sua formação pode ser o resultado de uma temperatura de combustão insuficiente, de uma mistura ar/combustível deficiente ou de um tempo de residência do combustível, na zona de queima, demasiadamente curto como já referido anteriormente. O teor de humidade tem também um papel fundamental na formação de matéria particulada. Com a diminuição da temperatura no processo de combustão, associado à introdução de misturas de combustível com maiores teores de água, observam-se acréscimos de partículas, nomeadamente com um diâmetro aerodinâmico inferior a 10 µm, que variam entre 5 e 15% (Chao et al., 2008). Os principais componentes das partículas atmosféricas (ou aerossóis) são representados por espécies de carbono, os quais constituem, em média, cerca de 10 a 60% da massa total de partículas em suspensão (Clarke & Willison, 1984). São formados por uma mistura complexa de compostos orgânicos, tais como o carbono orgânico (OC), carbono negro e elementos inorgânicos. A matéria orgânica é uma fração importante dos aerossóis atmosféricos, contribuindo com 10-70% da sua massa carbonácea (Studies, 2008). Temos também presente a formação de partículas de fuligem, que são essencialmente compostas por átomos de carbono. A fuligem forma-se em condições ricas de combustão, da chama de hidrocarbonetos como, por exemplo, PAHs, sendo que os produtos de decomposição da lenhina têm sido sugeridos como desempenhando um papel importante na formação de fuligem. A porção mais fina da fuligem pode entranhar-se no sistema pulmonar e causar sérios problemas respiratórios, sendo extremamente indesejável como produto final da combustão (Tissari, 2008). Ainda dentro da gama das partículas, temos presentes as cinzas que são formadas essencialmente por partículas inorgânicas, com um tamanho compreendido entre 1 µm e 20 µm e que são produzidas pelos processos complexos de fusão de compostos minerais na superfície das partículas em combustão (Fitzpatrick et al., 2008). As partículas com tamanho inferior a 1 µm são formadas através da vaporização e condensação posterior de uma pequena porção de compostos.

As quantidades de cinzas, de fuligem e de aerossóis produzidos durante a combustão da biomassa, dependem fortemente da fase de combustão (Elsasser et al., 2013) e das condições de combustão (Tissari, 2008).

Podemos concluir que o processo de combustão de biomassa é extremamente complexo. Para se obter o máximo rendimento deste procedimento e o menor impacto no meio ambiente e na saúde dos seres humanos, é necessária a manipulação de uma série de condições em todas as fases do processo de combustão, a análise das propriedades da biomassa utilizada e o controlo de todas as condições exteriores. Tem havido uma necessidade iminente de combater as emissões de poluentes atmosféricos resultantes da combustão de biomassa e, em particular, da combustão residencial de madeira. Nesse sentido, tem existido um crescimento no investimento e promoção de tecnologias de combustão de baixas emissões. Como tal, no contexto europeu, os governos têm introduzido normas e diretrizes cada vez mais restritas para as emissões da combustão de biomassa (Dion et al., 2013).

2.7. Legislação referente à qualidade do ar interior

O conhecimento atual e as evidências científicas sobre os efeitos na saúde associados à contaminação da QAI começaram a justificar a necessidade de se criarem normas de modo a controlar estes componentes.

Além dos progressos tecnológicos nas técnicas de combustão e nos aparelhos de aquecimento doméstico que têm vindo a surgir, os regulamentos da queima de biomassa podem ser cruciais para uma rápida transição para comportamentos mais eficazes e mais inteligentes, a fim de evitar a emissão dos diversos poluentes que têm sido prejudiciais ao meio ambiente e à saúde. As medidas de mitigação começaram a ser abordadas por meio do estabelecimento de regulamentos que estimularam a adoção de ferramentas inovadoras e tecnologias modernas para práticas de combustão de biomassa mais eficientes e mais limpas.

A política da QAI, a nível nacional, passou a ser abordada na sequência da transposição para o direito interno da Diretiva n.º 2002/91/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de dezembro de 2002, relativo ao desempenho energético dos edifícios, com a publicação do decreto-lei n.º 78/2006, de 4 de abril, que aprovou o Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior nos Edifícios (SCE), do decreto-lei n.º 79/2006, de 4 de abril, que aprovou o Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios (RSECE), e do decreto-lei n.º 80/2006, de 4 de abril, que aprovou o Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios (RCCTE).

Em 2010, tem lugar a publicação de uma nova Diretiva (n.º 2010/31 / UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de maio de 2010), relativa ao desempenho energético dos edifícios, sendo que o regime estabelecido pela diretiva n.º 2002/91 / CE foi reformulado através de novas disposições que reforçaram o quadro de promoção do desempenho energético nos edifícios.

Em 2013, surgiu o Decreto-Lei n.º 118/2013, a 20 de Agosto, o qual faz a revisão da legislação nacional e passou a incluir num único diploma o Sistema de Certificação Energética de 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). Este decreto ainda transpõe a Diretiva n.º 2010/31 / UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de maio de 2010, relativa ao desempenho energético dos edifícios. Para regulamentar a QAI, foi então publicada a Portaria n.º 353-A / 2013. Recentemente, a nível nacional, surgiu nova legislação relativa a esta temática, nomeadamente o Decreto-Lei n.º 101 -D/2020, de 7 de dezembro e a Portaria n.º 138-G/2021 cujos valores limite estão apresentados na tabela 1. Nesta, para os poluentes analisados, apresentam-se os mesmos valores limite enunciados na Portaria n.º 353-A / 2013. Ainda para ambiente interior, existem algumas organizações que desenvolveram diretrizes relativas à QAI, como a Organização Mundial da Saúde (OMS).

Tabela 1. Valores limite para poluentes interiores definidos pela Legislação Portuguesa, Portaria n.º 353-A / 2013 / Portaria n.º 138-G / 2021 e pela OMS.

Poluentes	Portaria nº 138-G/2021 / Portaria nº 353-A/2013		OMS	
	Valor limite	Período de referência	Valor limite	Período de referência
PM _{2.5}	25 µg/m ³	8 horas	25 µg/m ³	24 horas
PM ₁₀	50 µg/m ³	8 horas	50 µg/m ³	24 horas
CO ₂	1250 ppm	8 horas	1000 ppm	8 horas
CO	90 ppm 30 ppm 9 ppm 6 ppm	15 minutos 1 hora 8 horas 24 horas	90 ppm 50 ppm 25 ppm 10 ppm	15 minutos 30 minutos 1 hora 8 horas

3. Método

No presente capítulo, pretende-se caracterizar a área em estudo, descrever as técnicas de medição e amostragem utilizadas, especificando os diferentes tipos de equipamentos utilizados nas amostragens realizadas no processo de queima das diferentes biomassas.

3.1. Caracterização da área de estudo

A campanha de amostragem foi realizada em diversos locais de Portugal Continental (Figura 4), tendo ocorrido no distrito de Castelo Branco, no distrito de Setúbal, no distrito de Lisboa e no distrito de Leiria. As casas estão enquadradas num espaço de tipologia semiurbana ou rural, tendo um pequeno aglomerado de casas em seu redor e estando longe de estradas principais ou quaisquer fontes de poluição exterior (fábricas, etc) que pudessem influenciar a amostragem em questão.

No distrito Castelo Branco, foram realizados 8 testes de amostragem, 4 dos quais ocorreram em casas com lareira aberta e 4 com lareira fechada. Este distrito é constituído por 11 concelhos e 120 freguesias, tendo uma área aproximada 6 675 km², contando com uma população, em 2020, de 177 912 habitantes, detendo uma densidade populacional sensivelmente igual a 27 hab/km² (FFMS, 2020). No distrito de Setúbal, onde foi efetuada a segunda campanha, foi analisada a queima de briquetes, azinho, sobre e eucalipto numa sala com lareira fechada. Este distrito é constituído por 13 concelhos e 55 freguesias, tendo uma área aproximada de 5 064 km², contando com uma população, em 2020, de 875 656 habitantes, com uma densidade populacional aproximadamente igual a 173 hab/km² (FFMS, 2020).

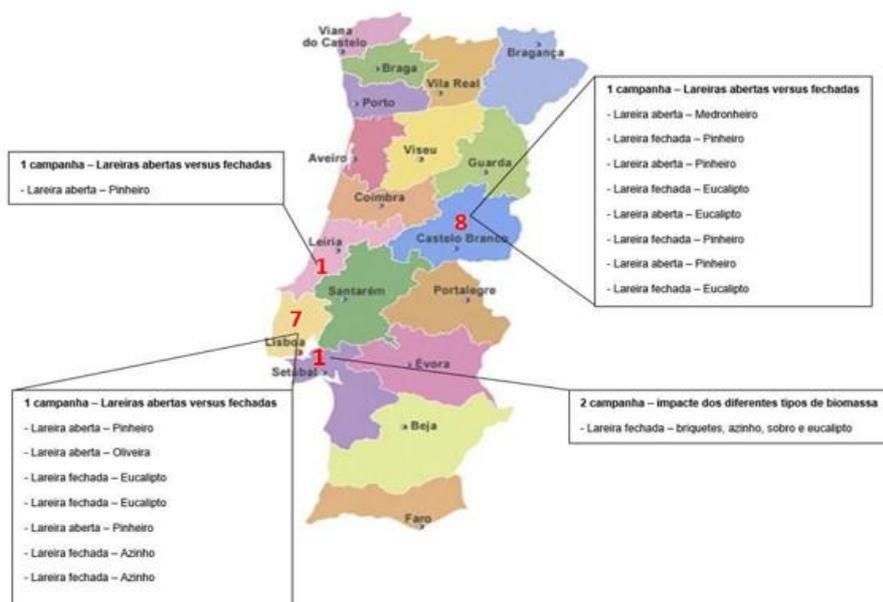


Figura 4. Mapa de Portugal Continental com indicação do número de habitações analisadas por distrito.

No distrito de Lisboa, foram realizados 7 testes de amostragem, 3 dos quais ocorreram em casas com lareira aberta e 4 com lareira fechada. Este é constituído por 16 concelhos e 134 freguesias, tendo uma área aproximada de 2 761 km² contando com uma população, em 2020, de 2 275 591 habitantes, tendo uma densidade populacional aproximadamente igual a 824 hab/km² (FFMS, 2020). No distrito de Leiria, foi efetuado 1 teste de amostragem numa casa com lareira aberta. Este distrito é constituído por 16 concelhos e 110 freguesias, tendo uma área aproximada de 3 505 km² contando com uma população, em 2020, de 458 679 habitantes, tendo uma densidade populacional aproximadamente igual a 131 hab/km² (FFMS, 2020).

3.2. Técnicas de medição e amostragem

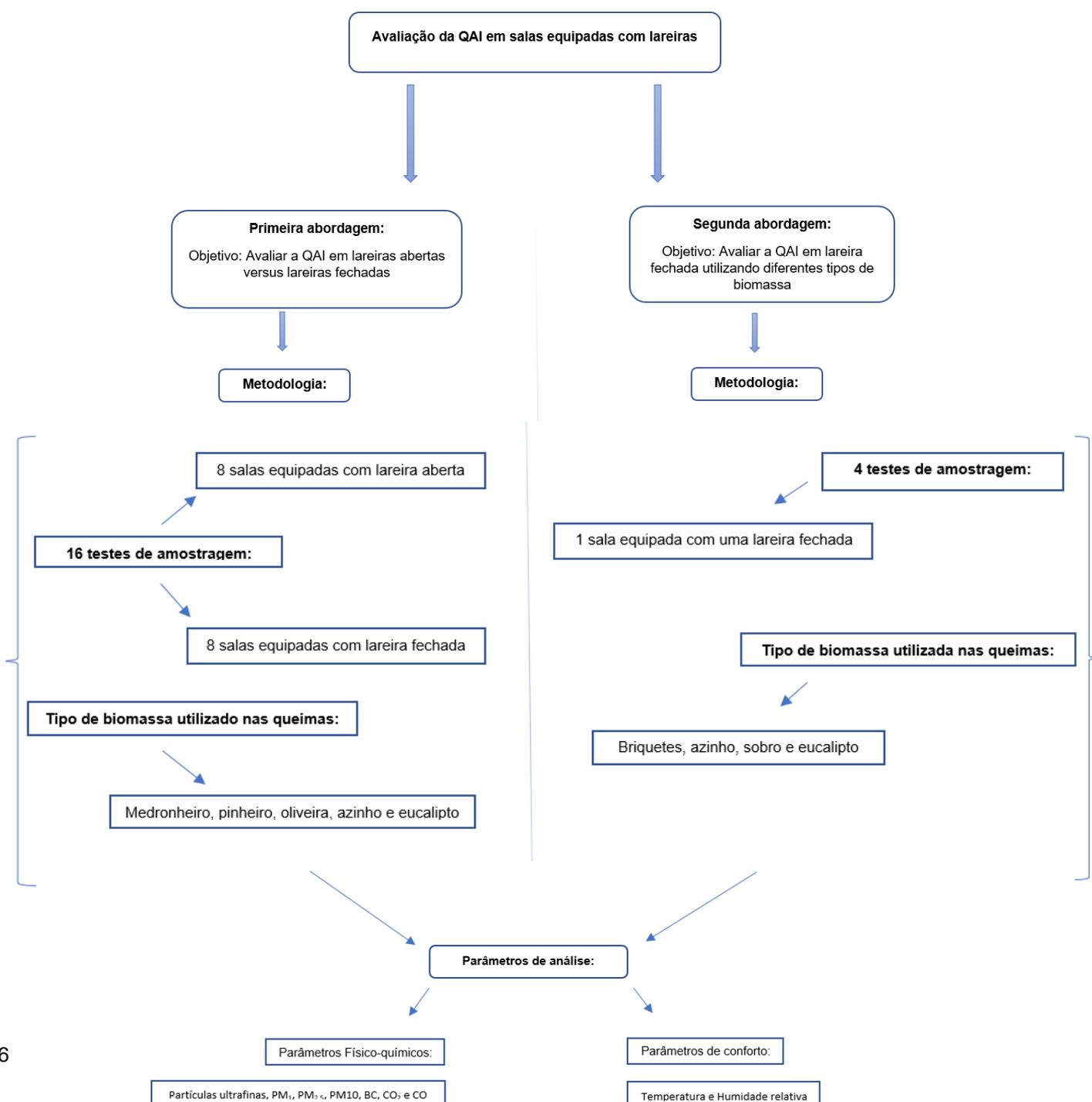


Figura 5. Esquema resumo da metodologia usada.

Tabela 2. Informações das dezasseis amostragens efetuadas.

	Tipo de lenha usada	Volume da zona onde foi efetuada a queima	Tempo de amostragem	Nº de portas e janelas da zona	Distrito	Tipo de lareira
Queima nº 1	Medronheiro	23,67 m ³	3 horas e 47 minutos	1 porta e 1 janela	Castelo Branco	Aberta
Queima nº 2	Oliveira	22,36 m ³	3 horas e 58 minutos	3 portas	Lisboa	Aberta
Queima nº 3	Eucalipto	38,5 m ³	3 horas e 12 minutos	2 portas e 1 janela	Castelo Branco	Aberta
Queima nº 4	Pinheiro	31,9 m ³	2 horas e 58 minutos	2 portas e 1 janela	Lisboa	Aberta
Queima nº 5	Pinheiro	36,5 m ³	3 horas e 37 minutos	3 portas e 1 janela	Leiria	Aberta
Queima nº 6	Pinheiro	37,67 m ³	3 horas e 5 minutos	2 portas e 1 janela	Lisboa	Aberta
Queima nº 7	Pinheiro	40,02 m ³	2 horas e 36 minutos	2 portas 3 janelas	Castelo Branco	Aberta
Queima nº 8	Pinheiro	118,06 m ³	3 horas	3 portas e 1 janela	Castelo Branco	Aberta
Queima nº 9	Pinheiro	83,22 m ³	1 hora e 46 minutos	1 porta e 2 janelas	Castelo Branco	Fechada
Queima nº 10	Pinheiro	134,26 m ³	4 horas e 3 minutos	4 portas e 1 janela	Castelo Branco	Fechada
Queima nº 11	Eucalipto	91,58 m ³	2 horas e 12 minutos	1 porta e 1 janela	Lisboa	Fechada
Queima nº 12	Eucalipto	60,90 m ³	3 horas e 11 minutos	3 portas	Lisboa	Fechada
Queima nº 13	Eucalipto	75,35 m ³	2 horas e 48 minutos	3 portas e 2 janelas	Castelo Branco	Fechada
Queima nº 14	Eucalipto	159,39 m ³	3 horas e 27 minutos	3 portas e 1 janela	Castelo Branco	Fechada
Queima nº 15	Azinho	67,13 m ³	7 horas e 18 minutos	1 porta e 1 janela	Lisboa	Fechada
Queima nº 16	Azinho	58,07 m ³	5 horas e 11 minutos	1 porta e 2 janelas	Lisboa	Fechada

O estudo da exposição humana a poluentes durante a queima de biomassa foi efetuado através de duas abordagens tal como apresentado na figura 5.

Na primeira abordagem, pretendeu-se avaliar e comparar a QAI em habitações com lareira aberta e habitações com lareira fechada. Para isso realizaram-se campanhas de amostragem em 16 habitações (oito com lareira aberta e oito com lareira fechada) onde foram medidos parâmetros físico-químicos e de conforto (Tabela 2). Os parâmetros de conforto dizem respeito à temperatura e à humidade, e, por sua vez, os parâmetros físico-químicos englobam as partículas ultrafinas, PM_{10} , $PM_{2,5}$ e PM_{1} , o BC, CO_2 e CO.

A biomassa utilizada neste procedimento variou consoante a que estava disponível na respetiva casa, tendo sido queimada madeira de medronheiro, pinheiro, oliveira, azinho e eucalipto. A quantidade queimada de biomassa em cada amostragem foi de, aproximadamente, sete quilos. Foi feito previamente o arejamento da divisão da residência onde se realizou a experiência e respetiva limpeza da lareira para a amostragem ser o mais fidedigna possível sem a existência de qualquer tipo de contaminação. A amostragem foi realizada com todas as portas e janelas existentes na divisão fechadas durante todo o processo da queima, desde a fase da ignição até às cinzas. O tempo de cada amostragem variou entre duas horas a sete horas. Foram utilizados cinco equipamentos de monitorização da qualidade do ar que serão descritos na secção seguinte.

A segunda abordagem teve como objetivo avaliar o impacto de diferentes tipos de biomassa na QAI. Para isso, realizou-se um estudo da concentração da matéria particulada numa sala equipada com uma lareira fechada. Nesta campanha de amostragem, além dos equipamentos de monitorização da qualidade do ar utilizados no procedimento anterior, foram avaliados, também, os níveis de PM_{2,5} e PM₁₀, por amostragem por filtro, sendo essa análise efetuada através dos equipamentos Leckel MVS6. Nesta campanha de amostragem, foram utilizados quatro tipos diferentes de biomassa: briquetes, azinho, sobro e eucalipto. A quantidade de lenha queimada em cada amostragem foi de aproximadamente sete quilos, idêntica ao valor do procedimento anterior. A escolha dos tipos de biomassa foi feita com base numa análise estatística dos mais utilizados em Portugal, da sua disponibilidade no mercado e distribuição geográfica. O tempo de cada amostragem variou entre duas a cinco horas. A amostragem foi igualmente realizada com todas as portas e janelas existentes na divisão fechadas durante todo o processo da queima. Entre as trocas de biocombustíveis, as cinzas foram removidas e o arejamento adequado da sala foi garantido, aplicando todas as medidas de limpeza antes e após cada uma das amostragens.

Quer no primeiro procedimento quer no segundo, todos os equipamentos foram dispostos a uma distância horizontal de um metro e vinte centímetros da lareira e a uma altura de meio metro. Igualmente nos dois, a fase de ignição foi realizada do modo mais ecológico e ambiental possível, somente com jornais e uma pinha, de acordo com as recomendações da Agência de Portuguesa do Ambiente (EPA, 2014).

3.3. Equipamentos utilizados

A avaliação do QAI foi realizada usando seis equipamentos de monitorização da qualidade do ar:

- 1) DustTrak™ DRX Aerosol Monitor 8533 para medir as concentrações mássicas de partículas com um diâmetro aerodinâmico (DA) inferior a 1 (PM₁), 2.5 (PM_{2.5}), 4 (PM₄) e 10 µm (PM₁₀), assim como o total de partículas em suspensão;
- 2) Micro-Aetómetro AE51 para medir as concentrações de carbono negro (BC);
- 3) TSI IAQ-CALC™ 7545 para a monitorização de monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), temperatura (T°C) e humidade relativa (RH);
- 4) Condensador Ótico de Partículas (CPC) TSI 3007 usado para medir as concentrações numéricas de partículas com DA entre os 0,01 e 1 µm;

3.3.1. DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533

O DustTrak™ DRX Aerosol Monitor 8533, representado na figura 6, é um fotômetro a laser multicanal, operado por bateria, para registo de dados e dispersão de luz a 90°, que mede o tamanho e a fração mássica das diferentes partículas, em tempo real. Usa um sistema de bainha de ar que isola o aerossol na câmara ótica para manter a ótica limpa, para uma maior fiabilidade e baixa manutenção. Permite medir simultaneamente as concentrações de PM total, PM₁, PM_{2,5}, PM₄ e PM₁₀ e permite a programação de diversos intervalos de tempo. Os dados foram descarregados diretamente do aparelho. Foi realizado uma calibração do zero antes de cada amostragem, como recomendado pelo fabricante.



Figura 6. DustTrak™ DRX Aerosol Monitor 8533.

3.3.2. Micro - Aetalómetro AE51

O Micro-Aetalómetro AE51, representado na figura 7, é um dispositivo portátil de alta sensibilidade, projetado para medir a componente de BC através da absorção ótica de partículas de aerossol. O micro-aetalómetro AE51 recolhe uma amostra de ar a um fluxo de 50, 100, 150 ou 200 mL/min através de um orifício de 3 mm de diâmetro. Ocorre um aumento progressivo de partículas, formando uma massa cinzenta de 3 mm no filtro, o qual é atravessado por uma fonte de luz LED estabilizada a 880 nm, sendo então posteriormente medido num detetor de fotodíodo. A taxa de fluxo de ar através do ponto é medida por um sensor de fluxo de massa que também é usado para estabilizar a bomba.

Os componentes eletrônicos e o microprocessador medem e armazenam os dados a cada período, para determinar o incremento durante cada base de tempo. Este é então convertido para concentrações mássicas, sendo expressas em nanogramas por metro cúbico (ng/m^3).

A amostra de ar é recolhida por um meio filtrante T60 (fibra de vidro revestida com Teflon) que é substituído quando ocorre uma acumulação excessiva de partículas. O filtro foi substituído sempre que necessário, sendo que o seu tempo de vida variou bastante consoante o tipo de biomassa utilizada e o tipo de lareira, dependendo da qualidade do ar amostrado, caudal de medição e do período entre medições (AethLabs, 2016). De acordo com as instruções recomendadas no manual deste instrumento, optou-se por utilizar uma taxa de fluxo de amostragem igual a $100 \text{ mL}/\text{min}$, com uma base de tempo de 30 segundos, correspondendo a um cenário de monitorização da exposição pessoal com alta sensibilidade.

Os dados foram descarregados através do software microAethCOM. Alguns dados foram corrigidos através do software Optimized Noise-Reduction Algorithm (ONA), de forma a reduzir o ruído dos resultados obtidos (Hagler et al., 2014).



Figura 7. Micro-Aetalómetro AE51.

3.3.3. TSI IAQ-CALC™ 7545

O TSI IAQ-CALC™ 7545, representado na figura 8 a), possui um sensor infravermelho “não dispersivo” (NDIR), (figura 8 b) que é baseado em espectroscopia de infravermelho. Uma lâmpada infravermelha (IR) direciona espectros de luz através de um tubo preenchido com uma amostra de ar em direção a um filtro ótico na frente de um detetor de luz infravermelha. O detetor de luz infravermelha mede a quantidade de luz infravermelha que passa através do filtro ótico.

À medida que a luz infravermelha passa pelo comprimento do tubo, as moléculas de CO₂ absorvem a faixa específica da luz infravermelha, permitindo que outros comprimentos de onda passem. Na extremidade do detetor, a luz restante atinge um filtro ótico que absorve todo o comprimento de onda da luz, exceto o comprimento de onda absorvido pelas moléculas de CO₂ no tubo de amostra de ar. Finalmente, um detetor de infravermelho lê a quantidade restante de luz que não foi absorvida pelas moléculas de CO₂ ou pelo filtro ótico.

Por sua vez, as concentrações de CO no TSI IAQ-CALC™ 7545 são medidas através de um sensor eletroquímico, possuindo um substrato que, na presença de CO, altera as suas propriedades elétricas. Além da medição de gases, este instrumento está equipado com sensores permitem a medição de temperatura e humidade. Os dados foram posteriormente descarregados pelo software TSI LogDat2™.

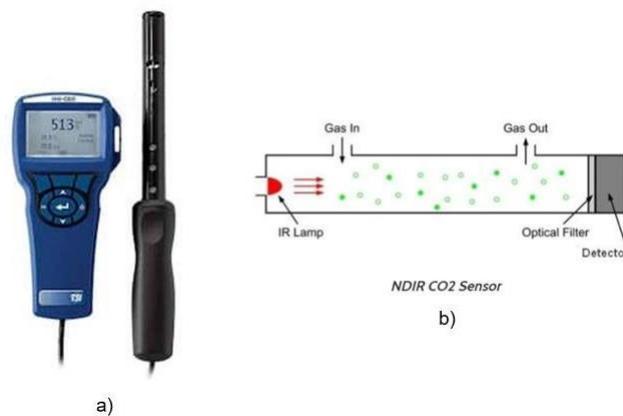


Figura 8. a) TSI IAQ-CALC™ 7545 b) demonstração do funcionamento do sensor NDIR.

3.3.4. Condensador ótico de partículas 3007

O condensador ótico de partículas (CPC), representado na figura 9, opera do seguinte modo: extrai uma amostra de aerossol em contínuo através de um saturador aquecido, no qual o álcool (isopropanol), que é colocado no equipamento, é vaporizado e se difunde no fluxo de amostra. De seguida, a amostra de aerossol e o vapor de álcool passam para um condensador arrefecido, no qual o vapor de álcool fica supersaturado e condensa. As partículas presentes no fluxo de amostra servem como locais de condensação para o vapor de álcool. Quando a condensação começa, as partículas crescem rapidamente em gotas maiores de álcool e passam por um detetor ótico, onde são contabilizadas.

Foram seguidas todas as recomendações do manual do utilizador, desde o cuidado extra no manuseamento do álcool (isopropanol), à colocação correta da respetiva sonda, que foi previamente mergulhada no álcool, aos 600 segundos necessários para a estabilização do aparelho antes de cada utilização. Foi ainda mantido sempre na horizontal, pois qualquer inclinação acentuada afeta o correto funcionamento do mesmo (TSI, 2012). Foi realizada a calibração do zero antes de cada amostragem, como recomendado pelo fabricante. O software utilizado para a análise dos dados foi o Aerosol Instrument Manager.



Figura 9. Condensador ótico de partículas.

3.4. Testes estatísticos

Os testes estatísticos realizaram-se com recurso ao software STATISTICA. Assim, utilizou-se o teste Mann-Whitney U que se trata de um teste não paramétrico para verificar se duas amostras pertencem à mesma população, no qual foi feita a comparação entre as diferentes queimas e os diferentes tipos de biomassa utilizados. Os testes são significativos se o intervalo de confiança for $p < 0.05$.

4. Resultados e Discussão

No presente capítulo, pretende-se apresentar e analisar os resultados obtidos correspondente à primeira e segunda campanha de amostragens realizadas. Os dados são apresentados separadamente para cada um dos poluentes em estudo: PM_{2.5}, PM₁₀, BC, PN_{0.01-1}, CO₂ e CO, sendo ainda analisado os parâmetros de conforto: temperatura e humidade. Primeiramente são analisadas as dezasseis campanhas rápidas de amostragem (sendo que oito delas foram realizadas em lareira aberta e oito delas em lareira fechada). Posteriormente, é analisado o segundo procedimento efetuado, no qual compreende o estudo da exposição da matéria particulada numa lareira fechada, através da queima de diferentes tipos de biomassa.

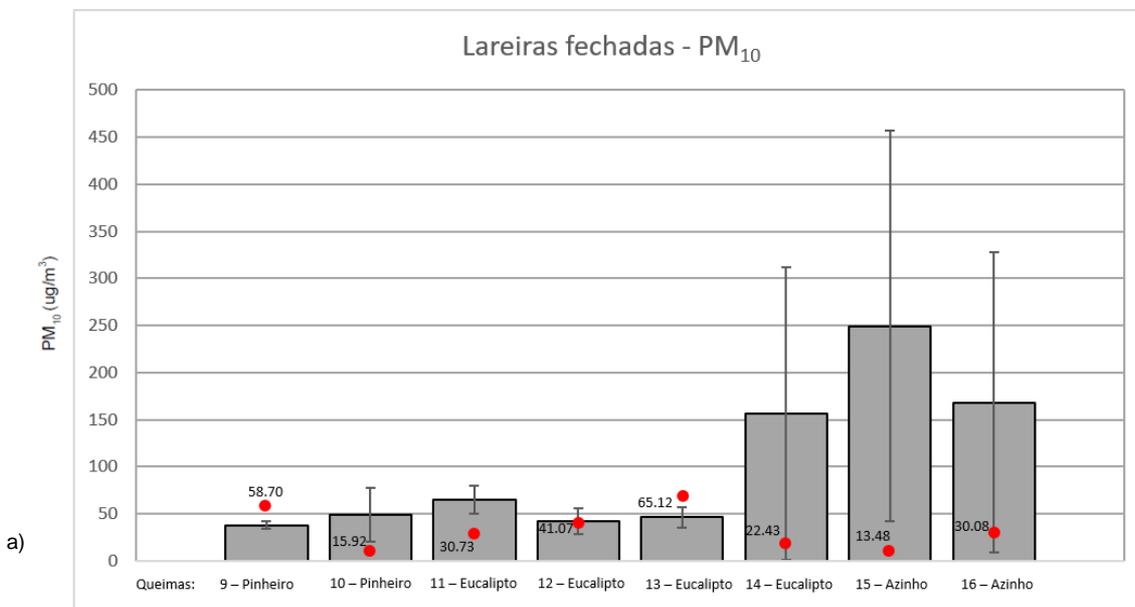
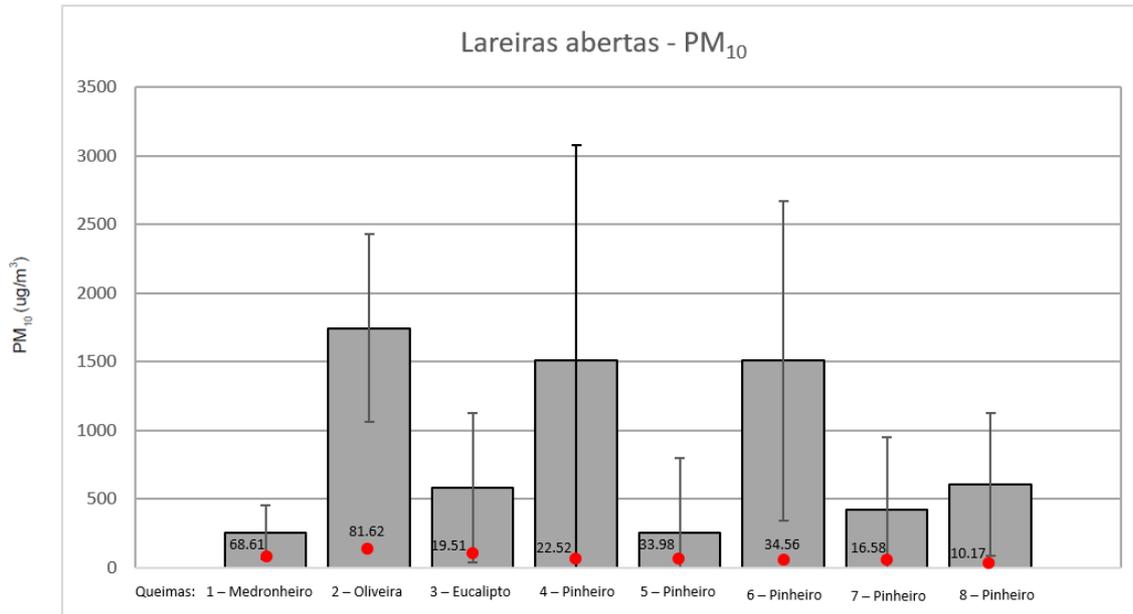
4.1. Primeira campanha de amostragem – Avaliação dos impactes em situação lareira aberta versus lareira fechada

4.1.1. PM

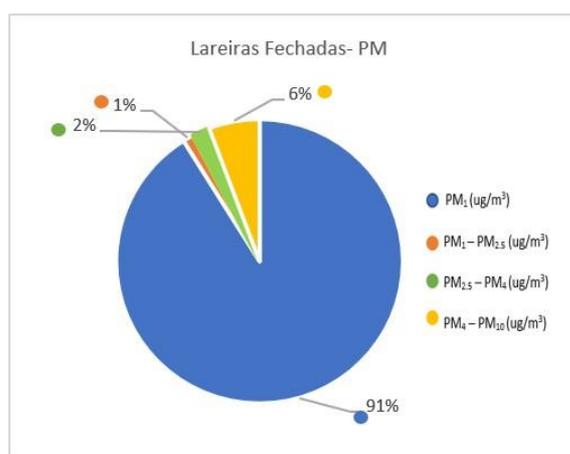
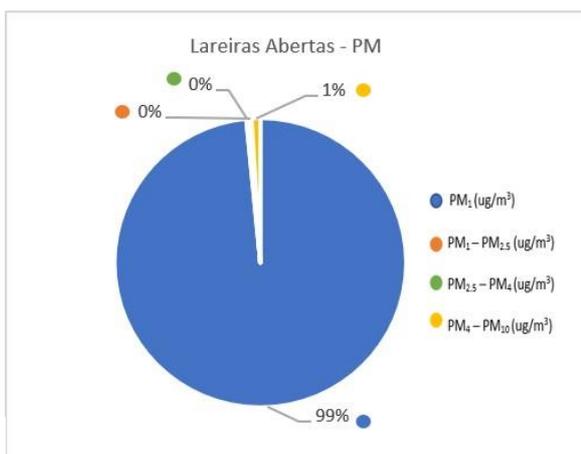
As concentrações de PM em salas equipadas com lareiras abertas e fechadas encontram-se expostas na tabela 3 e figuras 10, 11 e 12.

Tabela 3. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado dos diversos PM nas lareiras abertas e lareiras fechadas.

	Poluentes											
	PM ₁ (µg.m ⁻³)			PM _{2.5} (µg.m ⁻³)			PM ₄ (µg.m ⁻³)			PM ₁₀ (µg.m ⁻³)		
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	848.86 ± 574.65	7825.00	13.50	850.74 ± 576.16	7845.00	13.50	853.84 ± 578.05	7855.00	14.00	862.20 ± 579.64	7910.00	14.50
Lareiras Fechadas	92.90 ± 76.62	785.50	1.50	94.11 ± 76.46	786.50	2.50	96.13 ± 76.08	786.50	3.50	102.33 ± 74.46	788.50	7.50



a)



b)

Figura 10. a) Concentrações mássicas de PM₁₀, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima; b) distribuição de tamanho dos diferentes PM.

Para as amostragens realizadas nas lareiras **abertas**, para **PM₁₀**, todas as concentrações médias registadas ultrapassaram, em larga escala, as medidas no interior da sala sem queima (assinaladas a vermelho na Figura 10). Registaram-se concentrações de **PM₁₀** entre 14.5 e 7910 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, obtendo-se uma média igual a $862.20 \pm 579.64 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Verificaram-se valores excessivamente altos para esta condição, existindo três amostragens (queima nº 2, 4 e 6) com valores de concentrações médias de **PM₁₀** a rondar os 1500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figura 10 a)). Apesar do tempo de amostragem, em média, ter sido de cerca de três horas, não deixam de ser valores críticos e bastante alarmantes. As concentrações, em todas as amostragens em lareiras abertas, foram superiores entre cinco a trinta e cinco vezes, quando comparadas com os valores definidos pelas diretrizes da OMS e da Portaria n.º 138-G/2021 (50.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Analisando as amostragens realizadas nas lareiras **fechadas** para **PM₁₀**, foi possível observar que, em duas amostragens (queima nº 9 e 13), se obtiveram concentrações médias de **PM₁₀** no período sem queima um pouco superiores às medidas aquando do processo de queima. Registaram-se concentrações de **PM₁₀** entre 7.5 e 788.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo a média igual a $102.33 \pm 74.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Deste leque de amostragens, destacaram-se as amostragens 14, 15 e 16, sendo que a 15, que foi realizada com azinho, se destaca por ter atingido as maiores concentrações de **PM₁₀** (com um valor máximo de 250 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Figura 10 a)). Verificou-se que, em quatro das oito medições, o valor limite imposto pelas diretrizes da OMS e da legislação portuguesa para as concentrações de **PM₁₀** (50.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) foi ultrapassado, sendo que os valores médios destas quatro medições foram até cinco vezes superiores a esses limites.

Conforme demonstrado em Castro et al. (2018), para **PM₁₀**, uma pessoa que permaneça numa sala de estar com uma lareira acesa estará exposto, em média, a concentrações de **PM₁₀** entre 217 a 283 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, englobando todas as fases de ignição e reabastecimento. Já no estudo de Canha et al (2018), obtiveram-se, para lareiras abertas, valores de **PM₁₀** entre treze a vinte e seis vezes superiores aos delineados pelas diversas entidades competentes.

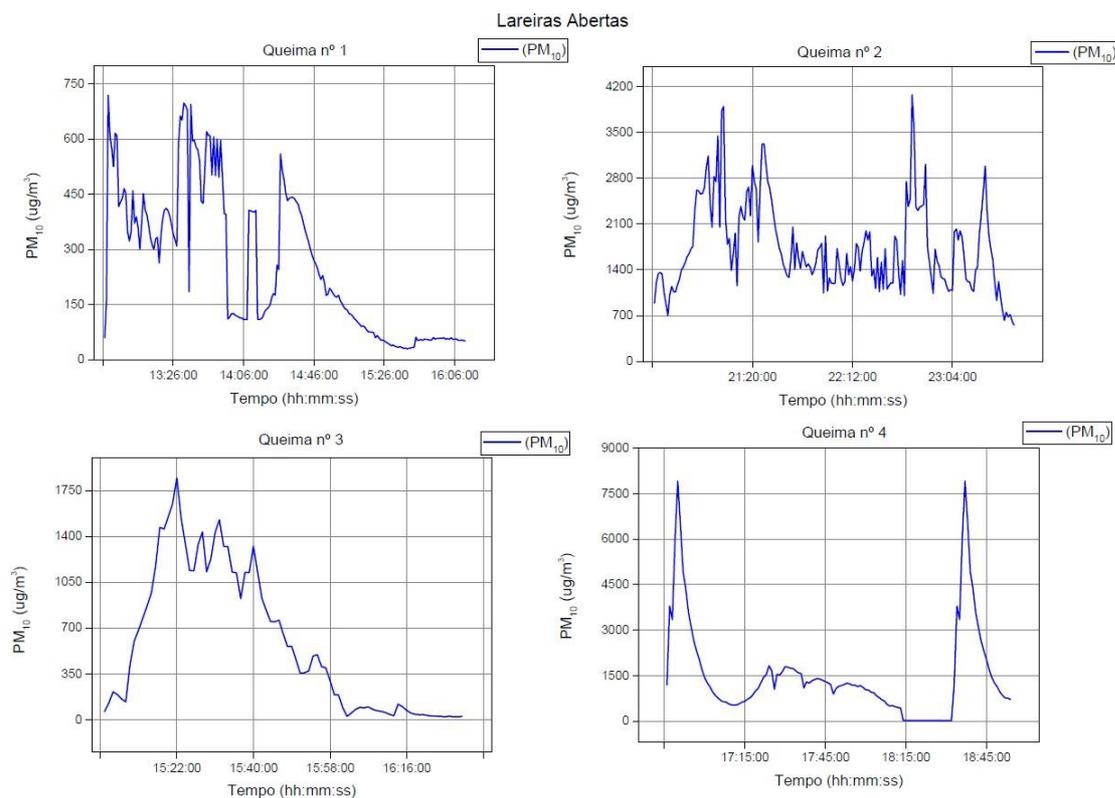
Analisando agora as concentrações de **PM_{2.5}**, em lareiras **abertas**, registaram-se concentrações de **PM_{2.5}** entre 13.50 e 7845.00 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, obtendo-se uma concentração média igual a $850.74 \pm 576.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As concentrações, em todas as amostragens em lareiras abertas, foram superiores entre dez a setenta e nove vezes, quando comparadas com os valores definidos pelas diretrizes da OMS e da Portaria n.º 138-G/2021 (25.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Nas experiências realizadas em lareiras **fechadas**, para **PM_{2.5}**, registaram-se concentrações de **PM_{2.5}** entre 2.50 e 786.50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, obtendo-se uma concentração média igual a $94.11 \pm 76.46 \mu\text{g}/\text{m}^3$. As concentrações em todas as amostragens em lareiras fechadas foram entre duas a dez vezes superiores, quando comparados com o limite imposto pelas diretrizes da OMS e da Portaria n.º 138-G/2021 (25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Estes valores apresentaram-se, na generalidade, em concordância com o que Canha et al. (2018) determinaram. No seu estudo, através da análise de dois tipos de lareiras (aberta e fechada), usando como biomassa briquetes e pinheiro, tiveram para $PM_{2.5}$, em lareiras fechadas, concentrações acima do limite estipulado pela legislação portuguesa, tendo sido obtido um valor médio máximo de concentrações de $PM_{2.5}$ igual a $86.0 \pm 46.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo cerca de três vezes superiores ao valor limite $25.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Já para as experiências em lareiras abertas, foram obtidos valores entre 16 e 19 vezes superiores ao limite legal. Também em Mcnamara et al. (2017), num estudo efetuado em cinquenta casas nos Estados Unidos, em salas equipadas com lareiras, foram verificadas concentrações médias de $PM_{2.5}$ de $32.3 \pm 32.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (variando entre 6.0 a $163 \mu\text{g}/\text{m}^3$) para um período de amostragem de 48 horas. Já em Canha et al. (2014), na parte do estudo que pretendia determinar o nível de exposição de crianças a $PM_{2.5}$ no interior de uma sala de aula primária com uma lareira, foi registada uma concentração média de $PM_{2.5}$ de $100 \pm 71 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tendo este valor médio excedido em muito o valor limite para ambientes internos definido pelas várias diretrizes nacionais.

A distribuição de tamanho das partículas demonstrou que é em PM_1 que se concentrou a maior fração de partículas (99% nas lareiras abertas e 91% nas lareiras fechadas) (Figura 10 b)).

A análise das concentrações de PM_{10} a nível temporal permitiu a identificação de eventos com picos de concentração, associando as diferentes fases de combustão.



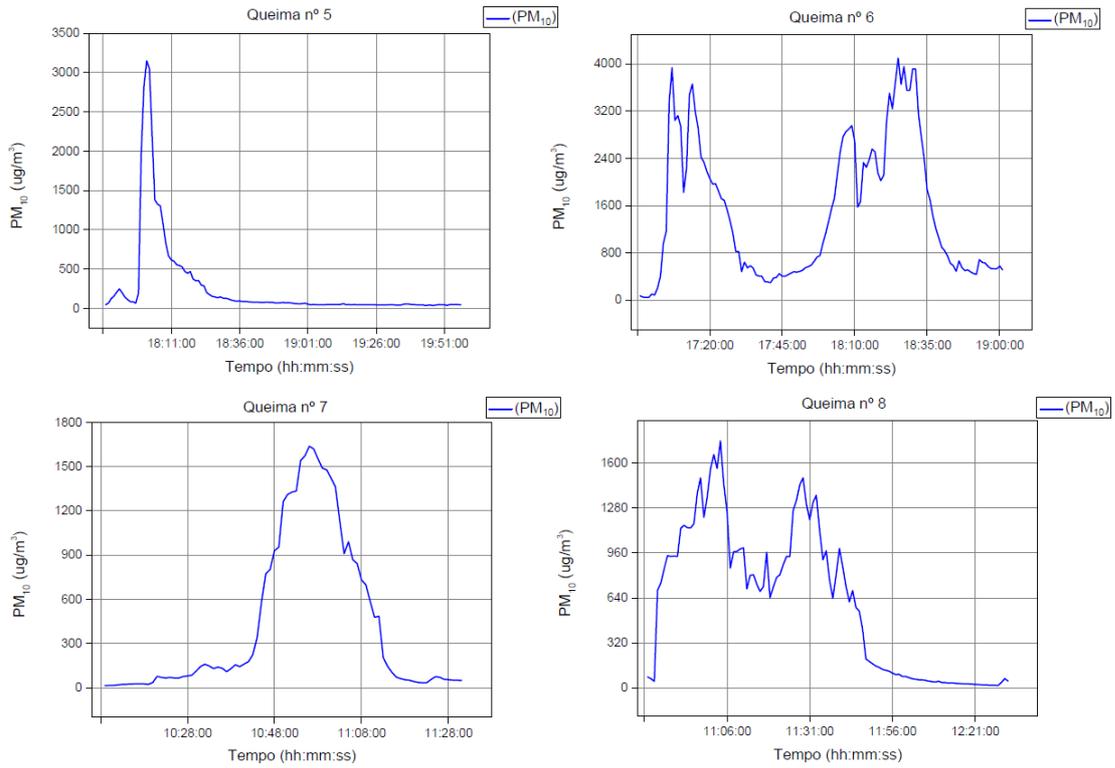
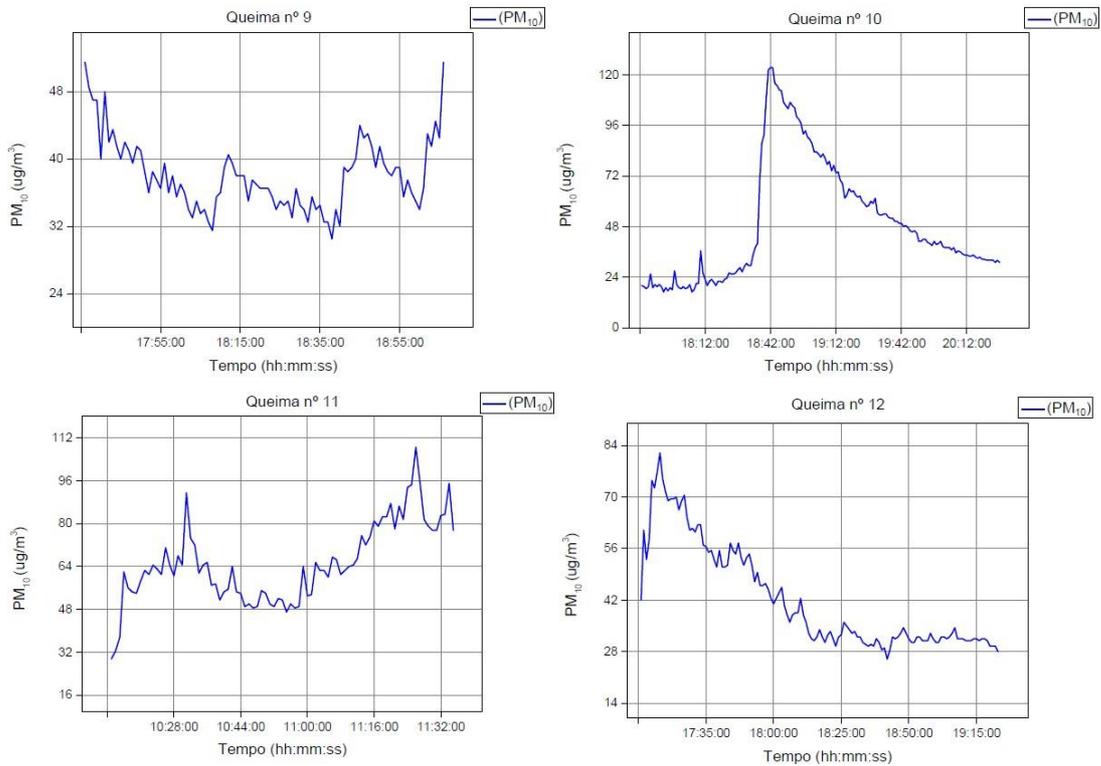


Figura 11. Séries temporais das concentrações de PM₁₀ nas amostragens efetuadas em lareiras abertas.

Lareiras Fechadas



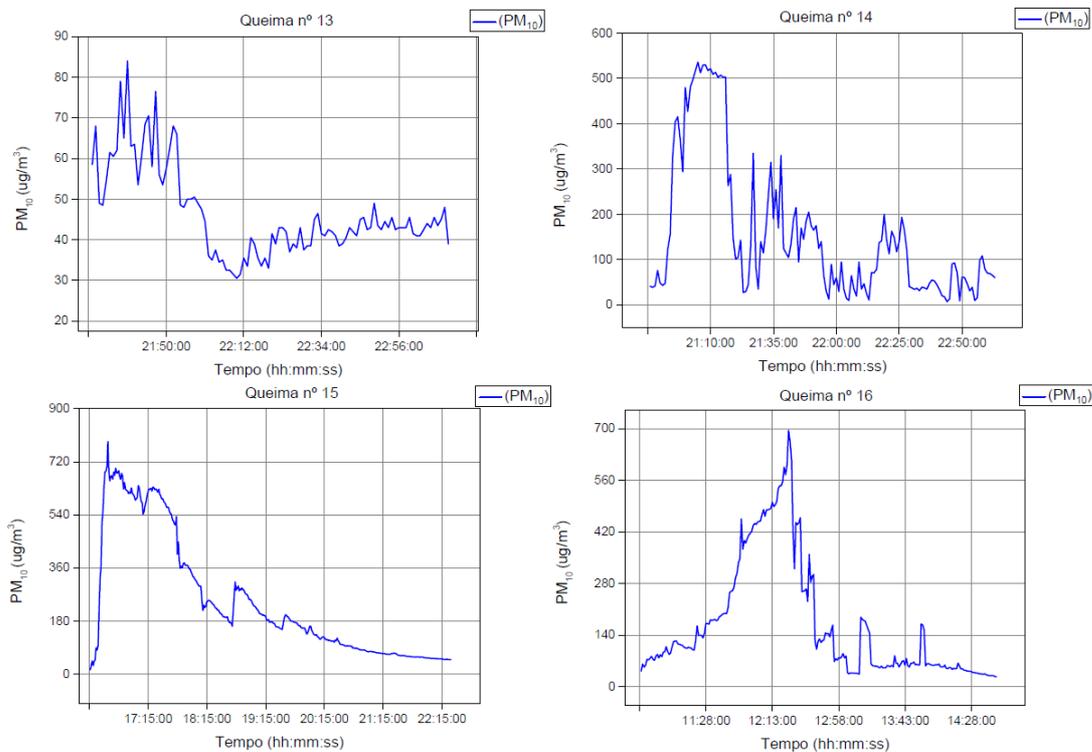


Figura 12. Séries temporais das concentrações de PM_{10} nas amostragens efetuadas em lareiras fechadas.

Apesar do comportamento não ser propriamente homogéneo em todas as amostragens, de uma maneira geral, o consumo de biomassa demonstrou a existência de vários picos, dos quais se destacam dois deles. Foi possível observar um primeiro pico, existente em praticamente todas as experiências efetuadas, que corresponde à fase primária de ignição da biomassa. Durante esse pico, as partículas do combustível aqueceram até à temperatura de secagem e ocorreu uma libertação excessiva de partículas. Seguidamente, foi possível também analisar que, em algumas amostragens, ocorreu uma estabilização da emissão de partículas, durante a fase de combustão com chama.

No entanto, verifica-se o cenário inverso para algumas amostragens, havendo uma versatilidade nas diferentes séries temporais. Na fase intermédia de combustão, foi onde se verificou uma maior discrepância de valores, a qual poderá ser explicada pelo facto de todas as experiências terem sido realizadas em casas diferentes, com aparelhos de combustão diferentes (tendo a maioria das lareiras uma idade bastante considerável). Também as propriedades dos diversos combustíveis utilizados, poderão ter tido um papel determinante no processo da queima, como por exemplo, o seu teor de humidade, a densidade da madeira, que, por sua vez, determinaram a taxa de aquecimento e a eficiência térmica. Estes diversos fatores internos e externos podem levar a uma queima de madeira de baixa qualidade, originando um excesso de ar na câmara de combustão ou insuficiente fornecimento de ar, levando a uma combustão incompleta, caracterizada por elevadas emissões de partículas. Por último, observou-se a tendência de um pico de emissões já no final das queimas, estando este associado nomeadamente à fase final da queima, durante a qual ocorreu a combustão de um resíduo que é composto maioritariamente por carbono e cinzas. Estes picos vão ao encontro do demonstrado em Castro et al. (2018).

4.1.2. Partículas Ultrafinas

As concentrações médias, desvio-padrão, máximos e mínimos, e séries temporais de partículas ultrafinas foram determinadas para as dezasseis amostragens, estando os resultados expostos na tabela 4 e figuras 13, 14 e 15.

Tabela 4. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de $PN_{0.01-1}$ ($\#/cm^3$).

	Partículas Ultrafinas		
	$PN_{0.01-1}$ ($\#/cm^3$)		
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	121598 ± 47793	278766	2516
Lareiras Fechadas	53592 ± 32844	234512	1476

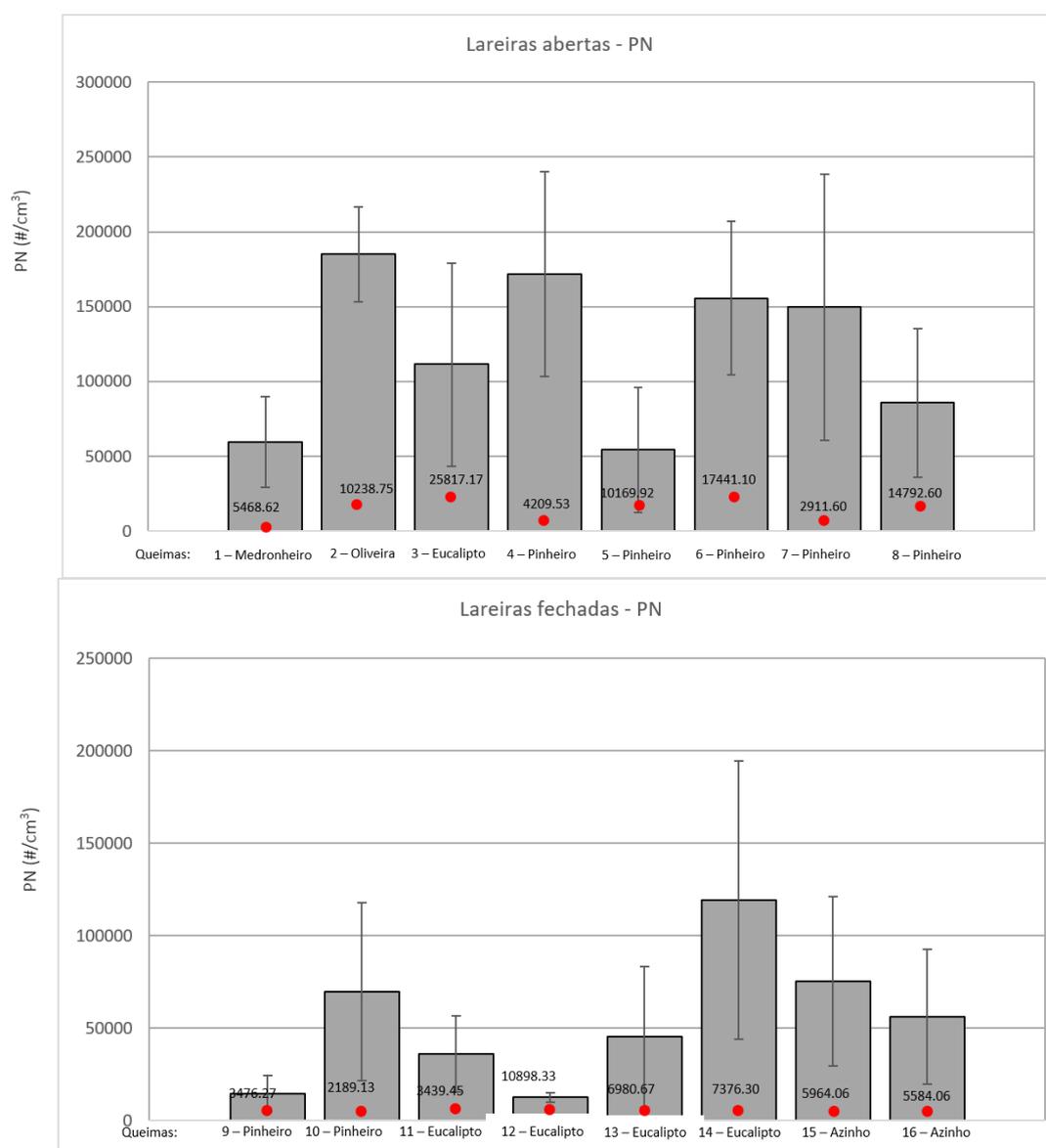
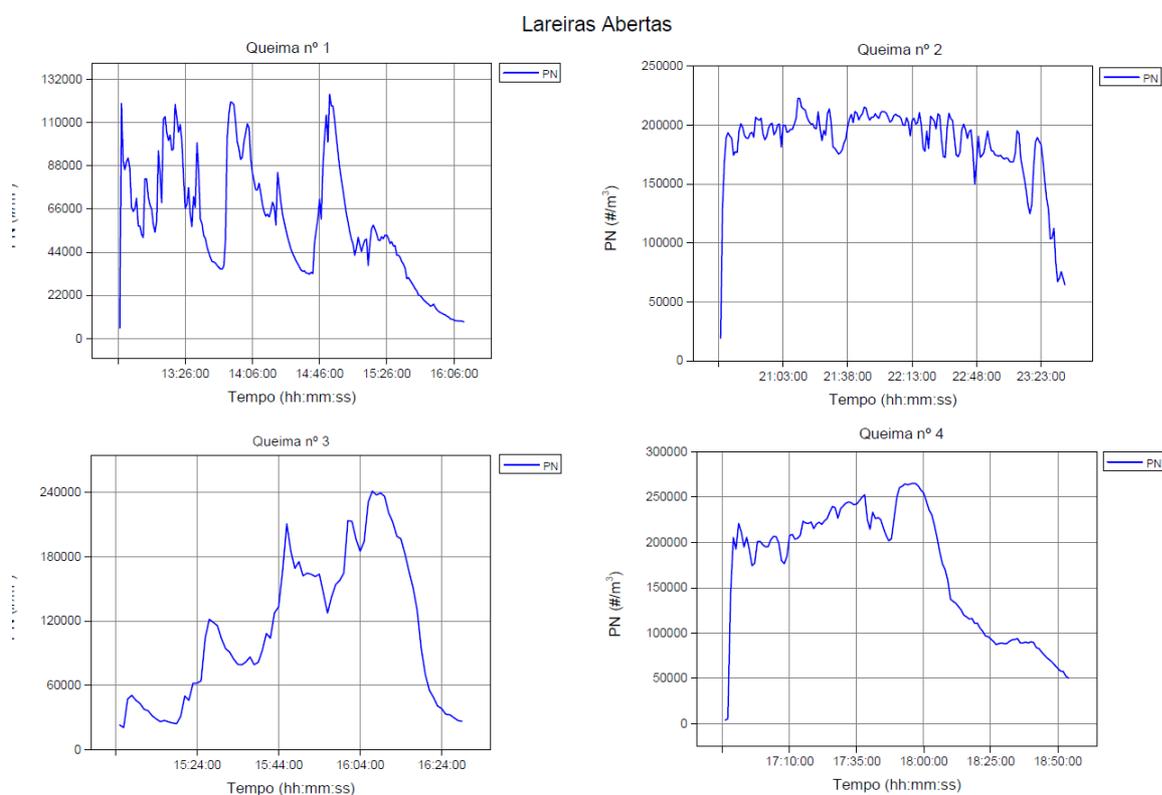


Figura 13. Concentrações das partículas ultrafinas nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.

As concentrações de $PN_{0.01-1}$ foram significativamente superiores nas experiências realizadas em lareiras abertas ($121598 \pm 47793 \text{ \#/cm}^3$) comparativamente com as realizadas em lareiras fechadas ($53592 \pm 32844 \text{ \#/cm}^3$). As concentrações de $PN_{0.01-1}$, para as lareiras abertas, variaram entre 2516 e 278766 \#/cm^3 . Já para as fechadas, obtiveram-se valores a variar entre 1476 e 234512 \#/cm^3 , respetivamente.

Quer para as amostragens realizadas nas lareiras abertas, quer para as lareiras fechadas, as concentrações médias de $PN_{0.01-1}$ durante as queimas ultrapassaram, em larga escala, as medidas no interior da sala sem queima (assinalados a vermelho na Figura 13). As concentrações obtidas nas medições efetuadas encontram-se em concordância com o verificado na Alemanha por Salthammer et al. (2014). Também em Carvalho et al. (2013) se verificam concentrações de PN, cujos valores máximos atingiram as 240000 \#/cm^3 . As concentrações registadas foram, igualmente, da mesma ordem de grandeza que as registadas em Press-kristensen et al. (2015), onde se obtiveram valores a rondar os 120000 \#/cm^3 . Atualmente não existem diretrizes nacionais ou internacionais que permitam uma avaliação mais precisa deste parâmetro.



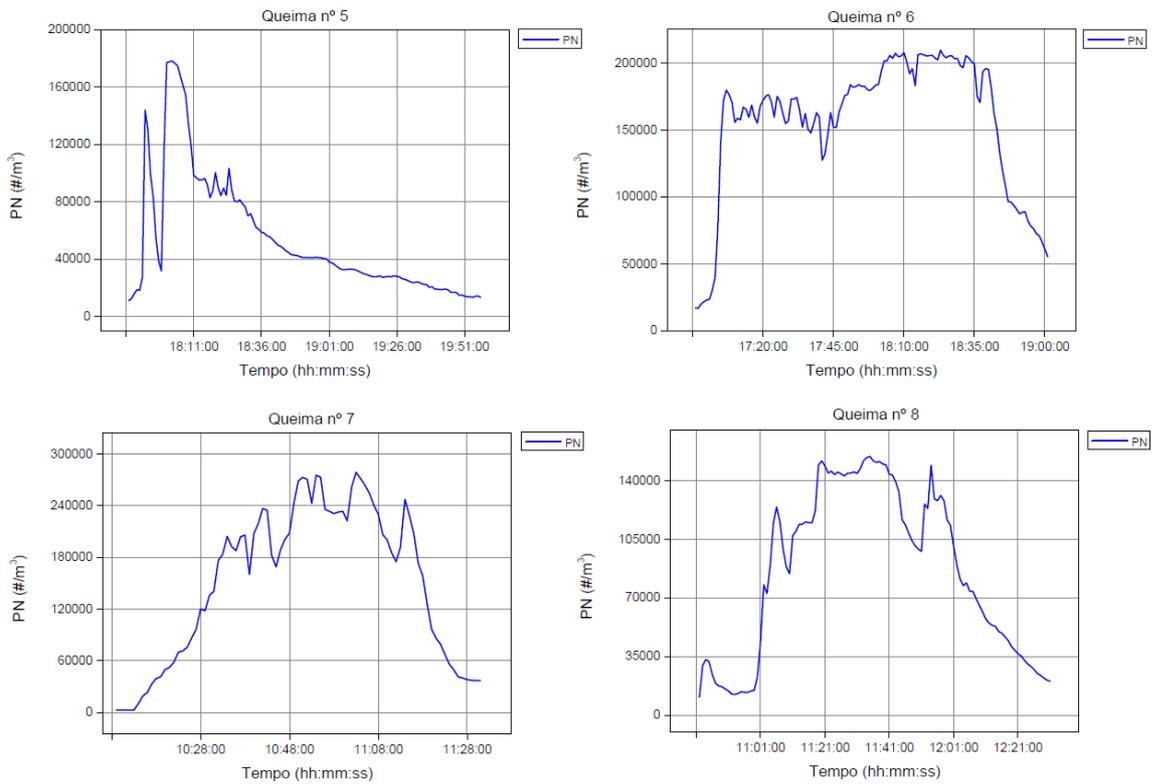
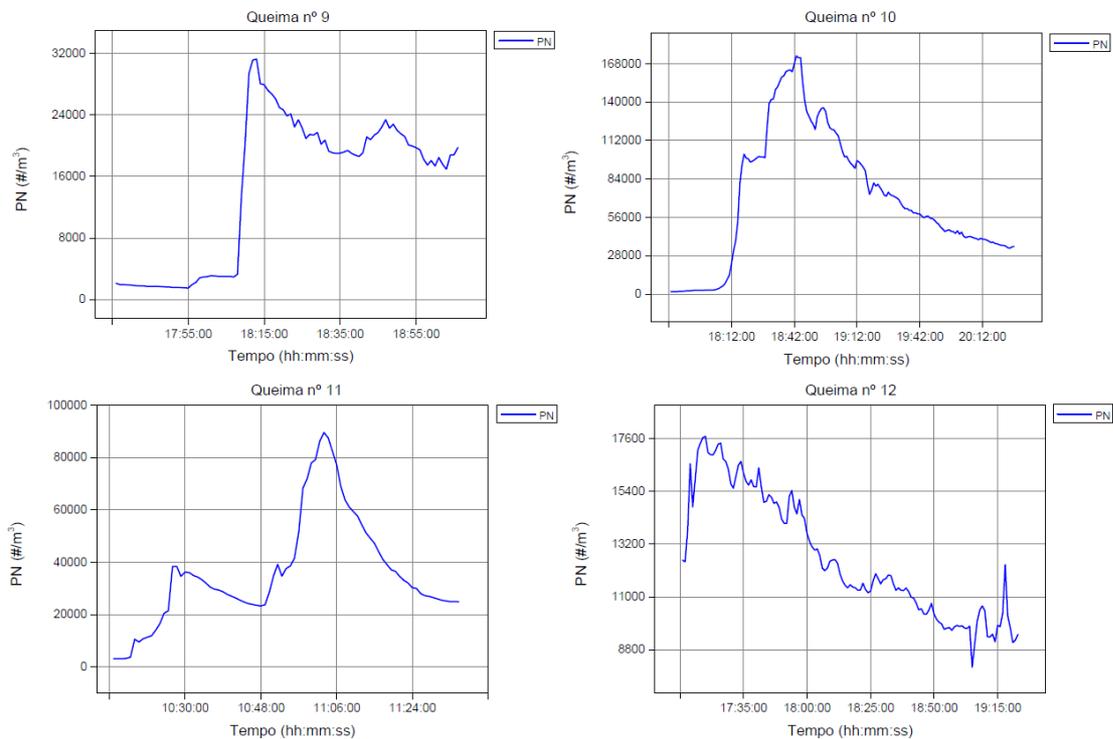


Figura 14. Séries temporais das concentrações de $PN_{0,01-1}$ nas amostragens efetuadas em lareiras abertas.

Lareiras Fechadas



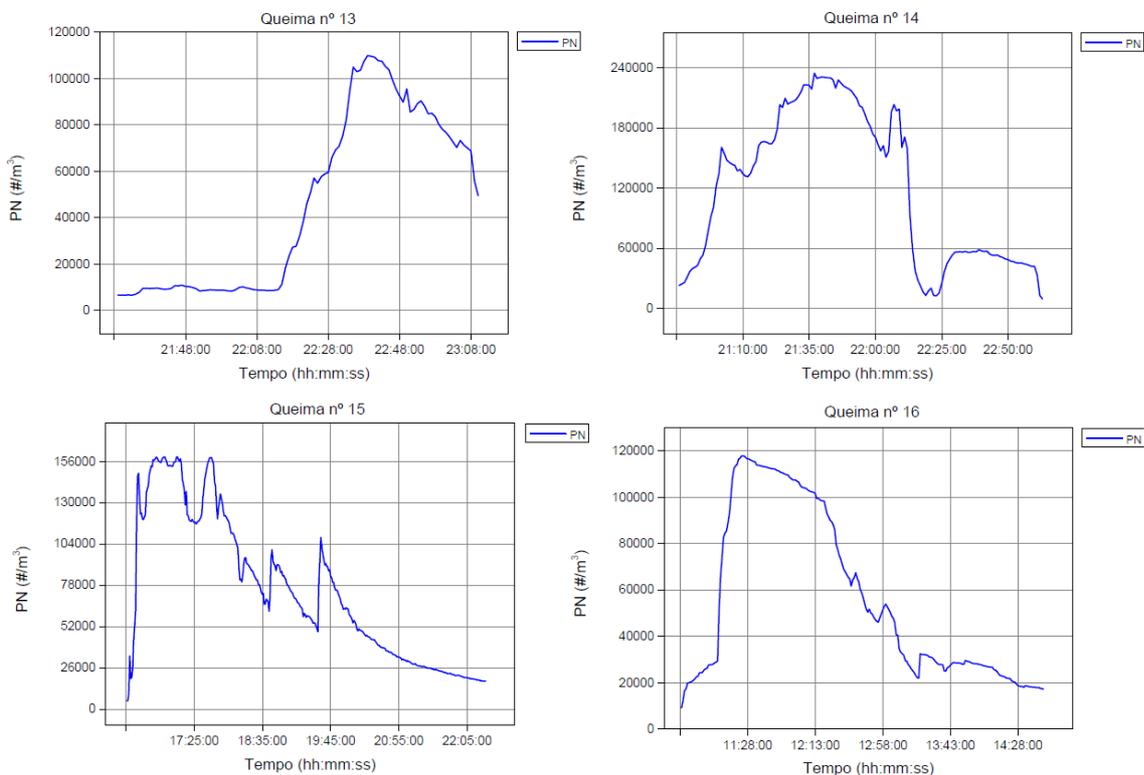


Figura 15. Séries temporais das concentrações de $PN_{0,01-1}$ nas amostragens efetuadas emlareiras fechadas.

Analisando agora temporalmente as amostragens realizadas, podemos concluir que as concentrações naslareiras abertas foram, em média, duas vezes superiores às obtidas naslareiras fechadas. Além das concentrações terem sido substancialmente menores naslareiras fechadas, são também de notar os seguintes aspetos: de um modo geral, verificou-se um menor número de picos de emissões; verificou-se um maior atraso a atingir o pico máximo de concentração; verificou-se uma menor permanência desses picos nessa mesma zona crítica.

Já sabemos que o processo de queima possui diversas fases não controláveis que dependem fortemente das condições de combustão e das propriedades físicas e químicas da madeira utilizada. Deste modo, alguns contrastes obtidos podem ser explicados tanto pelos diferentes biocombustíveis utilizados como pelas diferentes características na morfologia daslareiras analisadas.

4.1.3. Carbono negro

Tal como já foi mencionado nos capítulos anteriores, o BC representa uma fração da massa total de $PM_{2.5}$, sendo o mesmo essencialmente formado a partir da combustão incompleta de combustíveis fósseis e da queima de biomassa. A partir da medição do BC foi possível obter os dados apresentados na Tabela 5 e os dos gráficos das Figuras 16,17 e 18. A percentagem de concentração média de BC existente em PM_{10} , emlareiras abertas, foi de 3.12% e, emlareiras fechadas, foi de 2.90%, sendo estes valores baixos tendo em consideração a concentração de PM. Quer para as amostragens realizadas naslareiras abertas, quer para aslareiras fechadas, todas as concentrações médias de queima ultrapassaram, em larga escala, as medidas no interior da sala sem queima (assinaladas a vermelho na Figura 18).

Na tabela 5 verificou-se que, para aslareiras abertas, as concentrações de BC variaram entre 0.17 e 649.63 $\mu g/m^3$, com uma média igual a $26.87 \pm 9.57 \mu g/m^3$. Este valor preocupante de 649 $\mu g/m^3$ ocorreu na amostragem 5, tendo ocorrido a determinado momento uma acumulação excessiva de fumo, pelo que foi até necessário arejar, momentaneamente, a sala. Esta acumulação de fumo também ocorreu noutras amostragens, embora com menor incidência, justificando assim alguns valores desproporcionados.

Já para aslareiras fechadas, obtiveram-se concentrações entre 0.17 e 24.46 $\mu g/m^3$, com uma média de $2.97 \pm 1.78 \mu g/m^3$. Neste estudo verificou-se que, as concentrações de BC naslareiras abertas foram, em média, nove vezes superiores às medidas naslareiras fechadas. As concentrações médias de BC medidas naslareiras do presente estudo foram ligeiramente inferiores às obtidas por Bhaskar et al. (2018), cujos registos apresentam entre os 25 $\mu g/m^3$ até valores a rondar os 160 $\mu g/m^3$. Já em Rehman et al. (2011), referem que foram obtidas médias de 62 $\mu g/m^3$, tendo atingido picos de 1000 $\mu g/m^3$, indo ao encontro dos picos desproporcionados obtidos na experiência.

Tabela 5. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de BC ($\mu g/m^3$).

	Carbono Negro		
	BC ($\mu g/m^3$)		
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	26.87 ± 9.57	649.63	0.17
Lareiras Fechadas	2.97 ± 1.78	24.46	0.17

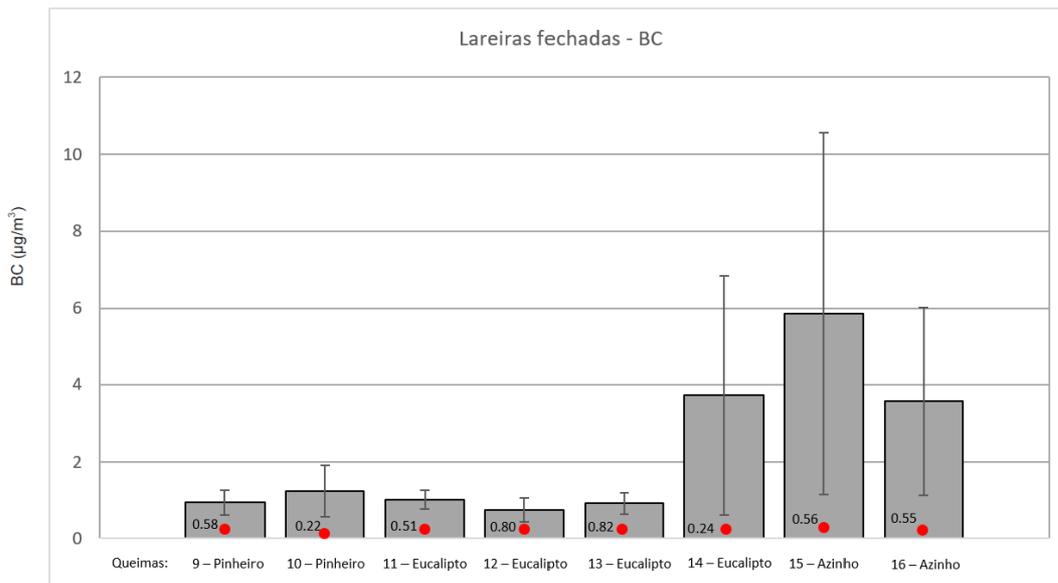
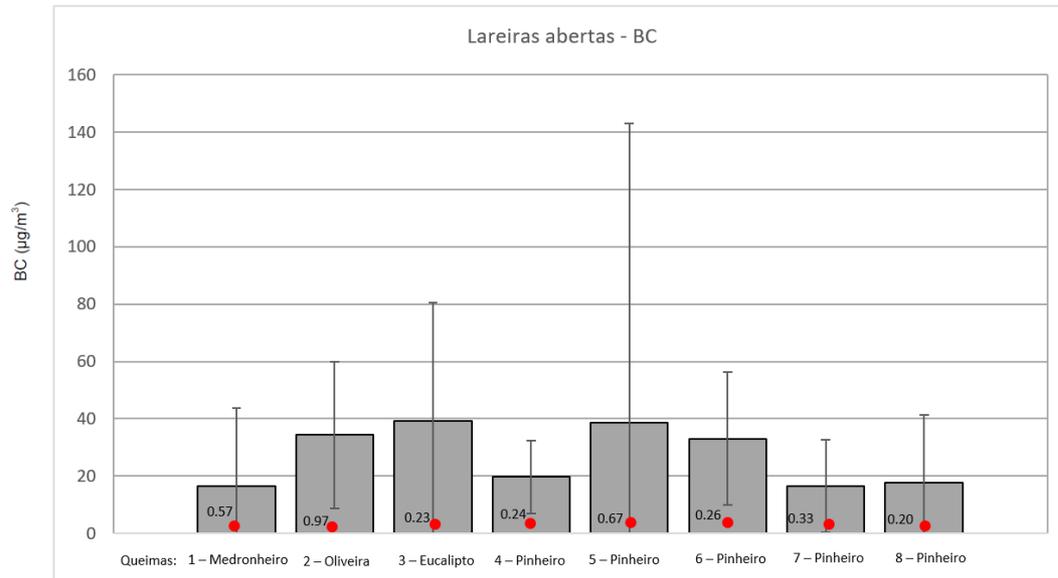
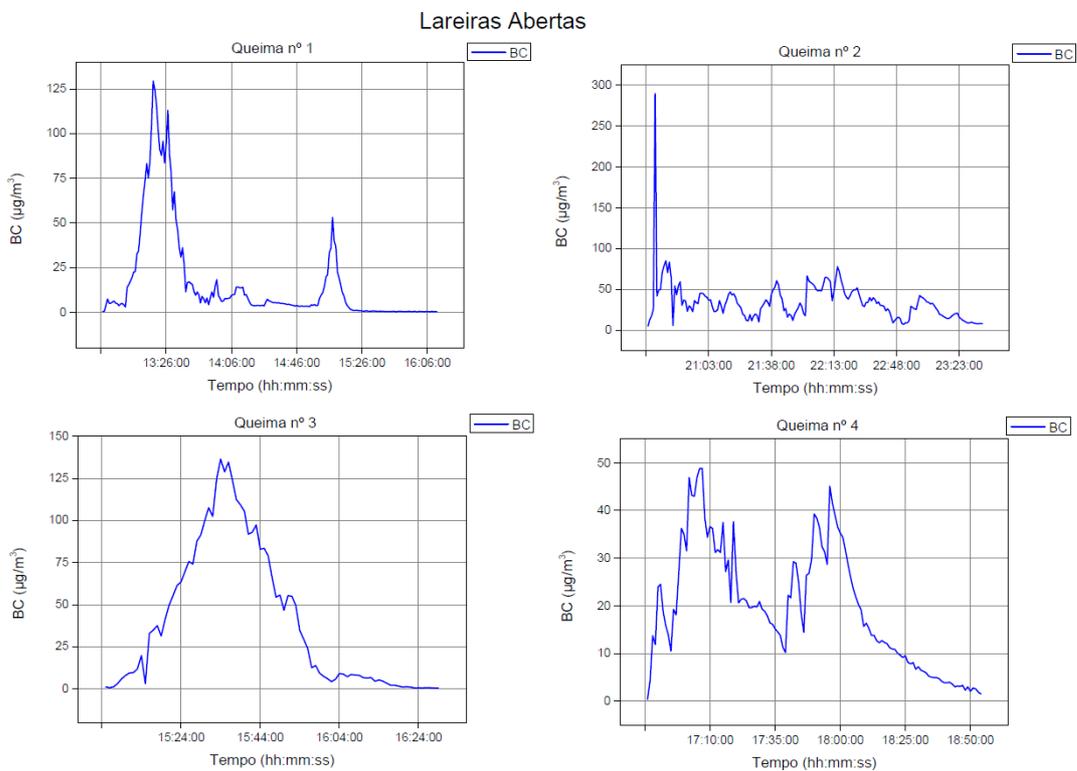


Figura 16. Concentração de carbono negro medida nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.



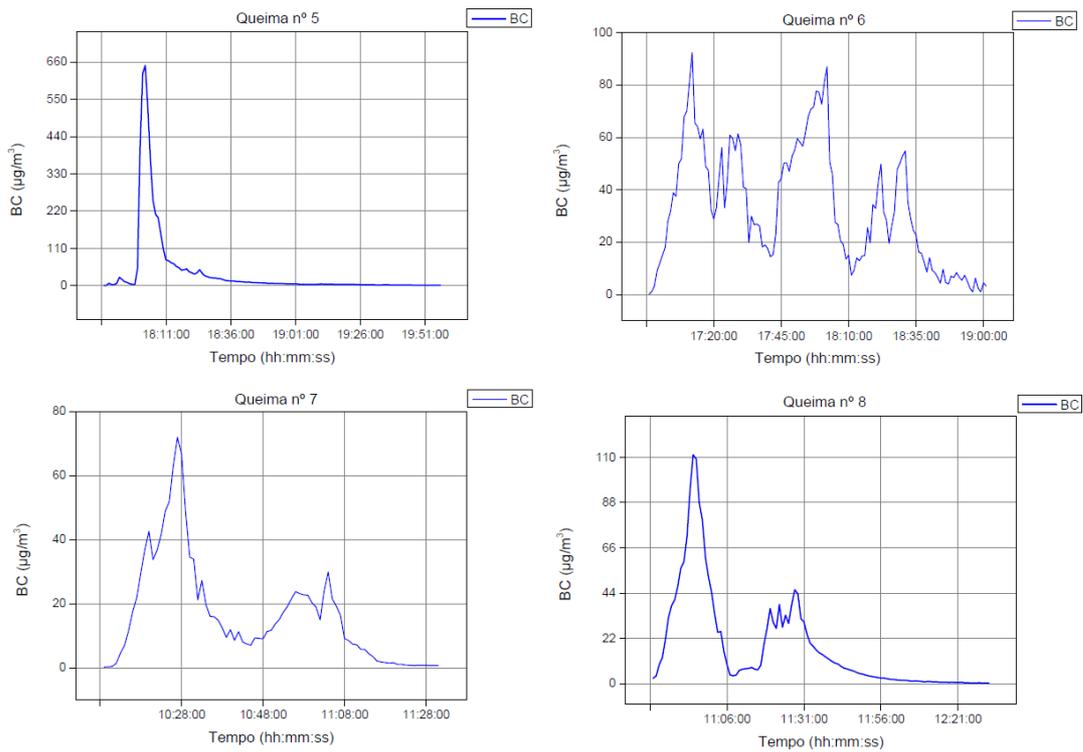
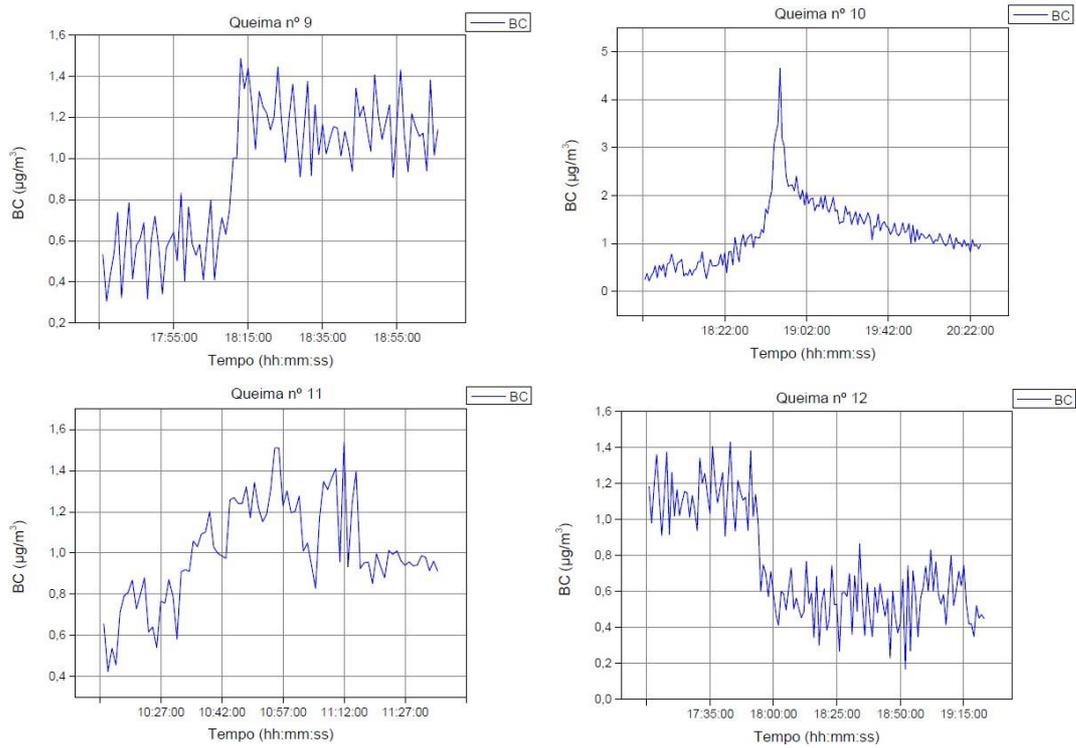


Figura 17. Séries temporais das concentrações de BC nas amostragens efetuadas em lareiras abertas.

Lareiras Fechadas



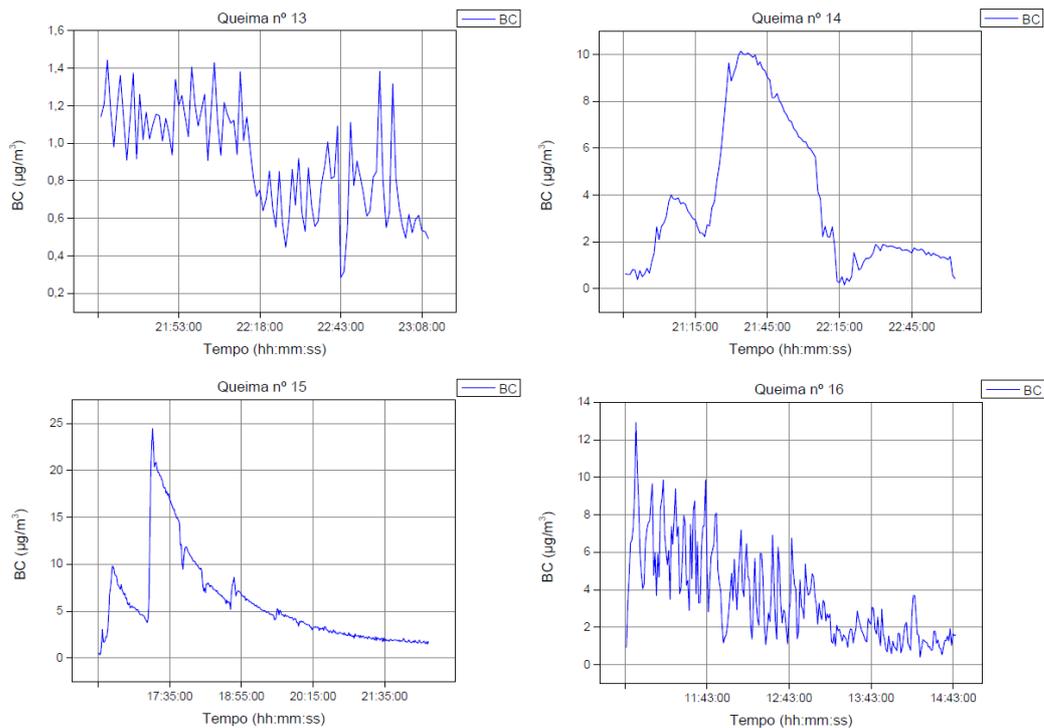


Figura 18. Séries temporais das concentrações de BC nas amostragens efetuadas em lareiras fechadas.

Como já referido anteriormente, a concentração de BC nas casas é determinada por fontes interiores (como, por exemplo, o fumo do cigarro, a confeção de alimentos e a queima de biomassa) e também pela proximidade das vias de tráfego automóvel e a consequente infiltração dos poluentes para o interior das casas. As concentrações residuais do processo de preparação e confeção de alimentos e a intensidade do tráfego poderão ter tido possivelmente algum impacto nas medições efetuadas, especialmente nas que ocorreram sem o processo de queima (Anenberg et al. 2012). De referir que, as amostragens foram todas realizadas em casas e em localizações diferentes, podendo explicar assim a heterogeneidade entre os valores medidos.

Os valores mais elevados de concentração de BC foram obtidos no período inicial da combustão, durante a fase de ignição. Após este período inicial, as concentrações, principalmente nas lareiras abertas, sofreram uma diminuição considerável comparativamente com os valores atingidos inicialmente. Já nas lareiras fechadas, observaram-se perfis menos lineares, existindo em algumas amostragens uma forte oscilação de valores ao longo da queima.

4.1.4. Dióxido de Carbono

Analisando agora as emissões gasosas, apresentam-se, na tabela 6 e nas figuras 19, 20 e 21 as concentrações médias, desvio-padrão, máximos e mínimos, e séries temporais referentes ao CO₂.

Tabela 6. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de CO₂ (ppm).

	Dióxido de Carbono		
	CO ₂ (ppm)		
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	594.58 ± 169.22	2176.00	345.00
Lareiras Fechadas	742.35 ± 249.14	1379.50	400.50

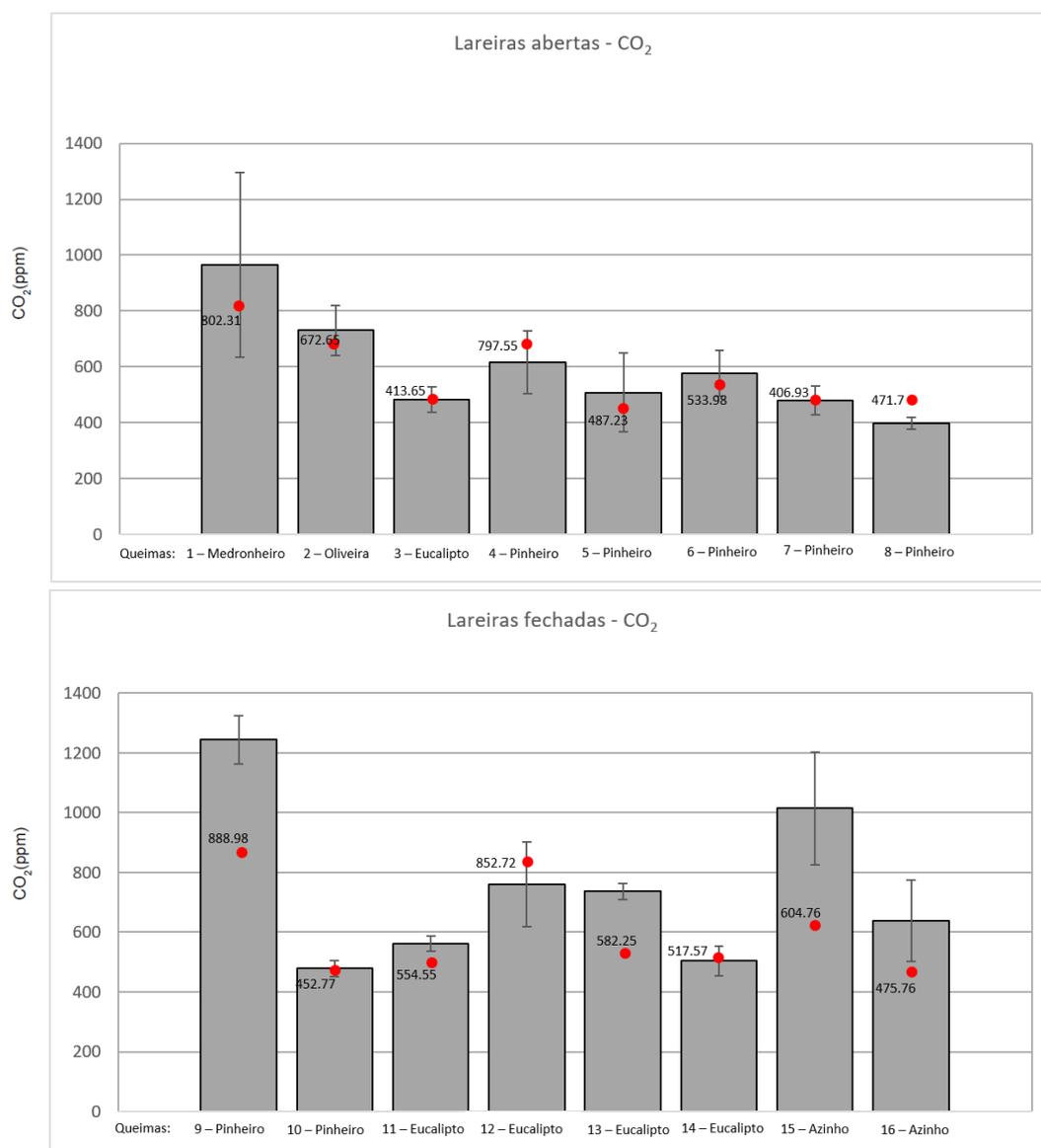
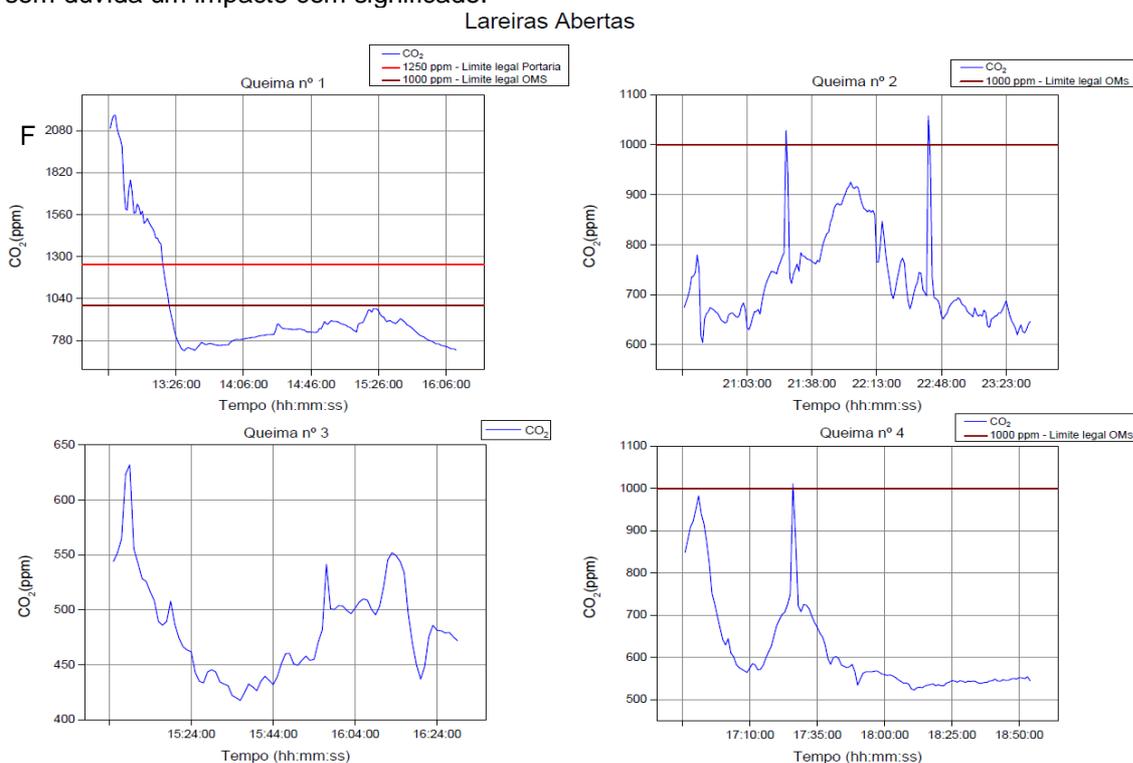


Figura 19. Concentração de CO₂ registada nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.

Nas lareiras abertas, as concentrações de CO₂ variaram entre 345 e 2176 ppm (tabela 6), com uma média igual a 594.58 ± 169.22 ppm (1065.00 ± 365.07 mg/m³). As concentrações médias de CO₂ resultantes das queimas em lareiras abertas estiveram, na generalidade, em linha com as medidas no interior das salas sem queima (assinaladas a vermelho na Figura 19), nas quais as amostragens 4 e 8 apresentaram concentrações do interior sem queima superiores às concentrações com queima.

Já para as lareiras fechadas, obtiveram-se concentrações a variar entre 400.50 e 1379.50 ppm, com uma média de 742.35 ± 249.14 ppm (1345.87 ± 249.14 mg/m³). As concentrações médias de CO₂ resultantes das queimas em lareiras fechadas apresentam uma maior discrepância entre os valores medidos no interior das salas sem queima e os medidos após as queimas. Verificou-se que, apesar do valor mais alto ter sido atingido numa lareira aberta, os valores médios foram superiores nas lareiras fechadas, sendo estes, em média, 1.25 vezes superiores aos medidos nas lareiras abertas. O registo de uma maior concentração de CO₂ nas lareiras fechadas seria exepetável dado que temos melhores condições para atingir uma combustão completa, no qual os produtos da mesma serão o CO₂ e H₂O. Estas concentrações encontram-se alinhadas com os valores determinados por Castro et al. (2018), que refere ter registado valores médios de CO₂ de 480 ± 110 ppm. Já Canha et al. (2018) assinala que se registaram valores médios de 947 ± 170 mg/m³ para a queima de pinheiro e 1040 ± 140 mg/m³ para a queima de briquetes. Foram observados valores um pouco mais elevados em Salthammer et al. (2014), chegando a valores máximos de 2000 ppm.

De notar que, no decorrer das experiências efetuadas, esteve sempre presente uma pessoa durante todo o processo de queima, de modo a supervisionar todo o bom e contínuo funcionamento dos aparelhos, sendo que este fator pode ter tido influência em algumas discrepâncias apresentadas. Em média, numa hora, uma pessoa pode contribuir com valores até aos 180 ppm para a concentração de CO₂ numa sala com uma área compreendida entre os 100 m³ (Satish et al., 2012). Durante as experiências, todas as portas e janelas ficaram fechadas, pelo qual o fator da respiração pode ter tido sem dúvida um impacte com significado.



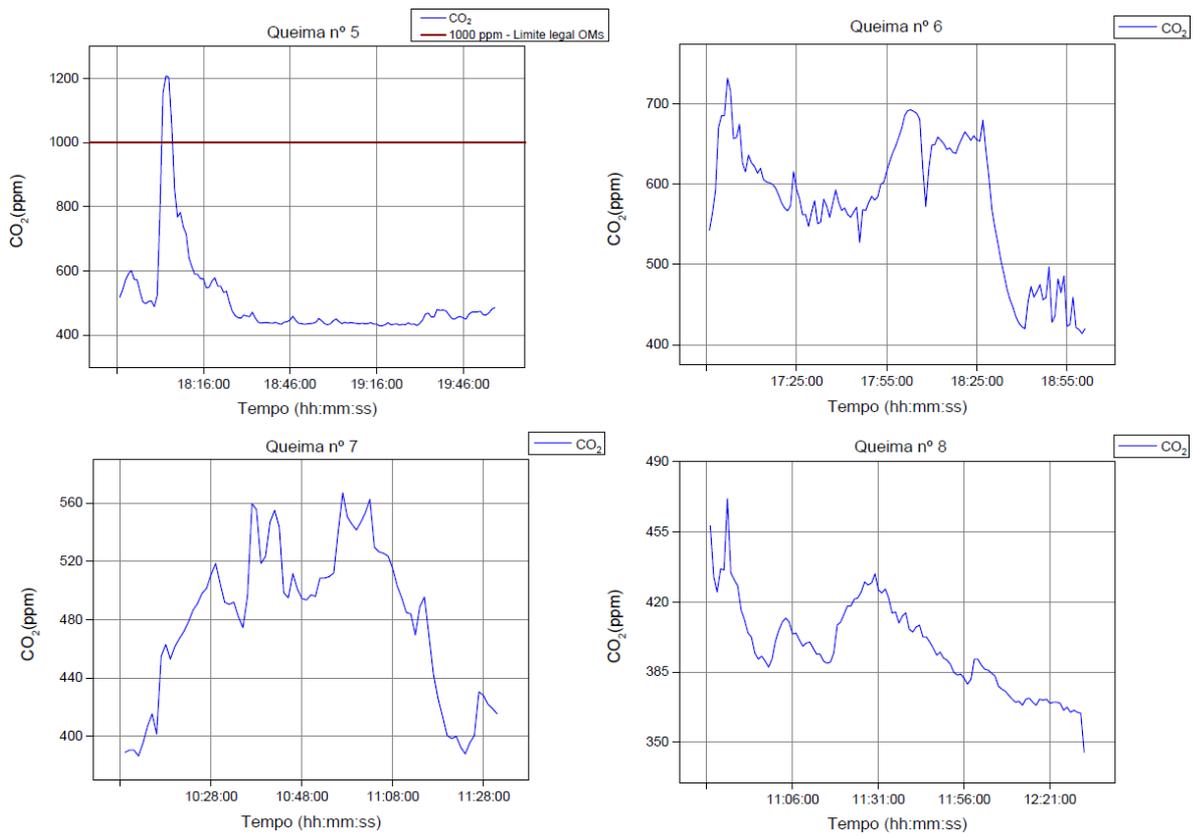
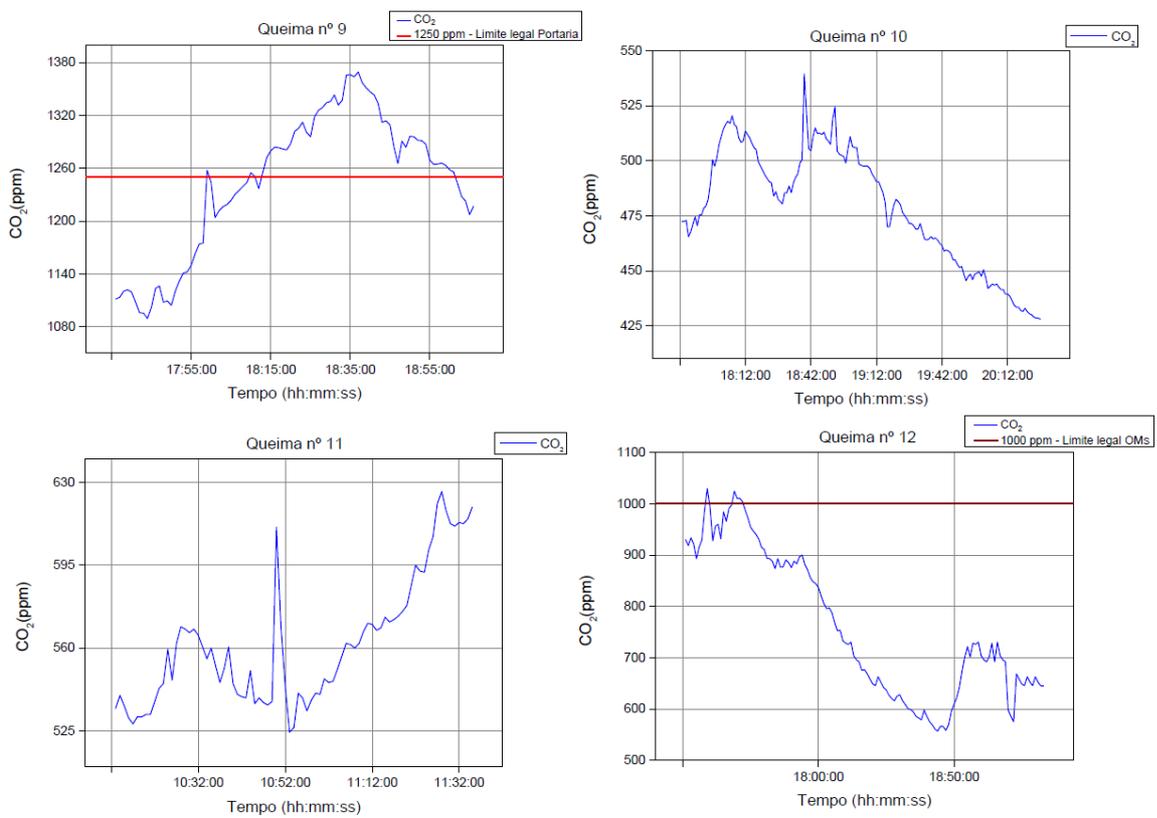


Figura 20. Séries temporais das concentrações de CO₂ efetuadas nas amostragens em lareiras abertas.

Lareiras Fechadas



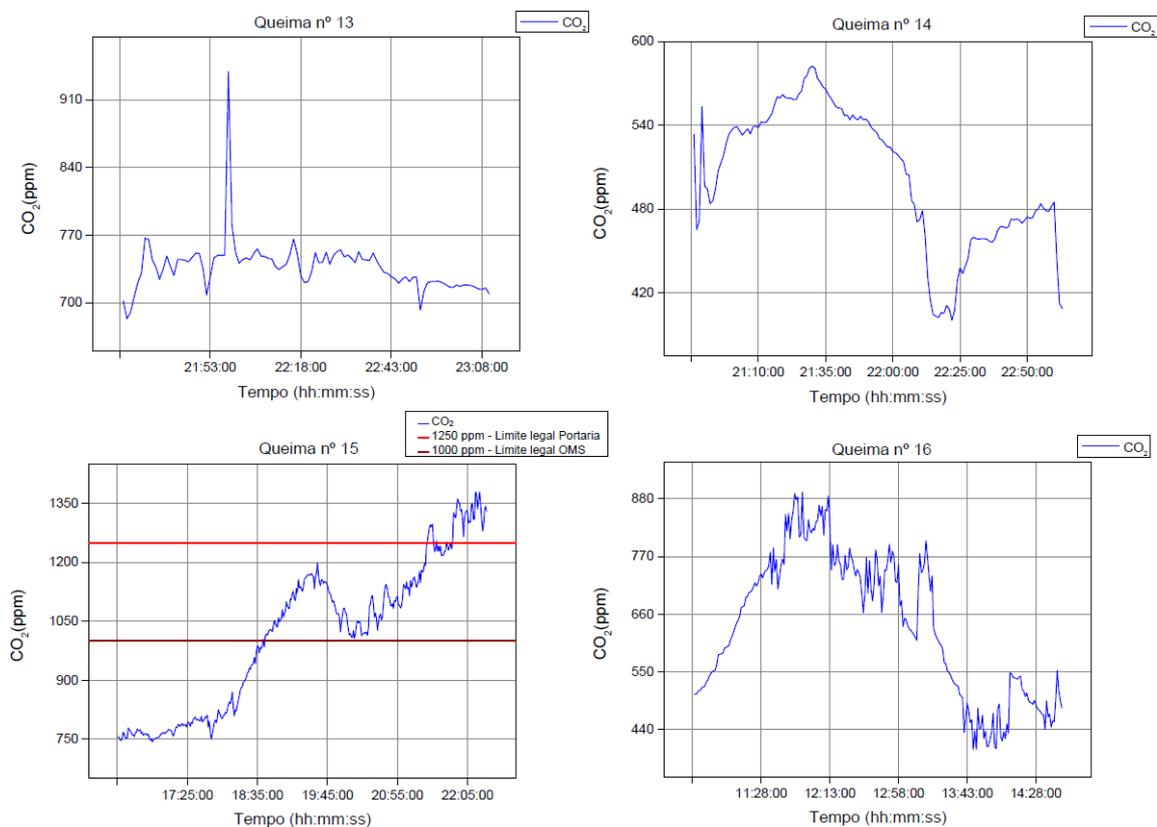


Figura 21. Séries temporais das concentrações de CO₂ efetuadas nas amostragens em lareiras fechadas.

Ao observar a evolução temporal das concentrações de CO₂ nas lareiras abertas, podemos concluir que, apenas na primeira experiência foi ultrapassado o limite imposto pela Portaria n.º 138-G/2021 (1250 ppm). Já para o limite imposto pela OMS (1000 ppm), temos quatro amostragens que ultrapassaram esta diretriz, tendo, no entanto, estas situações ocorridas em curtos períodos de tempo. É possível observar, em todas as amostragens, uma tendência de aumento da concentração de CO₂, na fase inicial de combustão, durante a qual, em quase todas elas, se atingiu o valor máximo de concentração. Esta ocorrência, como já foi mencionado, corresponde à fase de ignição e é uma das mais poluentes do processo de combustão. A problemática acima referida foi mais acentuada na primeira amostragem. Os valores excessivos obtidos podem estar correlacionados com a volumetria da sala onde ocorreu a experiência e ser também decorrentes de uma medíocre ventilação da sala, que tem por consequência uma maior acumulação de CO₂ a priori da experiência.

Já para as lareiras fechadas, apenas em três amostragens foi excedido o valor estipulado pela Portaria n.º 138-G/2021 (1250 ppm) e em duas foi ultrapassado o limite imposto pela OMS (1000 ppm). Nestas amostragens, existiu uma grande variabilidade no comportamento das concentrações ao longo do tempo de medição. Assim, algumas queimas apresentaram um perfil sempre crescente de aumento da concentração de CO₂, como foi verificado na queima nº 9 e na nº 15. Outras queimas apresentaram um comportamento mais similar com o descrito nas lareiras abertas, verificando-se um pico na fase de ignição e nas fases seguintes a diminuição e estabilização das emissões, como apresentado nas queimas nº 8, 10, 11 e 12.

4.1.5. Monóxido de Carbono

As concentrações de CO, tal como as de CO₂, foram determinadas com recurso ao TSI IAQ-CALC™ 7545, como foi descrito no capítulo três, estando os resultados expostos na tabela 7 e figuras 22, 23 e 24.

Tabela 7. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo registado de CO (ppm).

Monóxido de Carbono			
CO (ppm)			
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	5.54 ± 3.18	30.05	1.00
Lareiras Fechadas	2.34 ± 1.05	10.95	0.85

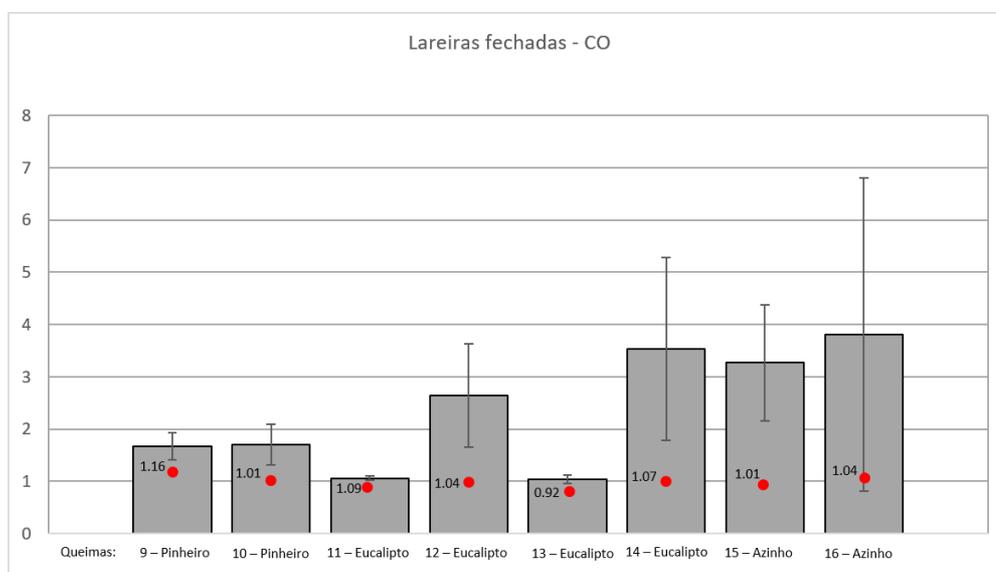
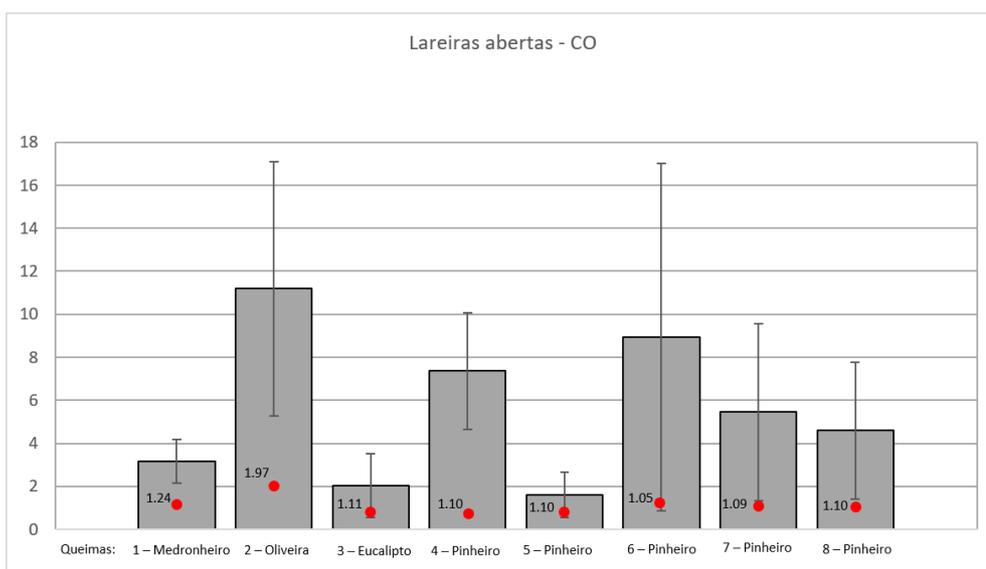
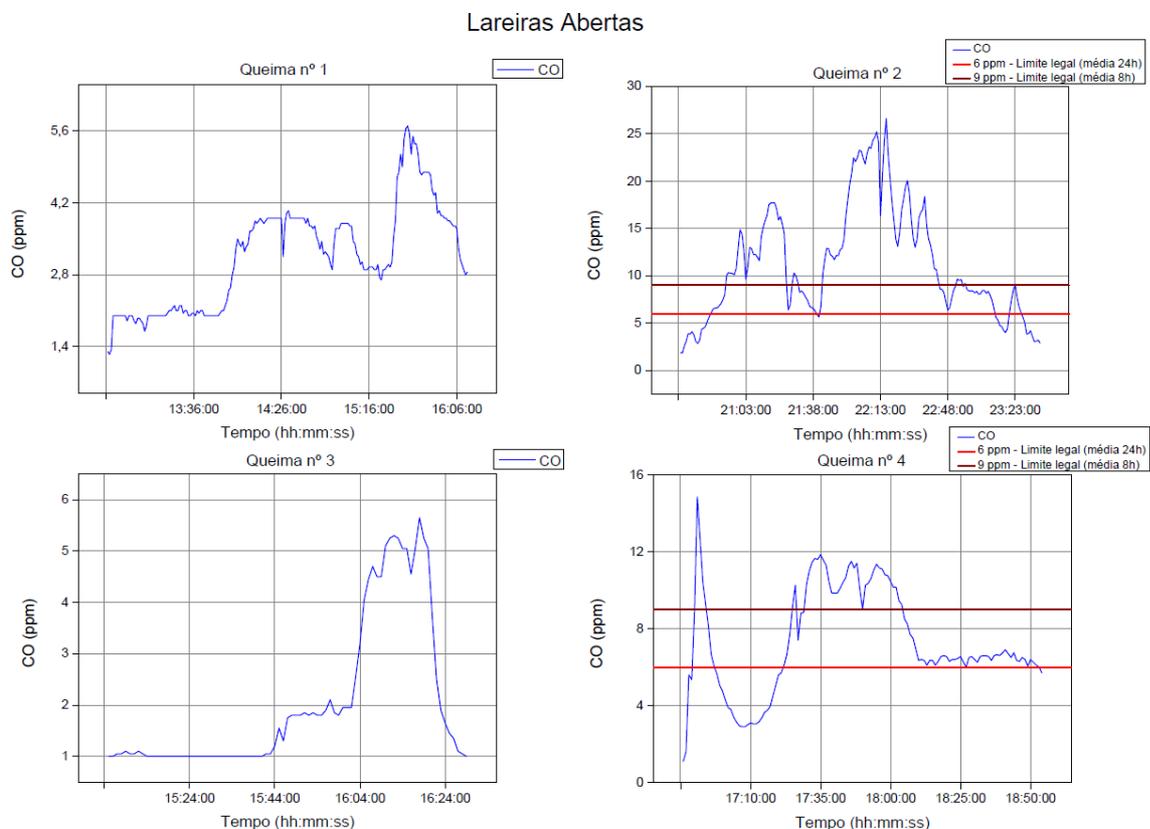


Figura 22. Concentração de CO registada nas dezasseis amostragens efetuadas, nas quais as circunferências vermelhas representam o valor médio do interior da sala sem queima.

Nas lareiras abertas, as concentrações de CO variaram entre 1.00 e 30.05 ppm, com uma média igual a 5.54 ± 3.18 ppm (6.29 ± 3.60 mg/m³). Já para as lareiras fechadas, obtiveram-se concentrações a variar entre 0.85 e 10.95 ppm, com uma média de 2.34 ± 1.05 ppm (2.69 ± 1.19 mg/m³) (tabela 7). Ao contrário do apresentado para o CO₂, cujos resultados são mais heterogéneos, no caso do CO foi possível concluir que o valor mais elevado é registado numa lareira aberta e, em média, os valores foram duas vezes superiores aos apresentados em lareiras fechadas. Quer nas amostragens realizadas em lareiras abertas, quer nas realizadas em lareiras fechadas, todas as concentrações médias de queima ultrapassaram as que foram medidas no interior da sala sem queima (assinaladas a vermelho na Figura 22).

Estes valores apresentaram-se em concordância com o que foi determinado em Canha et al. (2018). Neste estudo obtiveram-se valores médios para a queima de pinho de 6.02 ± 3.33 mg/m³ e de 5.55 ± 4.72 mg/m³ para a queima de briquetes, em lareiras abertas. Também em Salthammer et al. (2014), os valores médios de CO encontram-se alinhados com os apresentados no presente estudo, observando-se uma concentração média, no espaço de meia hora, a rondar os 5,11 mg/m³ para lareiras abertas e 3,24 mg/m³ para as fechadas. Já em Chowdhury et al. (2013), é referido um estudo efetuado em 30 casas durante o qual houve uma monitorização de 24 horas, tendo-se obtido valores de CO a variar entre os 3 e 11 ppm.



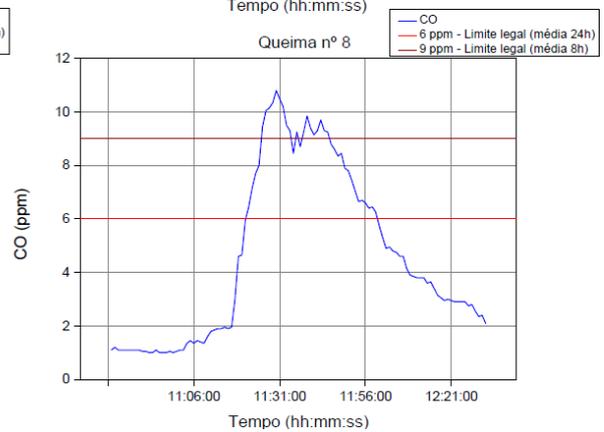
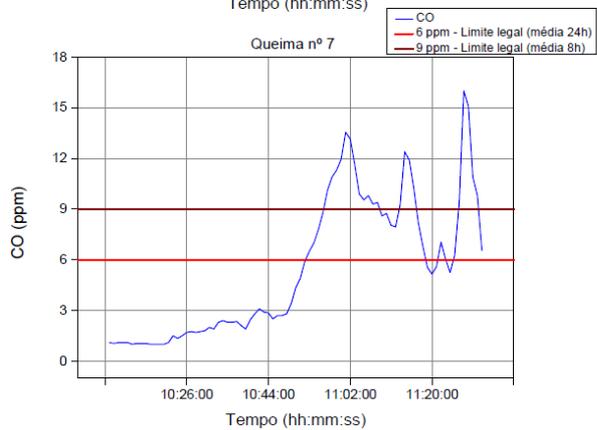
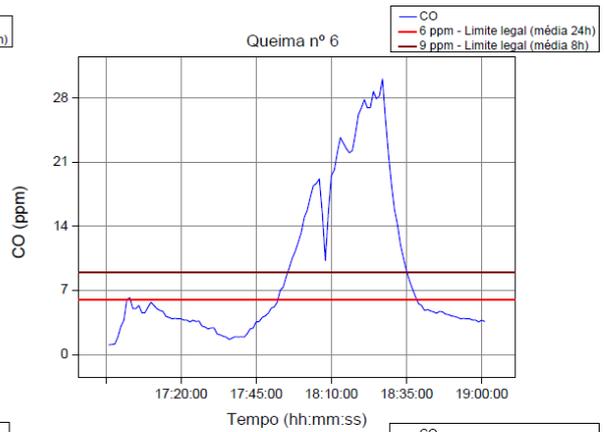
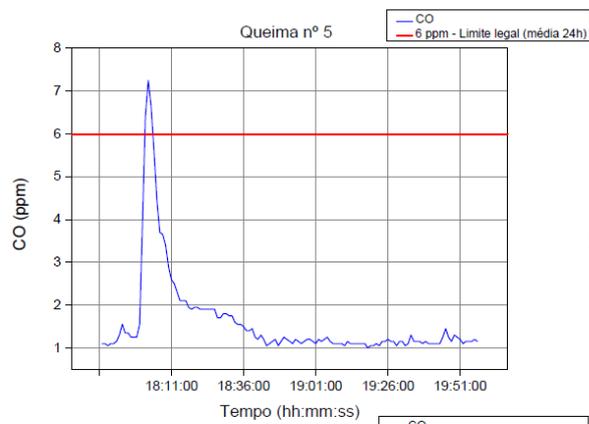
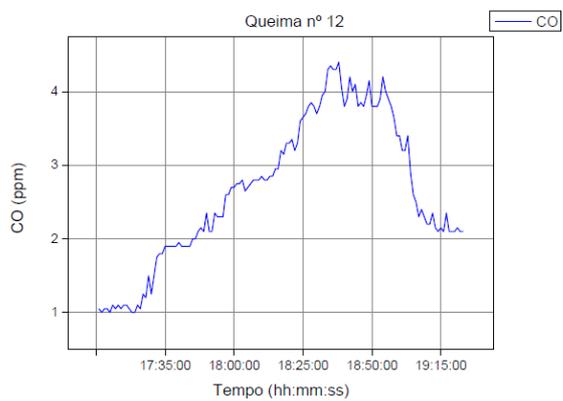
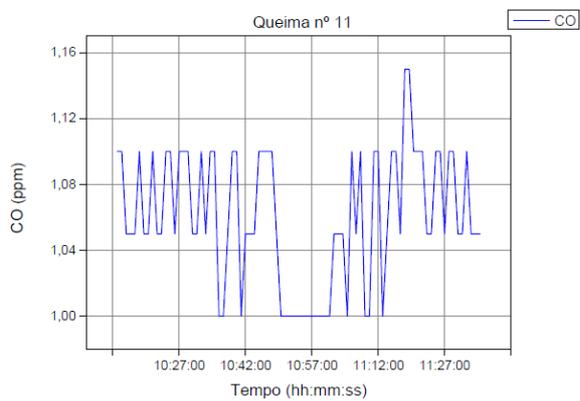
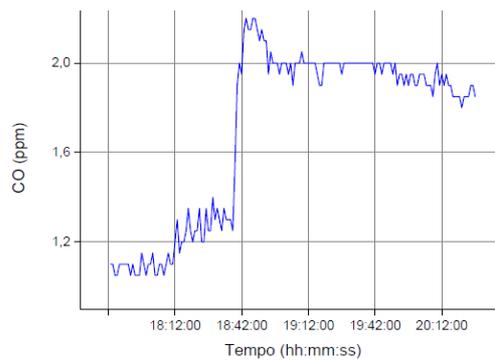
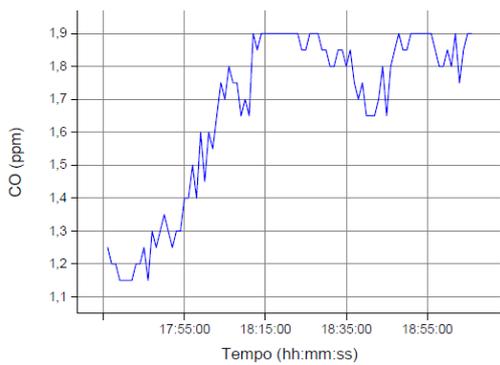


Figura 23. Séries temporais das concentrações de CO efetuadas nas amostragens emlareiras abertas.

Lareiras Fechadas



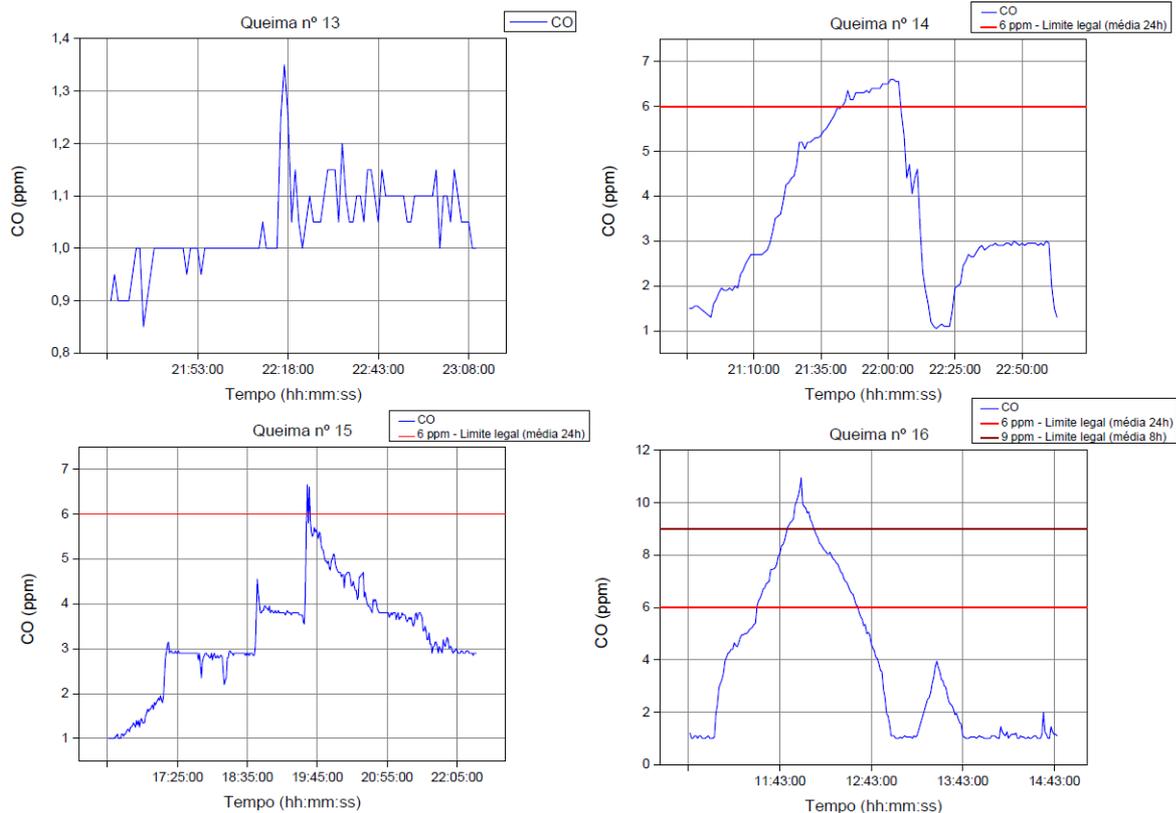


Figura 24. Séries temporais das concentrações de CO efetuadas nas amostragens em lareiras fechadas.

Analisando agora as séries temporais apresentadas, foi possível concluir que, para as lareiras abertas, apenas em duas amostragens não foram ultrapassados os limites legais de CO impostos pela Portaria n.º 138-G/2021 (9 ppm para um período de 8 horas e 6 ppm para 24 horas). Foi possível observar que existe um comportamento muito heterogêneo, existindo em algumas amostragens uma súbita libertação de emissões na fase inicial, enquanto noutras os valores elevados só se começaram a notar na transição entre a fase de pirólise e a fase final, durante a qual ocorre a oxidação do resíduo carbonoso e a retenção das cinzas.

Já para as lareiras fechadas, os valores foram mais ao encontro das normas legislativas, existindo apenas três amostragens que ultrapassaram os limites legais, sendo que a permanência acima destes limites foi muito menor, comparativamente com o tempo de permanência representado nas lareiras abertas. O comportamento foi igualmente distinto do apresentado nas lareiras abertas, existindo, no entanto, uma maior tendência para a presença de um pico de concentrações de CO na fase intermédia da queima. Estas tendências de libertação poderão estar correlacionadas com o consumo significativo de oxigénio em certas fases da queima, sendo proporcionada uma carência de O_2 na combustão, o que por sua vez impede uma oxidação mais extensa do CO, provocando as elevadas concentrações apresentadas. Também temos de ter em conta que a variação dos níveis de CO no processo de combustão, se encontra fortemente dependente dos parâmetros operacionais que já foram mencionados anteriormente (tempo de residência do combustível a temperaturas elevadas, tipologia dos combustíveis utilizados, distribuição de ar na câmara de combustão, etc.).

4.1.6. Parâmetros de conforto: Temperatura e Humidade Relativa

Tabela 8. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo da temperatura (°C).

	Temperatura		
	T (°C)		
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	26.14 ± 3.42	46.00	13.75
Lareiras Fechadas	22.58 ± 1.69	38.40	14.45

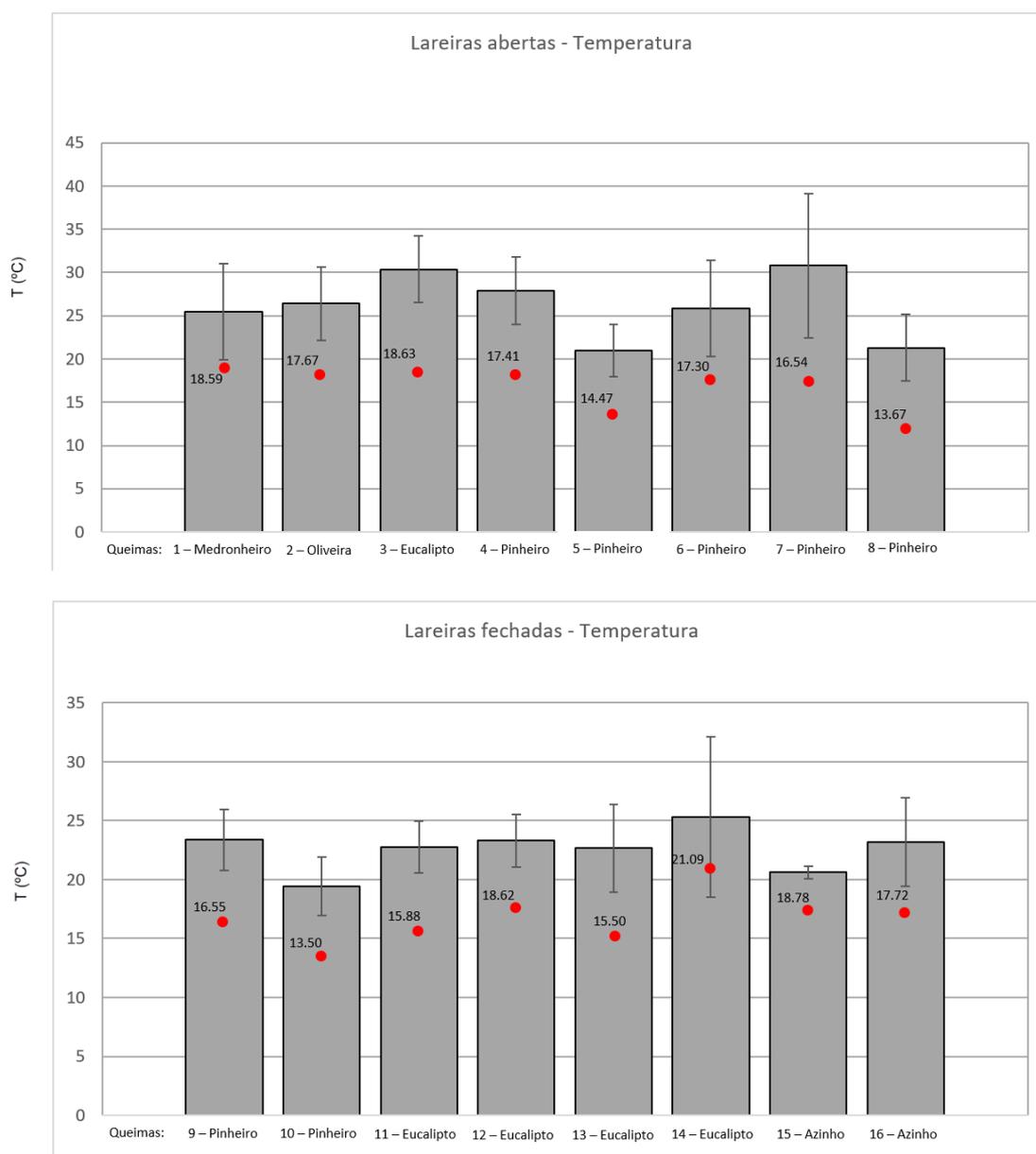


Figura 25. Temperatura registada nas dezasseis amostragens efetuadas.

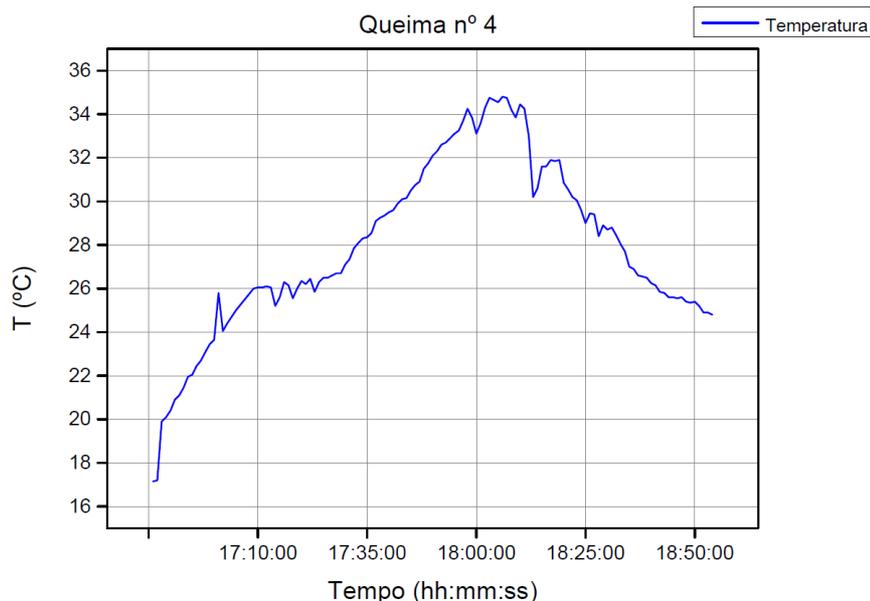


Figura 26. Série temporal da variação da temperatura na queima nº 4.

Nas lareiras abertas, a temperatura variou entre 13.75 e 46.00 °C, com uma média igual a 26.14 ± 3.42 °C. Já para as lareiras fechadas, obtiveram-se temperaturas a variar entre 14.45 e 38.40 °C, com uma média de 22.58 ± 1.69 °C (tabela 8). Ao analisar a Figura 25, conseguimos perceber que não existiu uma grande discrepância nos valores médios atingidos e que o valor mais elevado foi registado numa lareira aberta, no auge da combustão com chama. Já os valores mínimos foram sempre registados numa fase muito embrionária da queima, nomeadamente na fase de ignição.

Temporalmente, quer nas lareiras abertas, quer nas fechadas, o comportamento da temperatura foi muito homogéneo (Figura 26), existindo uma rápida subida logo na fase inicial de combustão, na qual as partículas aqueceram até à temperatura ideal, após a qual a maioria da água foi vaporizada. Existiu ainda uma permanência considerável em valores elevados no estágio de combustão de chama ocorrendo, posteriormente, um decréscimo quando damos entrada no estágio final de combustão sem chama. De notar que a temperatura é igualmente influenciável por todos os parâmetros operacionais anteriormente mencionados.

Tabela 9. Concentrações médias (\bar{x}), desvio padrão (σ), valor máximo e mínimo da humidade (%rh).

	Humidade Relativa		
	H (%rh)		
	$\bar{x} \pm \sigma$	Máx	Min
Lareiras Abertas	38.67 ± 12.03	74.00	11.35
Lareiras Fechadas	48.15 ± 7.47	69.60	17.06

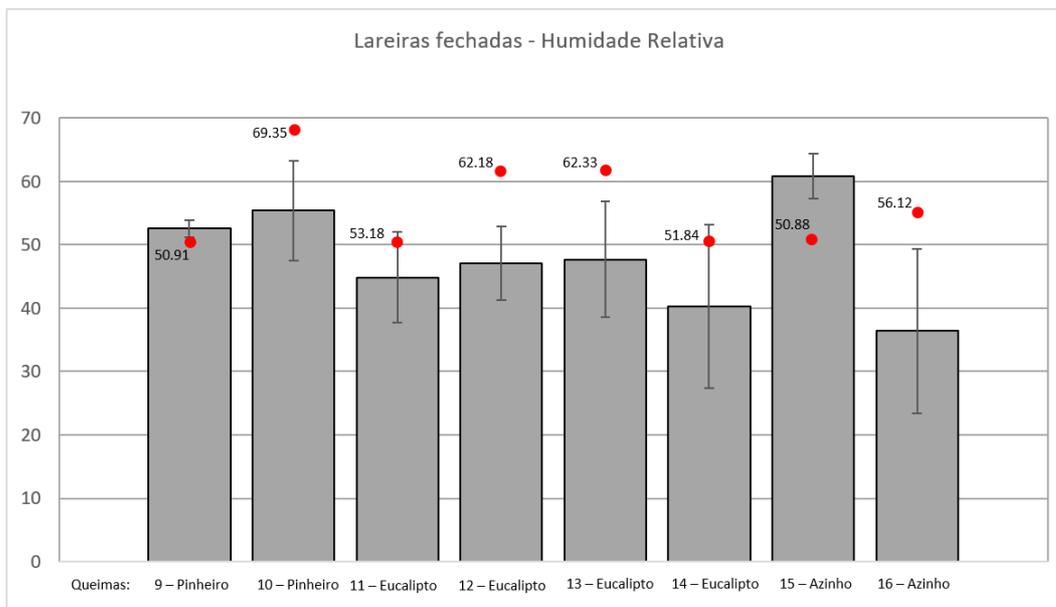
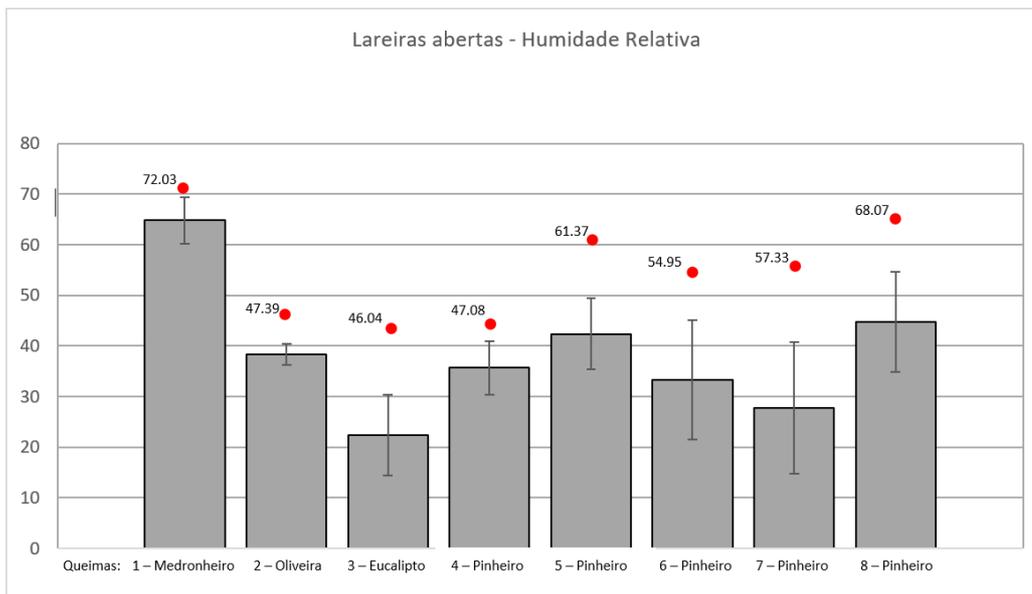


Figura 27. Valores médios da humidade relativa nas dezasseis amostragens efetuadas.

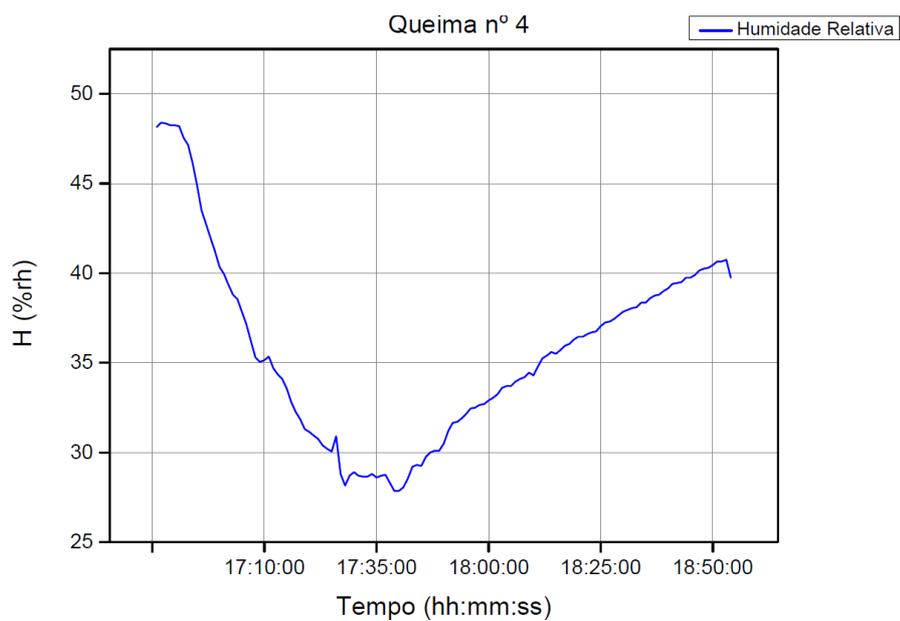


Figura 28. Série temporal da variação da humidade relativa na queima nº 4.

Analisando agora a Humidade Relativa, podemos observar que, conforme demonstrado na tabela 9, para as lareiras abertas, obtivemos valores a variar entre 11.35 e 74.00 %rh, com uma média igual a 38.67 ± 12.03 %rh. Já para as lareiras fechadas, obtiveram-se valores a variar entre 17.06 e 69.60 %rh, com uma média de 48.15 ± 7.47 %rh. Podemos concluir que, na generalidade, existiu a presença de valores médios mais elevados nas lareiras fechadas. No entanto, tanto o valor mais elevado de humidade relativa como o mínimo foram alcançados numa amostragem de uma lareira aberta.

À semelhança do comportamento observado na temperatura, também na HR se verificou um comportamento bastante uniforme entre as diferentes amostragens realizadas. Os valores mais elevados registaram-se na fase de ignição e ocorreu uma descida substancial quando entramos na fase de combustão com chama. À medida que o processo de queima chegou ao fim e se começou a transitar para o estágio final, observou-se uma subida para próximo dos valores registados inicialmente.

O teor de humidade do combustível foi um fator predominante no processo de queima, nomeadamente na fase de ignição, pois, se o mesmo for demasiado elevado, o combustível não reage tão facilmente e é necessária uma maior quantidade de energia para evaporar a água existente. No cenário oposto, se o conteúdo de humidade for bastante baixo, este irá contribuir para uma queima muito rápida, levando a uma combustão incompleta. Este fator tem, portanto, um grande impacto na taxa de aquecimento e na eficiência térmica. Alguma variabilidade inicial existente nos perfis de emissão pode ser igualmente devida a diversos fatores operacionais. A idade das casas, o medíocre isolamento e a existência de possíveis infiltrações, são igualmente fatores a ter em conta.

4.2. Segunda campanha de amostragem - Avaliação dos impactes dos diferentes tipos de biomassa

4.2.1. PM

Analisando a Figura 29, foi possível concluir que a grande concentração das partículas se encontrou representada na fração fina. As concentrações de $PM_{2.5}$ foram mais elevadas na queima realizada com sobreiro e as mais baixas foram registadas na queima de eucalipto. Podemos concluir que em todas as queimas foi ultrapassado o limite legal imposto pelas diretrizes da OMS e da Portaria n.º 138-G/2021 ($25.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). No caso do sobreiro, registaram-se valores cerca de onze vezes superiores, sendo, portanto, um valor alarmante ($248.03 \pm 118.13 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Este valor preocupante vai ao encontro do obtido na amostragem quinze da primeira campanha, no qual se obteve uma concentração média a rondar os $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para a queima de azinho.

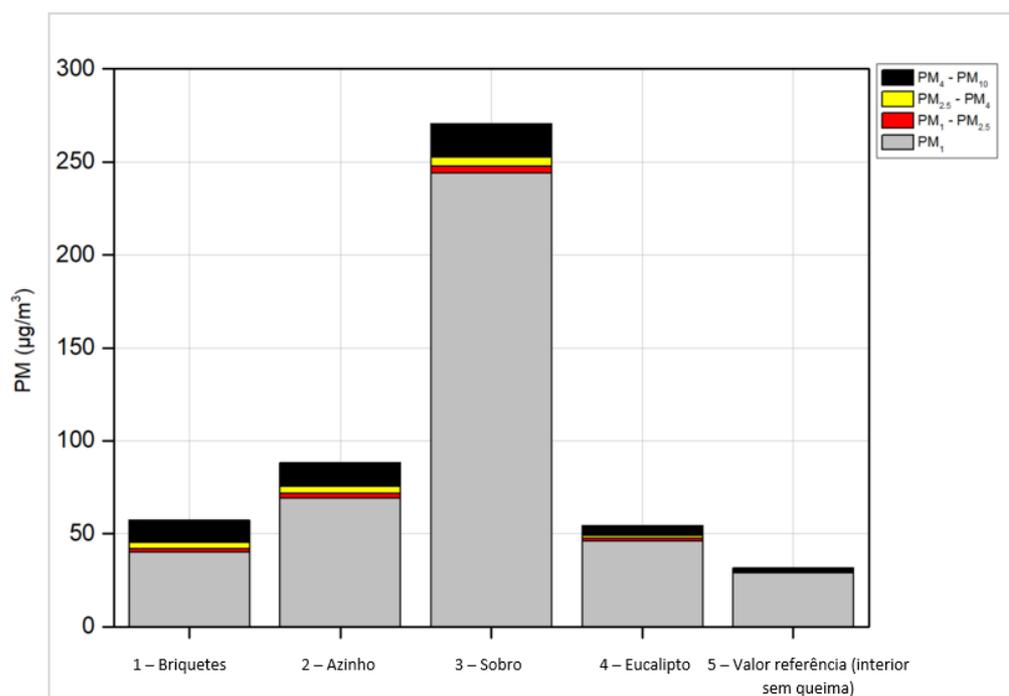


Figura 29. Concentrações mássicas dos diferentes PM.

Já para os briquetes e eucalipto, registaram-se concentrações médias de $42.26 \pm 8.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $47.79 \pm 5.03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respetivamente. Para o azinho, as concentrações foram um pouco superiores e encontram-se igualmente em concordância com o registado em algumas amostragens da primeira campanha, obtendo-se uma concentração média de $\text{PM}_{2.5}$ de $72.20 \pm 37.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Estes valores apresentaram-se ligeiramente distintos dos determinados em Canha et al. (2018). No seu estudo, para $\text{PM}_{2.5}$ em lareiras fechadas, obtiveram-se concentrações acima do limite estipulado pela legislação portuguesa, tendo sido obtido um valor médio máximo de concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ igual a $86.0 \pm 46.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo cerca de três vezes superiores ao valor limite $25.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$. A queima de azinho apresenta-se em concordância com Canha et al. (2018) enquanto a queima de briquetes e eucalipto diferem em cerca de metade dos valores do seu estudo. Já a queima de sobreiro, apresenta valores três vezes superiores quando comparada com Canha et al. (2018).

Para o PM_{10} , foram igualmente ultrapassados os valores limite em todas as queimas, acompanhando a mesma tendência registada em $\text{PM}_{2.5}$. Foi obtido o valor mais elevado na queima de sobreiro ($270.41 \pm 119.75 \mu\text{g}/\text{m}^3$), sendo um valor cerca de cinco vezes superiores ao limite legal imposto pelas diretrizes da OMS e da Portaria nº 353-A/2013 ($50.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Para o eucalipto e os briquetes registaram-se concentrações muito próximas do limite legal, tendo sido obtido valores médios de $54.57 \pm 8.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $57.31 \pm 13.10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respetivamente. Para o azinho, registou-se uma concentração média de $88.60 \pm 41.24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Temporalmente, o comportamento encontrou-se alinhado com os perfis apresentados na primeira campanha. No estudo de Gennaro et al. (2015), para um período de 12 horas, obtiveram na queima de biomassa numa lareira fechada, uma concentração média de PM_{10} de $68.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dos dados do presente estudo verifica-se que, na queima de eucalipto e briquetes, os valores apresentam-se em concordância com Gennaro et al. (2015). Já para a queima de azinho, o valor foi ligeiramente superior. Para a queima de sobreiro, foi obtido um valor cerca de quatro vezes superior.

Com o objetivo de validar a veracidade do equipamento utilizado para a medição da concentração mássica de partículas no Dusttrak, foram realizados gráficos de comparação da concentração mássica de $\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10} obtida pelo Dusttrak e pelo Leckel MVS6 (que amostra partículas em filtro utilizando o método de referência, ou seja, o método gravimétrico). Para $\text{PM}_{2.5}$, verificou-se uma correlação bastante aceitável, com um R correspondente a 0.77. Já para PM_{10} , a correlação mostra-se um pouco mais elevada, com um R igual a 0.88.

4.2.2. Partículas Ultrafinas

As concentrações de $PN_{0.01-1}$ foram mais elevadas na queima de sobreiro, para a qual se obteve um valor médio de $49012.50 \pm 23639.26 \text{ \#/cm}^3$ (Figura 30). O valor mais baixo foi obtido na queima de azinho, com uma concentração média de $26433.61 \pm 5918.33 \text{ \#/cm}^3$. Já para os briquetes e eucalipto, registaram-se concentrações médias de $45540.05 \pm 25979.94 \text{ \#/cm}^3$ e $38383.56 \pm 19013.21 \text{ \#/cm}^3$ respectivamente.

As concentrações obtidas nas medições efetuadas encontraram-se, na generalidade, em concordância com o verificado na primeira campanha para as lareiras fechadas. Comparativamente com Press-kristensen et al. (2015), em que cujo estudo se obtiveram valores a rondar os 120000 \#/cm^3 , os valores obtidos no estudo agora apresentado são significativamente inferiores (entre 3 a 12 vezes inferiores).

Concluiu-se também que, os valores obtidos nas diferentes queimas, foram entre três a seis vezes superiores quando comparados com o valor de referência (concentração média de partículas no interior da sala sem ocorrência de queima).

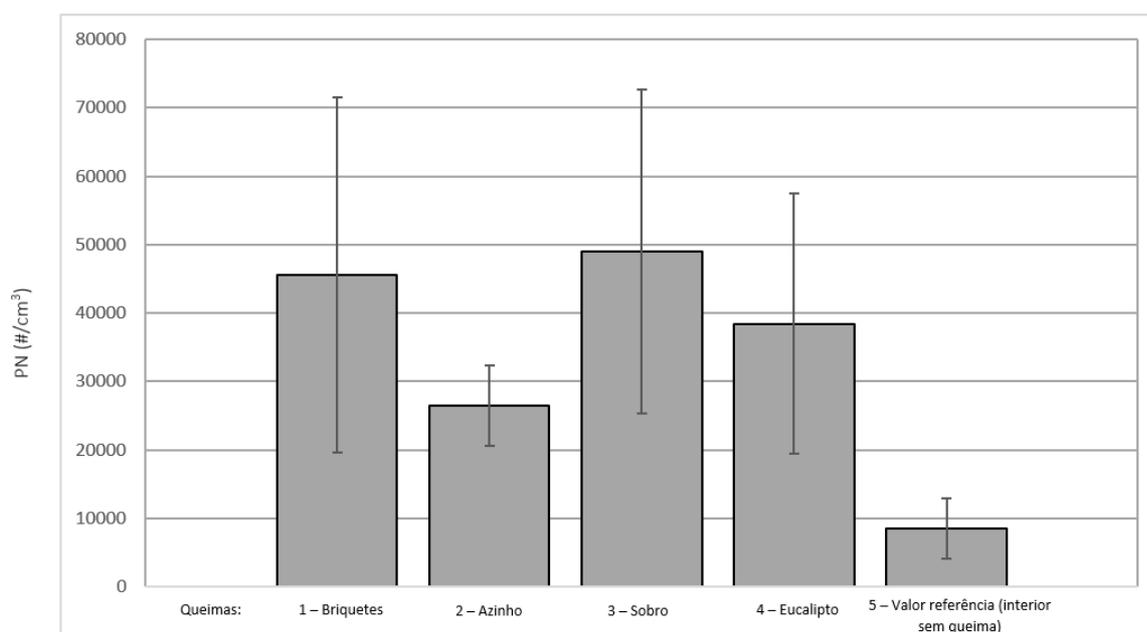


Figura 30. Concentração $PN_{0.01-1}$ nas diferentes amostragens realizadas.

4.2.3. Carbono Negro

No BC, registaram-se novamente concentrações mais elevadas na queima de sobreiro, tendo-se obtido um valor médio de $3.76 \pm 1.53 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O valor mais baixo foi obtido na queima de briquetes, com uma concentração média de $1.01 \pm 0.83 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Já para o azinho e eucalipto, registaram-se concentrações médias de $1.41 \pm 1.01 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $1.49 \pm 0.14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respetivamente (Figura 31).

As concentrações obtidas nas medições efetuadas encontram-se, na generalidade, em concordância com o verificado na primeira campanha, havendo apenas a existência de valores mais elevados nas queimas nº 14, 15 e 16 (Figura 16). As concentrações médias de BC medidas nas lareiras do presente estudo foram bastante inferiores quando comparadas com as obtidas por Bhaskar et al. (2018), cujos registos apresentam valores entre os $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e os $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Concluimos também que os valores obtidos nas diferentes queimas foram entre uma a cinco vezes superiores, quando comparados com o valor de referência (concentração média de BC no interior da sala sem ocorrência de queima), sendo que o que mais se aproxima do dito valor é o resultante da queima de briquetes.

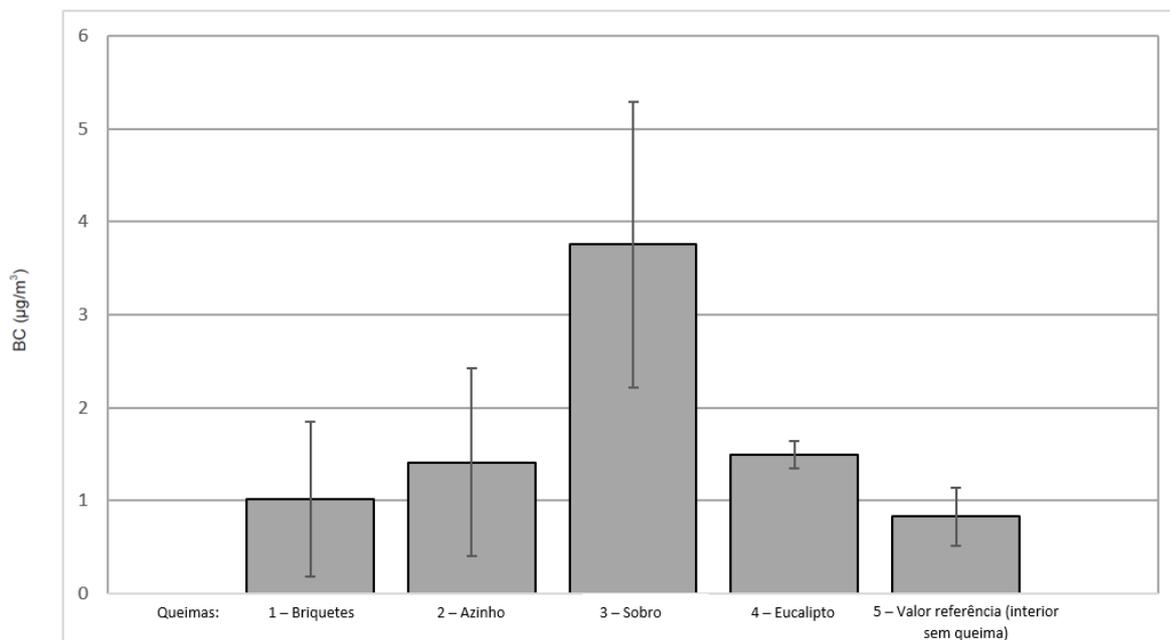


Figura 31. Concentração de BC nas diferentes amostragens realizadas.

4.2.4. Dióxido de Carbono

Analisando agora o CO₂, podemos observar que os valores mais elevados foram registrados na queima de sobreiro (Figura 32), no qual se obteve um valor médio de 1360.05 ± 245.54 ppm. O valor mais baixo foi obtido na queima de eucalipto, com uma concentração média de 980.07 ± 191.22 ppm. Já para o azinho e briquetes, registaram-se concentrações médias de 1254.62 ± 207.50 ppm e 1074.66 ± 234.47 ppm respectivamente. Podemos observar que, apenas na queima de sobreiro os limites legais foram ultrapassados; quer o limite imposto pela Portaria n.º 138-G/2021 (1250 ppm), quer o limite imposto pela OMS (1000 ppm). Comparando os resultados obtidos com as diretrizes da OMS, apenas a queima de eucalipto não atingiu este máximo, apesar de estar muito próximo do mesmo.

As concentrações médias de CO₂ obtidas nestas medições encontram-se alinhadas com a problemática apresentada na primeira campanha sendo que, neste caso, na segunda amostragem, os valores médios são um pouco superiores. Os valores obtidos nas diferentes queimas são entre uma a duas vezes superiores quando comparados com o valor de referência (concentração média de CO₂ no interior da sala sem ocorrência de queima). No estudo de Canha et al. (2018) registaram-se valores médios de 947 ± 170 mg/m³ para a queima de pinheiro e 1040 ± 140 mg/m³ para a queima de briquetes, estando em linha com os resultados do presente estudo no que se refere à queima de eucalipto e briquetes. No entanto, para a queima de azinho e sobreiro, foram obtidas concentrações um pouco superiores comparativamente com os resultados apresentados nesta segunda campanha.

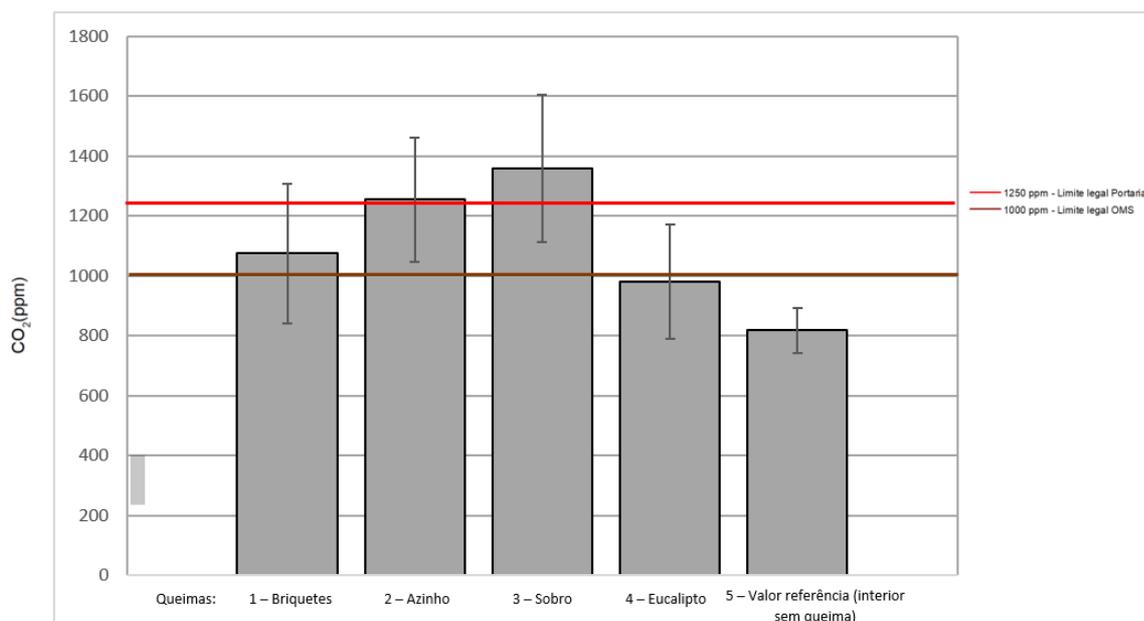


Figura 32. Concentração de CO₂ nas diferentes amostragens realizadas e representação dos limites legais.

4.2.5. Monóxido de Carbono

Para o CO, podemos observar que os valores mais elevados foram registados na queima de sobreiro (Figura 33), no qual se obteve um valor médio de 1.27 ± 0.43 ppm. O valor mais baixo foi obtido na queima de azinho, com uma concentração média de 0.51 ± 0.19 ppm, estando até abaixo do valor de referência (concentração média de CO no interior da sala sem ocorrência de queima). Já para o eucalipto e briquetes, registaram-se concentrações médias de 0.71 ± 0.28 ppm e 0.58 ± 0.23 ppm respetivamente. Podemos observar que, em nenhuma queima, foram ultrapassados os limites legais impostos pela Portaria n.º 138-G/2021 (9 ppm para um período de 8 horas e 6 ppm para 24 horas). Refira-se que, em Salthammer et al. (2014), os valores médios de CO indicaram uma concentração média, no espaço de meia hora, a rondar os $3,24 \text{ mg/m}^3$ para as lareiras fechadas, sendo os valores do presente estudo bastante positivos quando comparados com a primeira campanha e com os estudos científicos apresentados.

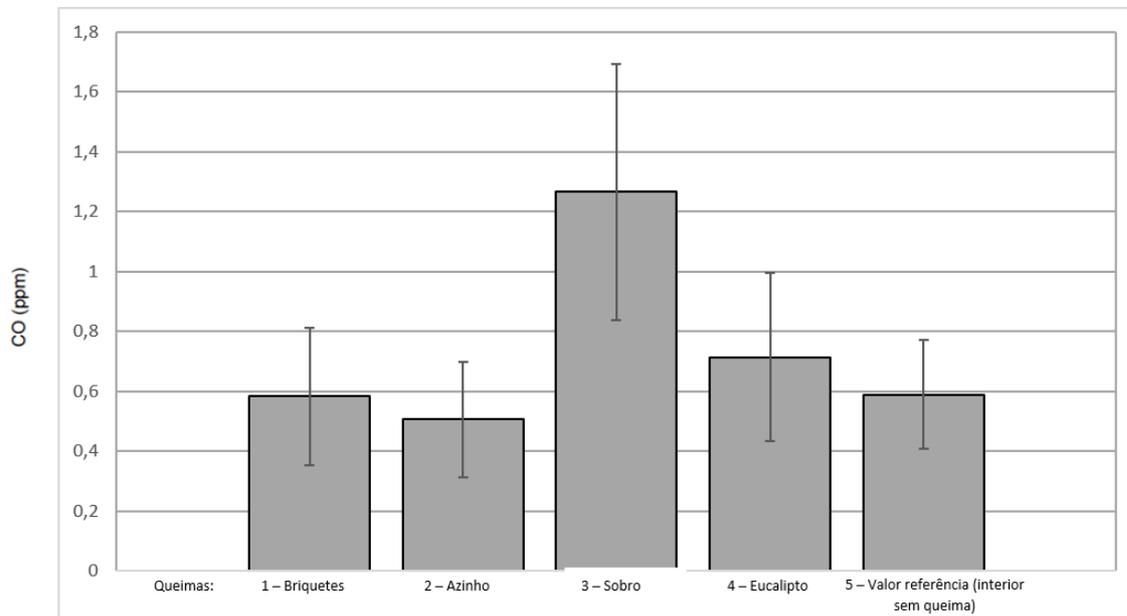


Figura 33. Concentração de CO nas diferentes amostragens.

4.2.6. Parâmetros de conforto: Temperatura e Humidade Relativa

Por fim, analisando os parâmetros de conforto, podemos observar que, para a Temperatura, os valores mais elevados foram registados na queima de briquetes (Figura 34), durante a qual se obteve um valor médio de 23.85 ± 1.70 °C. O valor mais baixo foi obtido na queima de sobro, atingindo um valor médio de 21.36 ± 0.64 °C. Já para o eucalipto e azinho, registaram-se valores médios de 22.58 ± 2.35 °C e 21.77 ± 0.33 °C, respetivamente. Estes valores encontram-se em concordância com o apresentado na primeira campanha e respetivas referências bibliográficas.

Para a Humidade Relativa, o comportamento também se apresentou bastante uniforme com o analisado na primeira campanha, tendo o valor mais elevado sido registado na queima de sobro, na qual se obteve um valor médio de 62.88 ± 1.74 %rh. Os valores mais baixos foram registados na queima de briquetes e eucalipto, tendo-se obtido um valor médio de 57.25 ± 2.70 %rh e 57.34 ± 3.66 %rh, respetivamente. Já para o azinho, obteve-se um valor médio de 60.31 ± 1.93 %rh.

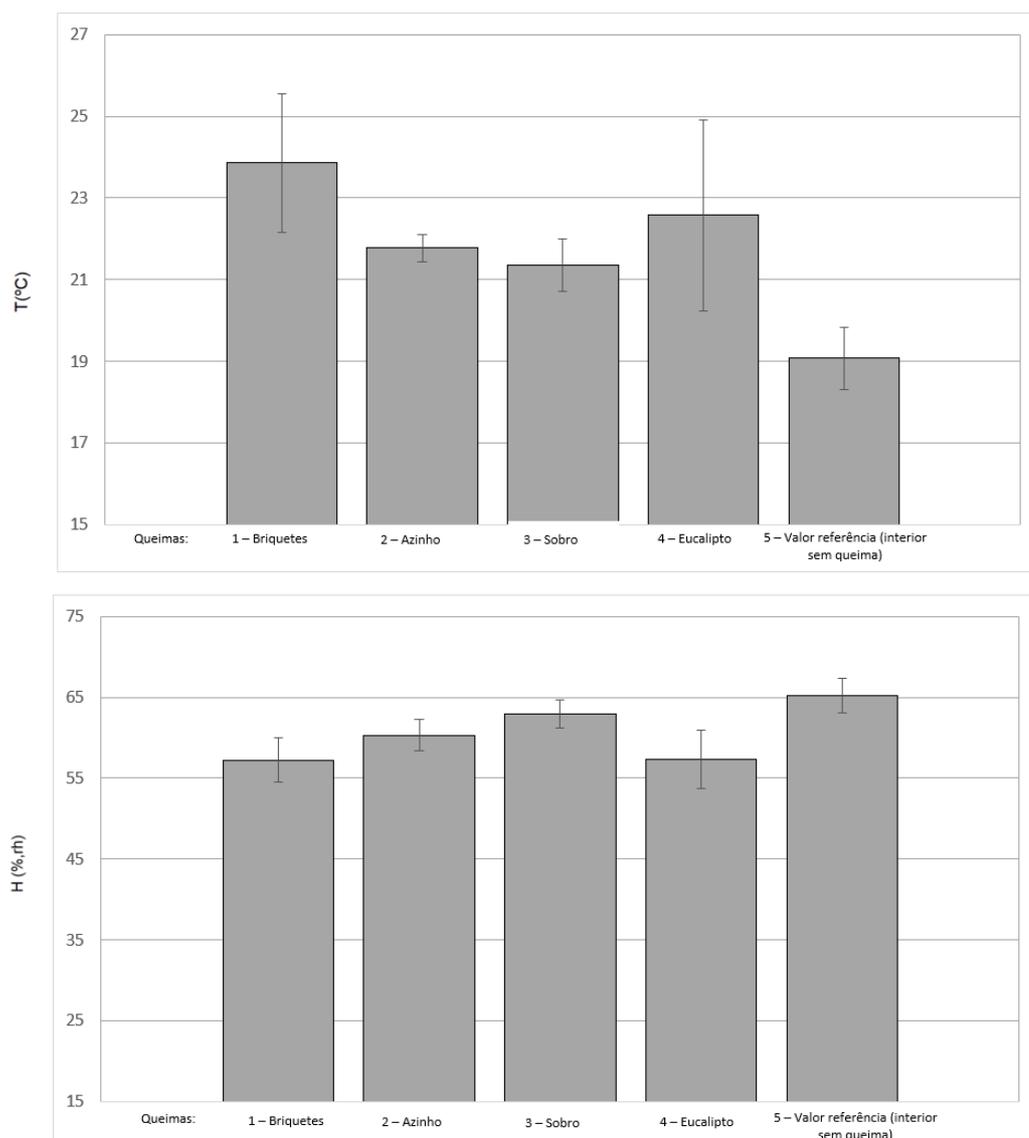


Figura 34. Temperatura e humidade relativa registada nas diferentes amostragens

5. Conclusões

O presente estudo permitiu-nos compreender o impacto de atividades humanas específicas em ambientes internos e a sua contribuição para a QAI. É possível afirmar que os objetivos propostos foram alcançados. Este estudo apresenta informação sólida e relevante, tendo em conta que são ainda escassos os estudos em Portugal referentes à problemática apresentada.

Numa primeira fase, foi feita a caracterização das emissões de poluentes provenientes da queima de biomassa, em dezasseis campanhas de amostragem, sendo oito delas realizadas em lareiras abertas e oito delas em lareiras fechadas. Nesta fase foram utilizados cinco tipos diferentes de biocombustíveis (medronheiro, pinheiro, oliveira, azinho e eucalipto) e as experiências foram sempre realizadas no pior cenário de ventilação, com as janelas e portas fechadas.

Na segunda fase, foi feita a análise da exposição à matéria particulada proveniente da queima de quatro tipos diferentes de biocombustíveis (briquetes, azinho, sobro e eucalipto). Esta fase da experimentação foi toda ela feita numa sala com lareira fechada.

Os resultados obtidos neste estudo permitiram concluir que o processo de combustão de biomassa em ambientes interiores é um processo altamente poluente e complexo. Verificou-se, também, que as emissões de poluentes, em lareiras abertas, foram bastante superiores às medidas nas lareiras fechadas. As diversas diretrizes impostas, quer pela legislação portuguesa quer pela OMS, foram ultrapassadas, especialmente nas lareiras abertas, não só nas emissões gasosas, mas, com particular destaque, na matéria particulada.

Encontrou-se, portanto, uma ampla gama de valores ao longo das diversas fases do processo de queima, existindo uma diversidade ainda considerável de comportamento nas séries temporais, cuja explicação se encontra nos inúmeros parâmetros operacionais e elementos externos anteriormente mencionados. Foi possível observar, por exemplo, em algumas queimas, que a fase de ignição obteve emissões com ordem de grandeza superior às observadas durante a fase de chama. Também se observaram, em algumas queimas, picos de concentração durante a fase final de queima, onde ocorre a queima do resíduo carbonoso, sendo estes valores superiores aos obtidos na fase de chama, o que enfatiza a heterogeneidade de comportamento descrita e a complexidade do processo de queima.

Do segundo procedimento experimental, pode-se constatar que foram obtidos, na generalidade, valores mais baixos, e dentro das métricas, para a queima de briquetes tendo os valores mais elevados sido registados na queima de sobro.

É importante realçar que algum do comportamento mais inconstante nos perfis analisados se deve a diversos fatores, tais como o uso de diferentes tipos de biomassa, as diferenças de temperatura de combustão, o teor de humidade presente quer na biomassa quer na sala onde ocorreu a queima, as dimensões do combustível, o tipo de sistema de combustão, as condições de combustão, o processo de arejamento, as condições de operação, a idade das casas, o tipo de isolamento, etc.

Todos estes fatores acima mencionados têm um papel determinante no desenrolar do processo de queima e, como tal, é fundamental que em estudos futuros exista um controlo mais rigoroso destas variáveis. Trabalhos futuros que consigam controlar de forma eficaz estes fatores, constituirão um avanço para a melhoria da caracterização das emissões provenientes de sistemas de combustão domésticos.

Com base nos resultados apresentados, sugerem-se, de seguida, recomendações relativas às condições de operação e às características do combustível, visando uma melhoria global do desempenho deste processo.

Relativamente às condições de operação, sugere-se uma melhoria da configuração da distribuição de ar no interior da câmara de combustão e de um melhor ajuste do caudal de ar de combustão, promovendo uma melhor ventilação e evitando o acúmulo de poluentes. A substituição dos aparelhos convencionais por sistemas de combustão mais recentes e eficientes também será fundamental.

Em relação às características dos combustíveis, sugere-se que seja dada preferência à utilização de briquetes e biomassa lenhosa limpa e seca.

Não esquecer também a importância de uma regular manutenção e limpeza dos sistemas de combustão convencionais, de forma a convergir para uma maior eficiência de combustão e conseqüente menor degradação da QAI.

Referências bibliográficas

- AethLabs. (2016). AE51 micro-Aethalometer Operating Manual © 2016.
- Ahn, K. (2015). The role of air pollutants in atopic dermatitis. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 134(5), 993–999. <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2014.09.023>
- Alakangas, E. (2005). Properties of wood fuels used in Finland – BIOSOUTH -project.
- Alberts, W. M. (1994). Indoor air pollution: NO, NO₂, CO, and CO₂, (2), 289–295.
- Almeida-silva, M., Wolterbeek, H. T., & Almeida, S. M. (2014). Elderly exposure to indoor air pollutants. *Atmospheric Environment*, 85, 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.061>
- Alves, C., Gonçalves, C., Fernandes, A. P., Tarelho, L., & Pio, C. (2011). Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types. *Atmospheric Research*, 101(3), 692–700. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.04.015>
- Azevedo, J. M., & Gonçalves, F. L. T. (2011). Long-range ozone transport and its impact on respiratory and cardiovascular health in the north of Portugal, 187–202. <https://doi.org/10.1007/s00484-010-0324-2>
- Azevedo, V. G., Sartori, S., & Campos, L. M. S. (2018). CO₂ emissions: A quantitative analysis among the BRICS nations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 81(July 2016), 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.07.027>
- Bhaskar, B.V., Rajeshkumar, R.M. & Muthuchelian, K. An Emission Inventory-Based Study on Black Carbon Aerosols Produced During Biomass Burning. *Aerosol Sci Eng* 2, 141–152 (2018). <https://doi.org/10.1007/s41810-018-0031-7>
- Begum, B. A., Hossain, A., Nahar, N., Markwitz, A., & Hopke, P. K. (2012). Organic and Black Carbon in PM_{2.5} at an Urban Site at Dhaka, Bangladesh Organic and Black Carbon in PM_{2.5} at an Urban Site at Dhaka, Bangladesh, (May 2016). <https://doi.org/10.4209/aaqr.2012.05.0138>
- Bell, M. L., Zanobetti, A., & Dominici, F. (2014). Systematic Reviews and Meta- and Pooled Analyses Who is More Affected by Ozone Pollution. *A Systematic Review and Meta-Analysis*, 180(1), 15–28. <https://doi.org/10.1093/aje/kwu115>
- Blaschke, Thomas & Madl, Pierre & Mukhtar, Azam & Majid, Hussain & Trautmann, Thomas & Khan, Subhan. (2011). Aerosol size distribution and mass concentration measurements in various cities of Pakistan. *Journal of environmental monitoring : JEM*. 13. 1944-52. 10.1039/c1em10086f.
- Blumenthal I. (2001). Carbon monoxide poisoning. *Journal of the Royal Society of Medicine*, 94(6), 270–272. <https://doi.org/10.1177/014107680109400604>
- Boman, Christoffer (2005). Particulate and gaseous emissions from residential biomass combustion (ETPC-R--05-03). Sweden
- Burden of disease from Household Air Pollution for 2012 Summary of results. (2014), https://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/.pdf
- Burning, D. B. (2018). An Emission Inventory-Based Study on Black Carbon Aerosols Produced An Emission Inventory - Based Study on Black Carbon Aerosols Produced During Biomass Burning. *Aerosol Science and Engineering*, 2(3), 141–152. <https://doi.org/10.1007/s41810-018-0031-7>
- Calvo, A. I., Alves, C., Castro, A., Pont, V., Vicente, A. M., & Fraile, R. (2013). Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. *Atmospheric Research*, 120–121, 1–28. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.09.021>
- Canha, N., Lage, J., Galinha, C., Coentro, S., Alves, C., & Almeida, S. M. (2018). Impact of Biomass Home Heating, Cooking Styles, and Bread Toasting on the Indoor Air Quality at Portuguese Dwellings: A Case Study. <https://doi.org/10.3390/atmos9060214>
- Canha, N., Marta, S., Freitas, C., Pio, C., Caseiro, A., & Th, H. (2014). Impact of wood burning on indoor PM_{2.5} in a primary school in rural Portugal, 94. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.080>
- Carvalho, R. L., Jensen, O. M., Afshari, A., & Bergsøe, N. C. (2013). Wood-burning stoves in low-carbon dwellings. *Energy & Buildings*, 59, 244–251. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2012.12.006>
- Castro, A., Calvo, A. I., Blanco-alegre, C., Oduber, F., Alves, C., Coz, E., ... Fraile, R. (2018). Science of the Total Environment Impact of the wood combustion in an open fireplace on the air quality of a living room: Estimation of the respirable fraction. *Science of the Total Environment*, 628–629, 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.001>
- Chao, C. Y. H., Kwong, P. C. W., Wang, J. H., Cheung, C. W., & Kendall, G. (2008). Co-Wiring coal with

- rice husk and bamboo and the impact on particulate matters and associated polycyclic aromatic hydrocarbon emissions, 99, 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.051>
- Chemistry, A., Reid, J. S., & States, U. (2014). A review of biomass burning emissions , part I: gaseous emissions of carbon monoxide , methane , volatile organic compounds , and nitrogen containing compounds, (June). <https://doi.org/10.5194/acpd-5-10455-2005>
- Chen, W., & Lackner, M. (2017). Handbook of Climate Change Mitigation and Adaptation, 2nd edition, 4 volumes, (January). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6431-0>
- Chowdhury, Z., Campanella, L., Gray, C., Al, A., Marter-kenyon, J., Pennise, D., ... Zuzhang, X. (2013). Measurement and modeling of indoor air pollution in rural households with multiple stove interventions in Yunnan , China. *Atmospheric Environment*, 67, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.041>
- Chung, S. H., & Seinfeld, J. H. (2014). Global Distribution and Climate Forcing of Carbonaceous Aerosols Global distribution and climate forcing of carbonaceous aerosols, (May). <https://doi.org/10.1029/2001JD001397>
- Clarke, A. G., & Willison, M. J. (1984). A comparison composition of urban and rural aerorsol using dichotomous samplers, 18(9), 1767–1775.
- Coelho, P. e Costa, M. (2007). Combustão. 1.ª Edição. Amadora. Edições Orion.
- Colasanti, A., Salamon, E., Schruers, K., Diest, R. Van, Duinen, M. Van, & Griez, E. J. (2008). Carbon Dioxide-Induced Emotion and Respiratory Symptoms in Healthy Volunteers, (April). <https://doi.org/10.1038/npp.2008.31>
- Concentrations, T. P. M., Inventory, N. E., Nei, T., Emissions, N. O., & Emissions, S. D. (2014). Particulate Matter Emissions.
- Demirbas, A. (2004). Combustion characteristics of different biomass fuels, 30, 219–230. <https://doi.org/10.1016/j.peccs.2003.10.004>
- Dion, L., Lefsrud, M., Orsat, V., & Cimon, C. (2013). Biomass Gasification and Syngas Combustion for Greenhouse CO₂ Enrichment, 8(Basu 2010), 1520–1538.
- EEA, Ortiz, A. & Guerreiro, Cristina. (2020). Air Quality in Europe - 2020 report. 10.2800/786656.
- Elsasser, M., Busch, C., Orasche, J., Schön, C., Hartmann, H., Schnelle-kreis, J., & Zimmermann, R. (2013). Dynamic Changes of the Aerosol Composition and Concentration during different Burning Phases of Wood Combustion. <https://doi.org/10.1021/ef400684f>
- Énergie, C. M. D. E. L., Gadonneix, P., Kim, Y. D., Meyers, K., & Ward, G. (2013). World Energy Scenarios.
- Farinha, M. M., Almeida, S. M., Freitas, M. C., Verburg, T. G., & Wolterbeek, H. T. (2009). Local and regional sources of air pollutants at Northern Lisbon area , Portugal. *Applied Radiation and Isotopes*, 67(12), 2137–2141. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2009.04.019>
- Fitzpatrick, E. M., Jones, J. M., Pourkashanian, M., Ross, A. B., Williams, A., & Bartle, K. D. (2008). Mechanistic Aspects of Soot Formation from the Combustion of Pine Wood, (14), 3771–3778.
- FFMS. (2020). Indicadores demográficos em Portugal. *PORDATA – Estatísticas, gráficos e indicadores de Municípios, Portugal e Europa*. Retrieved February 17, 2020, from www.pordata.pt
- Forster, P., Bond, T. C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, T., ... Quinn, P. K. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A Scientific assessment Bounding the role of black carbon in the climate system: A scienti fi c assessment, (June). <https://doi.org/10.1002/jgrd.50171>
- Gaffney, J. S., & Marley, N. A. (2014). *Atmospheric Chemistry and Air Pollution*, (May 2003). <https://doi.org/10.1100/tsw.2003.18>
- Geng, Y., Sarkis, J., & Ulgiati, S. (2016). Sustainability, well-being, and the circular economy in China and worldwide, (April).
- Gennaro, G. De, Dambruoso, P. R., Gilio, A. Di, Palma, V. Di, Marzocca, A., & Tutino, M. (2015). Discontinuous and Continuous Indoor Air Quality Monitoring in Homes with Fireplaces or Wood Stoves as Heating System, 1–9. <https://doi.org/10.3390/ijerph13010078>
- Ghommem, M., Hajj, M. R., & Puri, I. K. (2012). Influence of natural and anthropogenic carbon dioxide sequestration on global warming. *Ecological Modelling*, 235–236, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.04.005>
- GLOBAL BIOENERGY STATISTICS 2020 World Bioenergy Association. (2020).
- Gomes, J. F. (2014). *Poluição Atmosférica – Um Manual Universitário Um Manual Universitário João Gomes Publindústria*, (January 2010).

- Gonçalves, C., Alves, C., & Pio, C. (2012). Inventory of fine particulate organic compound emissions from residential wood combustion in Portugal. *AEA*, 50, 297–306. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.013>
- Guarnieri, M., & Balmes, J. R. (2014). Asthma 1 Outdoor air pollution and asthma. *The Lancet*, 383(9928), 1581–1592. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(14\)60617-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(14)60617-6)
- Guo, M., Song, W., & Buhain, J. (2015). Bioenergy and biofuels: History , status , and perspective, 42, 712–725. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.013>
- Hagler, G. S. W., Yelverton, T. L. B., Vedantham, R., Hansen, A. D. A., & Turner, J. R. (2014). Post-processing Method to Reduce Noise while Preserving High Time Resolution in Aethalometer Real-time Black Carbon Data Post-processing Method to Reduce Noise while Preserving High Time Resolution in Aethalometer Real-time Black Carbon Data, (June 2011). <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.05.0055>
- Harris, S. J., & Maricq, M. M. (2001). Signature size distributions for diesel and gasoline engine exhaust particulate matter, 32, 749–764.
- He, Q., Wai, T., Du, L., Jiang, Z., Gao, Y., Qiu, H., ... Yu, T. I. (2010). Effects of ambient air pollution on lung function growth in Chinese schoolchildren. *Respiratory Medicine*, 104(10), 1512–1520. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2010.04.016>
- Hime, N. J., Marks, G. B., & Cowie, C. T. (2006). A Comparison of the Health Effects of Ambient Particulate Matter Air Pollution from Five Emission Sources, 1–24. <https://doi.org/10.3390/ijerph15061206>
- Ho, K., & Tang, D. (2018). Climate change in Malaysia: Trends , contributors , impacts , mitigation and adaptations Science of the Total Environment Climate change in Malaysia: Trends , contributors , impacts , mitigation and adaptations. *Science of the Total Environment*, 650(October). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.316>
- Houghton, R. A., & Hole, W. (2008). Quantities of Biomass Importance, (1990), 448–453.
- lii, C. A. P., lii, C. A. P., Dockery, D. W., & Dockery, D. W. (2014). Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect, (June).
- Inventário Florestal Nacional (IFN) (2015). 6 inventário florestal nacional: <https://cdn.pefc.org/pefc.pt/media/2020-08/88597cd3-8e82-4bc6-aae6-fb66adb5303f/22eabe74-d55e-5246-bfec-15be43c3c1c9.pdf>
- Jacobson, M. Z. (2016). Strong radiative heating due to the mixing state of black carbon in atmospheric aerosols, (April). <https://doi.org/10.1038/35055518>
- Jansen, J. J. P., Bosch, F. A. J. Van Den, & Volberda, H. W. (2005). Managing Potential and Realized Absorptive Capacity: How Do Organizational Antecedents Matter; MANAGING POTENTIAL AND REALIZED ABSORPTIVE CAPACITY: HOW DO ORGANIZATIONAL ANTECEDENTS, (May 2014). <https://doi.org/10.5465/AMJ.2005.19573106>
- Janssen, N. A. H., Hoek, G., Simic-lawson, M., Fischer, P., Bree, L. Van, Brink, H., ... Cassee, F. R. (2011). Review Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM 10 and PM 2 . 5, 119(12), 1691–1699.
- Jansz, J. (2017). Sick Building Syndrome. *International Encyclopedia of Public Health*, Second Edition (Second Edition, Vol. 6). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803678-5.00407-0>
- Jenkins, B. M., Baxter, L. L., Jr, T. R. M., & Miles, T. R. (1998). Combustion properties of biomass.
- Jeong, H., & Park, D. (2017). Contribution of time-activity pattern and microenvironment to black carbon (BC) Inhalation exposure and potential internal dose among elementary school children. *Atmospheric Environment*, 164, 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.007>
- Jiang, X., Mei, X., & Feng, D. (2016). Air pollution and chronic airway diseases: what should people know and do ?, 2012(1), 31–40. <https://doi.org/10.3978/j.issn.2072-1439.2015.11.50>
- Katholi, R. E., & Couri, D. M. (2011). Left Ventricular Hypertrophy : Major Risk Factor in Patients with Hypertension: Update and Practical Clinical Applications, 2011. <https://doi.org/10.4061/2011/495349>
- Kim, D., Chen, Z., Zhou, L., & Huang, S. (2018). ScienceDirect Air pollutants and early origins of respiratory diseases. *Chronic Diseases and Translational Medicine*, 4(2), 75–94. <https://doi.org/10.1016/j.cdtm.2018.03.003>
- Kim, K., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136–143. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- Klepeis, N. E., & Ott, W. (2001). The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): A Resource for Assessing Exposure to Environmental Pollutants The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS

-): a resource for assessing exposure to environmental pollutants, (November 2014).
- Koppejan, J. (2016). *The Handbook of Biomass Combustion and Cofiring* Edited by Sjaak van Loo and Jaap Koppejan, (January 2008).
- Lehmann, N., Dragano, N., Schmermund, A., Memmesheimer, M., & Mann, K. (2007). Coronary Atherosclerosis. <https://doi.org/10.1161/CIRCULATIONAHA.107.693622>
- Ma, T., Duan, F., He, K., Qin, Y., Tong, D., Geng, G., ... Ma, Y. (2019). ScienceDirect Air pollution characteristics and their relationship with emissions and meteorology in the Yangtze River Delta region during 2014 – 2016. *Journal of Environmental Sciences*, 83, 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.02.031>
- Malico, I., Nepomuceno, R., Cristina, A., & Sousa, A. M. O. (2019). Current status and future perspectives for energy production from solid biomass in the European industry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 112(May), 960–977. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.06.022>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., & Stavropoulos, A. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review, 8(February), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Mccracken, J. P., Smith, K. R., Díaz, A., Mittleman, M. A., & Schwartz, J. (2007). Chimney Stove Intervention to Reduce Long-term Wood Smoke Exposure Lowers Blood Pressure among Guatemalan Women Chimney Stove Intervention to Reduce Long-term Wood Smoke Exposure Lowers Blood Pressure among Guatemalan Women, (June 2014). <https://doi.org/10.1289/ehp.9888>
- Mcnamara, M. L., Thornburg, J., Semmens, E. O., Ward, T. J., & Noonan, C. W. (2017). Science of the Total Environment Reducing indoor air pollutants with air filtration units in wood stove homes. *Science of the Total Environment*, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.111>
- Meccanica, I. (2015). World energy consumption and resources : An outlook for the rest of the century World energy consumption and resources : an outlook for the rest of the century Gian Paolo Beretta, (January 2007). <https://doi.org/10.1504/IJETM.2007.013239>
- Mendell MJ, Heath GA. Do indoor pollutants and thermal conditions in schools influence student performance: A critical review of the literature. *Indoor Air*. 2005 Feb;15(1):27-52. doi: 10.1111/j.1600-0668.2004.00320.x. Erratum in: *Indoor Air*. 2005 Feb;15(1):67. PMID: 15660567.
- Miller, M. R. (2020). Free Radical Biology and Medicine Oxidative stress and the cardiovascular effects of air pollution, 151(November 2019), 69–87. <https://doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2020.01.004>
- Mohammad, A., Adeline, G., & Philippe, C. (2009). Carbon dioxide inhalation causes pulmonary inflammation, (February). <https://doi.org/10.1152/ajplung.90460.2008>
- Neves, D., Thunman, H., Matos, A., Tarelho, L., & Gómez-barea, A. (2011). Characterization and prediction of biomass pyrolysis products. *Progress in Energy and Combustion Science*, 37(5), 611–630. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2011.01.001>
- Nikiæ, D., & Stankoviæ, A. (2005). Air pollution as a risk factor for lung cancer, 13(2), 79–82. <https://doi.org/10.2298/AOO0502079N>
- Nussbaumer, T. (2003). Combustion and Co-combustion of Biomass : Fundamentals , Technologies , and Primary Measures for Emission Reduction †, 1510–1521.
- Olsen, Y., & Karottki, G. D. (2014). Vascular and lung function related to ultrafine and fine particles exposure assessed by personal and indoor monitoring: a cross-sectional study, (December). <https://doi.org/10.1186/1476-069X-13-112>
- Omaye, S. T. (2002). Metabolic modulation of carbon monoxide toxicity, 180, 139–150.
- Pio, C. A. (2014). Seasonal variability of aerosol concentration and size distribution in Cape Verde using a continuous aerosol optical spectrometer, (May). <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00015>
- Press-kristensen, K., Laurvig, L., Huth, P., Blumröder, H. Von, Friedrich, A., Council, E., ... Umwelthilfe, D. (2015). Residential wood burning: Particle pollution and solutions, 1208.
- Ramanathan, V., & Carmichael, G. R. (2008). Global and regional climate changes due to black carbon, (March). <https://doi.org/10.1038/ngeo156>
- Rehman, I. H., Ahmed, T., Praveen, P. S., Kar, A., & Ramanathan, V. (2011). and Physics Black carbon emissions from biomass and fossil fuels in rural India, 7289–7299. <https://doi.org/10.5194/acp-11-7289-2011>
- Ren, C., & Tong, S. (2008). development and contemporary methodological challenges, 10, 1–10. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-56>
- Roberts, D., Pidcock, R., Chen, Y., Connors, S., & Tignor, M. (2019). Science Editor.
- Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., & Cass, G. R. (1998). Sources of Fine Organic Aerosol . 9 .

- Pine , Oak , and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces, 32(1), 13–22.
- Rohr, A. C., Habre, R., Godbold, J., Moshier, E., Schachter, N., Kattan, M., ... Koutrakis, P. (2014). Asthma exacerbation is associated with particulate matter source factors in children in New York City, 239–250. <https://doi.org/10.1007/s11869-013-0230-y>
- Routa, J. (2020). Influence of storage on the physical and chemical properties of Scots pine bark.
- Salthammer, T., Schripp, T., Wientzek, S., & Wensing, M. (2014). Chemosphere Impact of operating wood-burning fireplace ovens on indoor air quality. *Chemosphere*, 103, 205–211. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.067>
- San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Maianti, P., Libertá, G., Artés-Vivancos, T., Dom, D., Branco, A., de Rigo, D., Ferrari, D., Pfeiffer, H., Grecchi, R., Nuijten, D., Leray, T. 2020. Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2019, EUR 30402 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-23209-4, doi: 10.2760/468688, JRC122115.
- Satish, U., Mendell, M. J., Shekhar, K., Hotchi, T., & Sullivan, D. (2012). Concentrations on Human Decision-Making Performance, 120(12), 1671–1677.
- Savolahti, M., Karvosenoja, N., Soimakallio, S., Kupiainen, K., Tissari, J., & Paunu, V. (2019). Near-term climate impacts of Finnish residential wood combustion. *Energy Policy*, 133(December 2018), 110837. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.06.045>
- Schirmer, W. N., Pian, L. B., Sílvia, M., Szymanski, E., & Gauer, M. A. (2008). A poluição do ar em ambientes internos e a síndrome dos edifícios doentes Air pollution in internal environments and sick building syndrome, 3583–3590.
- Schwartz, J., Suh, H. H., & States, U. (2001). 121400 Fine Particulate Air Pollution and Mortality, (May 2014). <https://doi.org/10.1056/NEJM200104193441614>
- Science, A., Davidson, C., & Phalen, R. F. (2005). Airborne Particulate Matter and Human Health: A Review, (May 2014). <https://doi.org/10.1080/02786820500191348>
- Shakerian, F., Kim, K., Szulejko, J. E., & Park, J. (2015). A comparative review between amines and ammonia as sorptive media for post-combustion CO₂ capture. *Applied Energy*, 148, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.03.026>
- Shi, Y., Chen, J., Hu, D., Wang, L., Yang, X., & Wang, X. (2014). Science of the Total Environment Airborne submicron particulate (PM₁) pollution in Shanghai , China: Chemical variability , formation / dissociation of associated semi-volatile components and the impacts on visibility. *Science of the Total Environment*, The, 473–474, 199–206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.024>
- Simoneit, B. R. T., Schauer, J. J., Nolte, C. G., Oros, D. R., Elias, V. O., Fraser, M. P., ... Cass, G. R. (1999). Levoglucosan , a tracer for cellulose in biomass burning and atmospheric particles, 33.
- Smith, K. R., Samet, J. M., Romieu, I., & Bruce, N. (2000). Indoor air pollution in developing countries and acute lower respiratory infections in children, 518–532.
- Stage of global air, (2020), report 2020.
- States, U. (1991). Sick Building Syndrome.
- Studies, M. (2008). Characterisation of solvent extractable organic constituents in atmospheric particulate matter : an overview, 80, 21–82.
- Tissari, J. (2008). Fine Particle Emissions from Residential Wood Combustion.
- TSI (2012) Hand-held condensation particle counter Model 3007
- Tsuboi, M. (2018). Resource scarcity , technological progress , and stochastic growth. *Economic Modelling*, (October). <https://doi.org/10.1016/j.econmod.2018.12.009>
- U.S. Environmental Protection Agency (2014) Best wood burning practices (available from <http://www.epa.gov/burnwise/bestburn.html>, last view 3/7/2019)
- U.S. EPA. Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final Report, Apr 2020). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA/600/R-20/012, 2020.
- U.S. EPA. Air Quality Criteria for Particulate Matter (Final Report, 2004). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA 600/P-99/002aF-bF, 2004.
- Update, G. (2005). Air Quality Guidelines.
- Url, S., Dasgupta, P., & Ray, D. (2011). Inequality as a Determinant of Malnutrition and Unemployment: Theory Author (s): Partha Dasgupta and Debraj Ray INEQUALITY MALNUTRITION OF AS A DETERMINANT AND UNEMPLOYMENT: THEORY * Alfred Marshall: The Principles, 96(384), 1011–1034.
- Vicente, E. D., & Alves, C. A. (2017). PT. Atmospheric Research.

- <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.08.027>
- Wang, S., Wei, W., Du, L., Li, G., & Hao, J. (2009). Characteristics of gaseous pollutants from biofuel-stoves in rural China. *Atmospheric Environment*, 43(27), 4148–4154.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.05.040>
- Werther, J., Saenger, M., Hartge, E., Ogada, T., & Siagi, Z. (2000). Combustion of agricultural residues, 26, 1–27.
- Wetstone, G., Thornton, K., Hinrichs-rahlfes, R., Sawyer, S., Sander, M., Taylor, R., ... Hales, D. (2016). *Renewables 2016 global status report 2016*.
- WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. (2005).
- World Health Report 2018. (2018), 328(January), 2018.
- Zanobetti, A., & Schwartz, J. (2009). The Effect of Fine and Coarse Particulate Air Pollution on Mortality: A National The Effect of Fine and Coarse Particulate Air Pollution on Mortality: A National Analysis, (June). <https://doi.org/10.1289/ehp.0800>

Anexo A: Impact of wood combustion in fireplaces on indoor air quality – RICTA19



Impact of wood combustion in fireplaces on indoor air quality

J. Ascensão¹, V. Martins¹, C.A. Gamelas², C. Correia¹ and S.M. Almeida¹

Centro de Ciências e Tecnologias Nucleares, Instituto Superior Técnico, Universidade de Lisboa, Estrada Nacional 10, Bobadela LRS, Portugal

²Escola Superior de Tecnologia de Setúbal, Instituto Politécnico de Setúbal, Setúbal, Portugal

Keywords: indoor air quality, wood combustion, fireplaces
Presenting author email: jascencao@ctn.tecnico.ulisboa.pt



Introduction

There has been a growing interest from international scientific community and policy makers, on indoor air quality (IAQ), since people spend 90 % of their time in different indoor environments [1]. Currently, 4.3 million people die annually from exposure to indoor air pollutants, mainly from stroke (34%), Ischaemic heart disease (26%), pneumonia (12%) and lung cancer (6%) [2].

Wood combustion is the main renewable energy source for heating purposes in households in Europe, providing a sustainable substitution for fossil fuels [3].

However, Residential Wood Combustion (RWC) has been identified as the major contributor to local indoor/outdoor air pollution in Europe during winter months [4, 5], being by far the largest cause of ambient fine particulate matter (PM_{2.5}), even when compared with industrial and transportation sources [6]. A large IAQ study carried out in the US, revealed that during the wood heating periods the daily exposure to ambient PM_{2.5} was estimated to exceed the WHO guidelines for 30% of the homes [7].

The characterization of emissions from biomass burning is influenced by several factors, namely stove design and species of wood used [8]. According to the WHO, information concerning the environmental health impact of RWC in cold and temperate climate zones is still scarce, since a large part of the studies have been done in developing countries [2]. Furthermore, most studies have focused on evaluating the outdoor emissions caused by RWC, and only a few have analyzed the impact on indoor air quality [9, 10].



Objectives

This work aims to study the impact of biomass burning in indoor air quality, through the determination of the following parameters: particulate matter (PM), namely PM₁₀ and PM_{2.5}, particle number concentrations (PN 0.01-1), black carbon (BC), carbon dioxide (CO₂) and carbon monoxide (CO).



Data Acquisition

The experiment was performed in a living room of a dwelling in a rural area with no traffic, with a closed fireplace (modern cast-iron).

The direct reading equipments (see figure below) were placed at ca. 2 m from the source and 1 m height.

Four different types of biofuel were used (approximately 8 Kg of each biofuel burned in one go) and the measurements were performed from the ignition to the smouldering phase and extinction for each biofuel, leading to the following measurement periods:

- Briquettes: 3 hours;
- Quercus ilex: 4 hours;
- Quercus suber: 4.5 hours;
- Fucoslyptus globulus: 2 hours.



The ignition phase was done with newspaper and pine cones, according to EPA's recommendations [11]. Between biofuel changes, ashes were removed and appropriate aeration of the room was warranted. Background samples were collected (indoor and outdoor) before the first burn and at the end of the experiment.



Acknowledgments: This work was supported by LIFE Index-Air project (LIFE15 ENV/PT/000674) and FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia, I.P. (Portugal) through the UIDB/04349/2013 project.



Results

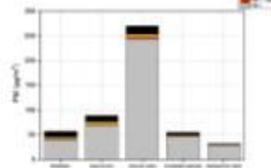


Figure 1 – PM concentrations

- The highest concentrations of Black Carbon were recorded for Quercus suber;
- Briquettes presented the lowest BC concentrations, near the background value;

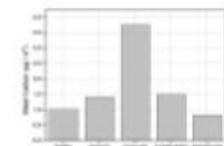
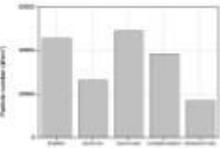


Figure 2 – BC concentrations



- The highest Carbon Dioxide concentrations were also recorded for Quercus suber, exceeding the Portuguese limit values and Quercus ilex also reached this limit [1-2];
- The lowest CO₂ concentrations were measured for Fucoslyptus globulus;

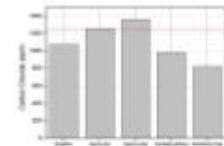


Figure 4 – Carbon dioxide concentrations



Figure 5 – Carbon Monoxide concentrations

- The highest Carbon Monoxide concentrations were also measured for Quercus suber;

References



- [1] Knapik N.E. et al. (2001) The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): A resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*.
- [2] WHO (2015) Residential heating with wood and coal: Health impacts and policy options in Europe and North America, World Health Organization, Copenhagen, Denmark.
- [3] AFRCOM (2010) AFRCOM statistical report – European bioenergy outlook.
- [4] Amato T. et al. (2016) AIRCOP-EIT plus: a harmonized PM speciation and source apportionment in the southern European cities. *Atmos. Chem. Phys.* 16(5):3289–3309.
- [5] Gonçalves C. et al. (2012) Inventory of the particulate organic compound emissions from residential wood combustion in Portugal. *Atmos. Environ.* 50:397–406.
- [6] Tarelli L. (2014) Mapping the performance of wood-burning stoves by installations worldwide. *Energy and Buildings*, 117, 658–676.
- [7] Semmeré J.C. et al. (2015) Indoor particulate matter in rural, wood stove heated homes. *Environ. Res.* 138:93–100.
- [8] Vicente E.D. et al. (2010) Influence of operating conditions on chemical composition of particulate matter emissions from residential combustion. *Atmos. Res.* 96:92–100.
- [9] Folle R. et al. (2018) Impact of the wood combustion in an open fireplace on the air quality of a living room: Estimation of the respirable fraction. *Science of the Total Environment*, 629–631, 169–176.
- [10] Almeida M. (2018) Impact of Biomass Home Heating, Cooking Style, and Bread Toasting on the Indoor Air Quality at Portuguese Dwellings: A Case Study. *Atmosphere*, 9, 234.
- [11] U.S. Environmental Protection Agency (2014) *Best wood burning practices* (available from <http://www.epa.gov/burnwise/bestburn.htm>), last view 2/7/2018.
- [12] Ordinance n.º 353-A/2013, Diário da República, n.º 235, Supplement, 1st Serie of 2013-12-04, 6644-2-4 (available from <http://www.dre.pt/epilocalizar/ficheiro.aspx>).

Anexo B: Testes estatísticos de Mann-Whitney

Tabela B1: Testes estatísticos de Mann-Whitney para PM₁₀ relativos à primeira campanha de amostragem

PM ₁₀	Queima nº 1	Queima nº 2	Queima nº 3	Queima nº 4	Queima nº 5	Queima nº 6	Queima nº 7	Queima nº 8	Queima nº 9	Queima nº 10	Queima nº 11	Queima nº 12	Queima nº 13	Queima nº 14	Queima nº 15	Queima nº 16
Queima nº 1	0.00000	0.00000	0.02926	0.00000	0.00854	0.00000	0.34722	0.01552	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.3125	0.3125	0.01684
Queima nº 2	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 3	0.02926	0.00000	0.00000	0.00000	0.00596	0.00000	0.60306	0.87288	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.03662	0.04442	0.00164
Queima nº 4	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.95216	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 5	0.00854	0.00000	0.00596	0.00000	0.00000	0.00000	0.01928	0.01468	0.00000	0.00000	0.47777	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.32218
Queima nº 6	0.00000	0.00000	0.00000	0.95216	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 7	0.34722	0.00000	0.60306	0.00000	0.01928	0.00000	0.00000	0.81034	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.25848	0.07027	0.03236
Queima nº 8	0.01552	0.00000	0.87288	0.00000	0.01468	0.00000	0.81034	0.00000	0.00000	0.4965	0.00000	0.00000	0.00000	0.04777	0.03382	0.00000
Queima nº 9	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.4965	0.00000	0.38430	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 10	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.49650	0.00988	0.00988	0.41794	0.49020	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 11	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00988	0.00000	0.00000	0.00000	0.00054	0.00000	0.00000
Queima nº 12	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.38430	0.41794	0.00000	0.00000	0.02382	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 13	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.49020	0.00000	0.02382	0.02382	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 14	0.31250	0.00000	0.03662	0.00000	0.00000	0.00000	0.25848	0.04777	0.00000	0.00054	0.00054	0.00000	0.00000	0.00000	0.05671	0.23570
Queima nº 15	0.31250	0.00000	0.04442	0.00000	0.00000	0.00000	0.07027	0.03382	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.05671	0.00000	0.00013
Queima nº 16	0.01684	0.00000	0.00164	0.00000	0.32218	0.00000	0.03236	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.23570	0.00013	0.00000

Tabela B2: Testes estatísticos de Mann-Whitney para $P_{N_{0,01-1}}$ relativos à primeira campanha de amostragem

$P_{N_{0,01-1}}$	Queima nº 1	Queima nº 2	Queima nº 3	Queima nº 4	Queima nº 5	Queima nº 6	Queima nº 7	Queima nº 8	Queima nº 9	Queima nº 10	Queima nº 11	Queima nº 12	Queima nº 13	Queima nº 14	Queima nº 15	Queima nº 16
Queima nº 1	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00180	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.15560	0.00000	0.00000	0.00028	0.00000	0.00143	0.05387
Queima nº 2	0.00000	0.00000	0.00000	0.29960	0.00000	0.00000	0.10410	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 3	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00278	0.00614	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.45640	0.00000	0.00000
Queima nº 4	0.00000	0.29960	0.00000	0.00000	0.00000	0.00038	0.07186	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 5	0.00180	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00960	0.00000	0.00544	0.00000	0.00000	0.32708
Queima nº 6	0.00000	0.00000	0.00000	0.00038	0.00000	0.00000	0.43540	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00044	0.00000	0.00000
Queima nº 7	0.00000	0.10410	0.00278	0.07186	0.00000	0.43540	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00672	0.00000	0.00000
Queima nº 8	0.00000	0.00000	0.00614	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.01046	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.13690	0.00000
Queima nº 9	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00080	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 10	0.15560	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00148	0.00000	0.36260	0.00270
Queima nº 11	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00960	0.00000	0.00000	0.01046	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 12	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00080	0.00000	0.00000	0.00000	0.06432	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 13	0.00028	0.00000	0.00000	0.00000	0.00544	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00148	0.95216	0.06432	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 14	0.00000	0.00000	0.45640	0.00000	0.00000	0.00044	0.00672	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 15	0.00143	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.13690	0.00000	0.36260	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 16	0.05387	0.00000	0.00000	0.00000	0.32708	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00270	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000

Tabela B3: Testes estatísticos de Mann-Whitney para BC relativos à primeira campanha de amostragem

BC	Queima nº 1	Queima nº 2	Queima nº 3	Queima nº 4	Queima nº 5	Queima nº 6	Queima nº 7	Queima nº 8	Queima nº 9	Queima nº 10	Queima nº 11	Queima nº 12	Queima nº 13	Queima nº 14	Queima nº 15	Queima nº 16
Queima nº 1	0.00000	0.00000	0.05744	0.02260	0.56192	0.00960	0.28462	0.53526	0.00012	0.00000	0.00804	0.00000	0.00000	0.14986	0.92140	0.00000
Queima nº 2	0.00000	0.00000	0.84930	0.02202	0.00168	0.72634	0.01208	0.01208	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 3	0.05744	0.84930	0.00000	0.49020	0.14156	0.71884	0.28014	0.20054	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00560	0.02518	0.00000
Queima nº 4	0.02260	0.02202	0.49020	0.00000	0.10740	0.16758	0.36812	0.24200	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 5	0.56192	0.00168	0.14156	0.10740	0.03940	0.03940	0.65272	0.96810	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.01928	0.29420	0.00000
Queima nº 6	0.00960	0.72634	0.71884	0.16758	0.03940	0.10524	0.10524	0.09102	0.00020	0.00022	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 7	0.28462	0.01208	0.28014	0.36812	0.65272	0.10524	0.81034	0.81034	0.00014	0.00016	0.00000	0.00000	0.00000	0.02510	0.09895	0.00000
Queima nº 8	0.53526	0.01208	0.20054	0.24200	0.96810	0.09102	0.81034	0.00014	0.00014	0.00016	0.00544	0.00000	0.00000	0.06876	0.40260	0.00000
Queima nº 9	0.00012	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00020	0.00014	0.00014	0.00016	0.71138	0.08186	0.21870	0.00044	0.00000	0.00000
Queima nº 10	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00022	0.00016	0.23404	0.56192	0.56192	0.00094	0.01016	0.00200	0.00000	0.00000
Queima nº 11	0.00804	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00544	0.71138	0.56192	0.03318	0.03318	0.13104	0.01278	0.00000	0.04764
Queima nº 12	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.08186	0.00094	0.03318	0.56192	0.56192	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 13	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.21870	0.01016	0.13104	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 14	0.14986	0.00000	0.00560	0.00000	0.01928	0.00560	0.02510	0.06876	0.00044	0.00200	0.01278	0.00000	0.00000	0.02478	0.02478	0.08639
Queima nº 15	0.92140	0.00000	0.02518	0.00000	0.29420	0.00000	0.09895	0.40260	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.02478	0.02478	0.00000
Queima nº 16	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.04764	0.00000	0.00000	0.08639	0.00000	0.00000

Tabela B4: Testes estatísticos de Mann-Whitney para CO₂ relativos à primeira campanha de amostragem

CO ₂	Queima nº 1	Queima nº 2	Queima nº 3	Queima nº 4	Queima nº 5	Queima nº 6	Queima nº 7	Queima nº 8	Queima nº 9	Queima nº 10	Queima nº 11	Queima nº 12	Queima nº 13	Queima nº 14	Queima nº 15	Queima nº 16
Queima nº 1	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00672	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 2	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.20766	0.01778	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 3	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.68916	0.00000	0.86502	0.00000	0.00000	0.61006	0.00000	0.00000	0.00000	0.09692	0.00000	0.00000
Queima nº 4	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.58920	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.20408	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.67080
Queima nº 5	0.00000	0.00000	0.68916	0.00000	0.00000	0.00000	0.86502	0.00000	0.00000	0.70394	0.00000	0.00000	0.00000	0.08364	0.00000	0.00000
Queima nº 6	0.00000	0.00000	0.00000	0.58920	0.00000	0.00000	0.00000	0.86502	0.00000	0.44726	0.02260	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.21110
Queima nº 7	0.00000	0.00000	0.86502	0.00000	0.86502	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.08544	0.00000	0.00000
Queima nº 8	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 9	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 10	0.00000	0.00000	0.61006	0.00000	0.70394	0.00000	0.44726	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00236	0.00000	0.00000
Queima nº 11	0.00000	0.00000	0.00000	0.20408	0.00000	0.02260	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.15860
Queima nº 12	0.00672	0.20766	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.61006	0.00000	0.00000	0.15860
Queima nº 13	0.00000	0.01778	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.61006	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 14	0.00000	0.00000	0.09692	0.00000	0.08364	0.00000	0.08544	0.00000	0.00000	0.00236	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 15	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 16	0.00000	0.00000	0.00000	0.67080	0.00000	0.21110	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.15860	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000

Tabela B5: Testes estatísticos de Mann-Whitney para CO relativos à primeira campanha de amostragem

CO	Queima nº1	Queima nº2	Queima nº3	Queima nº4	Queima nº5	Queima nº6	Queima nº7	Queima nº8	Queima nº9	Queima nº10	Queima nº11	Queima nº12	Queima nº13	Queima nº14	Queima nº15	Queima nº16
Queima nº 1	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.24200	0.20766	0.00026	0.00000	0.00000	0.00030	0.00000	0.68916	0.06760	0.29540
Queima nº 2	0.00000	0.00000	0.00000	0.00578	0.00000	0.00222	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 3	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.41794	0.00000	0.00000	0.00000	0.16452	0.80258	0.00000	0.00906	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 4	0.00000	0.00578	0.00000	0.00000	0.00000	0.22246	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 5	0.00000	0.00000	0.41794	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.04338	0.10960	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 6	0.00000	0.00222	0.00000	0.22246	0.00000	0.00000	0.00050	0.00034	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 7	0.24200	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00050	0.95216	0.95216	0.01732	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.33706	0.96310	0.08016
Queima nº 8	0.20766	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00034	0.00000	0.00000	0.01140	0.00000	0.00000	0.00028	0.00000	0.34212	0.96640	0.05273
Queima nº 9	0.00026	0.00000	0.16452	0.00000	0.04338	0.00000	0.01732	0.01140	0.00000	0.64552	0.00000	0.19706	0.00000	0.00288	0.00000	0.15590
Queima nº 10	0.00000	0.00000	0.80258	0.00000	0.10960	0.00000	0.00000	0.00000	0.64552	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 11	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.85716	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 12	0.00030	0.00000	0.00906	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00028	0.19706	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00086	0.00000	0.06233
Queima nº 13	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.85716	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000
Queima nº 14	0.68916	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.33706	0.34212	0.00288	0.00000	0.00000	0.00086	0.00000	0.00000	0.22840	0.23960
Queima nº 15	0.06760	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.96310	0.96640	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.22840	0.23960	0.00000
Queima nº 16	0.29540	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.08016	0.05273	0.15590	0.00000	0.00000	0.06233	0.00000	0.23960	0.00000	0.00000

Tabela B6: Testes estatísticos de Mann-Whitney para PM₁₀ relativos à segunda campanha de amostragem.

PM ₁₀	Briquetes	Azinho	Sobro	Eucalipto	Valor referência
Briquetes		0.00000	0.00000	0.96560	0.00000
Azinho	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000
Sobro	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000
Eucalipto	0.96560	0.00000	0.00000		0.00000
Valor referência	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	

Tabela B7: Testes estatísticos de Mann-Whitney para PN_{0.01-1} relativos à segunda campanha de amostragem.

PN _{0.01-1}	Briquetes	Azinho	Sobro	Eucalipto	Valor referência
Briquetes		0.00000	0.98530	0.04217	0.00000
Azinho	0.00000		0.00000	0.00000	0.00000
Sobro	0.98530	0.00000		0.00000	0.00000
Eucalipto	0.04217	0.00000	0.00000		0.00000
Valor referência	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	

Tabela B8: Testes estatísticos de Mann-Whitney para BC relativos à segunda campanha de amostragem.

BC	Briquetes	Azinho	Sobro	Eucalipto	Valor referência
Briquetes		0.52200	0.00000	0.65760	0.88200
Azinho	0.52200		0.00459	0.82690	0.94170
Sobro	0.00000	0.00459		0.00207	0.00017
Eucalipto	0.65760	0.82690	0.00207		0.37160
Valor referência	0.88200	0.94170	0.00017	0.37160	

Tabela B9: Testes estatísticos de Mann-Whitney para CO₂ relativos à segunda campanha de amostragem.

CO ₂	Briquetes	Azinho	Sobro	Eucalipto	Valor referência
Briquetes		0.00025	0.00000	0.60130	0.00000
Azinho	0.00025		0.00000	0.00000	0.00000
Sobro	0.00000	0.00000		0.00000	0.00000
Eucalipto	0.60130	0.00000	0.00000		0.00000
Valor referência	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	

Tabela B10: Testes estatísticos de Mann-Whitney para CO relativos à segunda campanha de amostragem.

CO	Briquetes	Azinho	Sobro	Eucalipto	Valor referência
Briquetes		0.32530	0.00000	0.72620	0.48360
Azinho	0.32530		0.00000	0.43920	0.28520
Sobro	0.00000	0.00000		0.00555	0.00000
Eucalipto	0.72620	0.43920	0.00555		0.54290
Valor referência	0.48360	0.28520	0.00000	0.54290	

