



**Politécnico
de Viseu**

Escola Superior
de Tecnologia
e Gestão de Viseu

Influência do uso de lareiras na concentração de Benzo(a)pireno no ar ambiente da cidade de Viseu

Geraldo Mendes Costa

Dissertação

Mestrado em Tecnologias Ambientais

Trabalho efetuado sob a orientação de
Professor Doutor Paulo Gabriel Fernandes de Pinho

Março de 2025



**Politécnico
de Viseu**

Escola Superior
de Tecnologia
e Gestão de Viseu

Influência do uso de lareiras na concentração de Benzo(a)pireno no ar de Viseu

Geraldo Mendes Costa

Dissertação

Mestrado em Tecnologias Ambientais

Trabalho efetuado sob a orientação de

Professor Doutor Paulo Gabriel Fernandes de Pinho

Março de 2025

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor Paulo Gabriel Fernandes de Pinho pela orientação.

À Professora Doutora Isabel Paula Lopes Brás pela orientação com os equipamentos.

À Professora Doutora Erika Pereira Felix por coorientar este trabalho.

Aos meus pais por me proporcionarem condições para a realização deste intercâmbio.

RESUMO

O estudo investigou a influência do uso de lareiras residenciais sobre a concentração de benzo(a)pireno (BaP) no ar urbano da cidade de Viseu, em Portugal. O BaP, um hidrocarboneto aromático policíclico altamente cancerígeno, é emitido principalmente pela combustão incompleta de biomassa. A análise foi realizada com uso de técnicas cromatográficas, com colheita e extração de amostras atmosféricas a aplicar a metodologia definida na norma EN 15549:2008. Os dados obtidos revelaram que os níveis de BaP frequentemente excedem os limites legais europeus durante os meses de inverno, a potenciar impactes negativos na saúde respiratória e cardiovascular da população local. Os resultados indicam que a queima de lenha é uma das principais fontes de poluição por BaP na cidade. O estudo conclui pela necessidade de políticas públicas para uma melhor monitorização de BaP, além da substituição de sistemas de aquecimento tradicionais por tecnologias mais limpas, bem como pela sensibilização da população sobre os riscos associados a práticas de combustão inadequadas.

Palavras-chave: Benzo(a)pireno; Lareiras; Qualidade do ar; Cromatografia gasosa

ABSTRACT

The study investigated the influence of the use of residential fireplaces on the concentration of benzo(a)pyrene (BaP) in urban air in the city of Viseu, Portugal. BaP, a highly carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbon, is emitted mainly by the incomplete combustion of biomass. The analysis was carried out using chromatographic techniques, with atmospheric samples collected and extracted using the methodology defined in standard EN 15549:2008. The data obtained revealed that BaP levels frequently exceed European legal limits during the winter months, potentiating negative impacts on the respiratory and cardiovascular health of the local population. The results indicate that wood burning is one of the main sources of BaP pollution in the city. The study concludes that there is a need for public policies to better monitor BaP, in addition to replacing traditional heating systems with cleaner technologies, as well as sensitising the population to the risks associated with inadequate combustion practices.

Keywords: Benzo(a)pyrene; Fireplaces; Air quality; Gas chromatography

ÍNDICE GERAL

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	ENQUADRAMENTO.....	15
1.2	OBJETIVOS DA INVESTIGAÇÃO	15
1.3	ABORDAGEM METODOLÓGICA	16
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	ENQUADRAMENTO LEGISLATIVO.....	17
2.2	HIDROCARBONETOS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS	20
2.2.1	<i>Caracterização dos PAH</i>	20
2.2.2	<i>Caracterização do Benzo(a)pireno</i>	21
2.2.3	<i>Fontes e formação de BaP</i>	21
2.3	EFEITOS DOS PAH NA SAÚDE HUMANA	22
2.3.1	<i>Efeitos ecotoxicológicos dos PAH</i>	23
2.4	BENZO(A)PIRENO NA EUROPA	23
2.5	BENZO(A)PIRENO EM PORTUGAL	26
3	CARACTERIZAÇÃO DE VISEU	28
3.1	CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL	28
3.2	CARACTERIZAÇÃO DA POPULAÇÃO	28
3.3	CARACTERIZAÇÃO DOS MEIOS DE TRANSPORTE.....	28
3.4	CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE AQUECIMENTO DAS HABITAÇÕES.....	29
3.5	CARACTERIZAÇÃO DAS ATIVIDADES	31
3.6	CARACTERIZAÇÃO DO CLIMA	32
3.7	CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS.....	39
3.8	CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DO AR	43
3.8.1	<i>Nacional</i>	43
3.8.2	<i>Região de Viseu</i>	46
4	METODOLOGIA/ MÉTODOS/ MATERIAIS	51
4.1	DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PM ₁₀	51
4.1.1	<i>Equipamentos</i>	51
4.2	DESENVOLVIMENTO DO MÉTODO DE ANÁLISE DO BAP	53

4.2.1	<i>Equipamentos Utilizados</i>	53
4.2.2	<i>Parâmetros GC/MS</i>	54
4.2.3	<i>Curva de calibração</i>	54
4.3	PREPARAÇÃO E EXTRAÇÃO DAS AMOSTRAS.....	57
4.3.1	<i>Concentração da Amostra</i>	58
4.3.2	<i>Teste de Recuperação da amostra</i>	59
5	ANÁLISE DOS RESULTADOS	60
5.1	CONCENTRAÇÃO DE PM ₁₀	60
5.2	CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS.....	63
5.3	CONCENTRAÇÃO DE BAP.....	69
5.3.1	<i>Curva de calibração</i>	69
5.3.2	<i>Resultados dos Cromatogramas das Amostras</i>	73
6	CONCLUSÃO	79
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Valores-limite estabelecidos pela Diretiva 2008/50/CE acompanhado dos valores da proposta de diretiva de 2022 e dos valores orientados pela OMS.	18
Tabela 2 – Dados acerca da carcinogenicidade e genotoxicidade de PAH.	20
Tabela 3 - Tipo de aquecimento utilizado com maior frequência em Portugal com base em alojamentos familiares clássicos de residencia habitual (adaptado de INE, 2021). .	30
Tabela 4 - Estabelecimentos (N.º) no concelho de Viseu e Atividade económica (CAE Rev. 3).	31
Tabela 5 - Estação de Monitorização da Qualidade de Ar analisada.	47
Tabela 6 - Número de excedências ao valor limite de 50 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de Setembro) na concentração de PM_{10} no ar ambiente, observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte. Dados obtidos no sítio internet da APA http://qualar.apambiente.pt	47
Tabela 7 - Valores anuais (base diária) da concentração de PM_{10} no ar ambiente, observados na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte e valor limite (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de Setembro). Dados obtidos no sítio internet da APA http://qualar.apambiente.pt	48
Tabela 8 - Número de excedências ao valor limite horário de 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de Setembro) na concentração de NO_2 no ar ambiente, observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte. Dados obtidos no sítio internet da APA http://qualar.apambiente.pt	48
Tabela 9 - Valores anuais (base diária) da concentração de NO_2 no ar ambiente, observados nas Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte e valor limite (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro). Dados obtidos no sítio internet da APA http://qualar.apambiente.pt	48
Tabela 10 - Número de excedências ao Limiar de Alerta, ao Limiar de Informação à população e ao Valor-Alvo de proteção da saúde humana para o O_3 no ar ambiente, observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro). Dados obtidos no sítio internet da APA http://qualar.apambiente.pt	49

Tabela 11 - Índice de Qualidade do Ar na Zona Centro Interior para os anos de 2011 a 2023. Dados obtidos no sítio internet da APA (http://qualar.apambiente.pt).....	49
Tabela 12 - Concentração média de PM ₁₀ (µg/m ³) nos períodos caracterizados.	63
Tabela 13 – Relação entre a concentração do padrão com a área do pico de BaP no cromatograma correspondente.....	73
Tabela 14 – Resultados obtidos da concentração de BaP (ng/m ³).....	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Estrutura molecular do Benzo(a)pireno.....	21
Figura 2 - Média anual de BaP em países da Europa em 2022 (adaptado de Agência Europeia do Ambiente, 2022).....	24
Figura 3 - Média anual de BaP em países da Europa de 2013 a 2022 (adaptado de Agência Europeia do Ambiente, 2022).....	25
Figura 4 - Mapa de Portugal com a densidade demográfica do Município de Viseu (INE, 2021).....	28
Figura 5 – Mapa de Viseu com o valor correspondente ao índice de desemprego (INE, 2021).....	31
Figura 6 - Temperatura média mensal e média anual registada na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.	33
<i>Figura 7 - Número médio mensal de dias com temperatura máxima (Tx) igual ou superior a 25°C e 30°C e com temperatura mínima (Tn) igual ou inferior a 20°C e 0°C, registadas na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.</i>	<i>33</i>
<i>Figura 8 - Número médio mensal de dias, com quantidade de precipitação diária igual ou superior a 1mm, 10mm, 20mm e 30mm, registada na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.</i>	<i>34</i>
<i>Figura 9 - Média da quantidade de precipitação total mensal registada na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.</i>	<i>35</i>
<i>Figura 10 - Número de horas de insolação média mensal registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 1979, 1979 a 1981 e 1988 a 1991 e evaporação média mensal no período de 1971 a 2000.</i>	<i>36</i>
<i>Figura 11 - Variação da média mensal da humidade relativa do ar na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.</i>	<i>37</i>
Figura 12 - Média mensal da frequência de direção e velocidade do vento registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.....	38
<i>Figura 13 - Média anual da frequência e velocidade média do vento registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.</i>	<i>38</i>

<i>Figura 14 - Média do número de dias mensais com ocorrência de trovoada, granizo, neve, nevoeiro e geada registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000. ...</i>	39
Figura 15 - Emissões de poluentes atmosféricos em Viseu e Portugal para os anos de 2015, 2017 e 2019. A) NO _x (ton/km ²). B) CO ₂ (kton/ano). C) CO (ton/km ²). D) CO ₂ (ton/km ²) (APA, 2021a).....	41
Figura 16 – Emissões de PM10 em tonelada por km ² em Viseu e Portugal para os anos de 2015, 2017, 2019 (APA, 2021a).....	42
Figura 17 - Emissões de NO _x por tipo de fonte em tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).	42
Figura 18 - Emissões de PM10 por tipo de fonte em tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).....	42
Figura 19 - Emissões de CO ₂ por tipo de fonte em kilo tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).....	43
Figura 20 - Emissões de CO por tipo de fonte em tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).	43
Figura 21 - Concentração média anual de PM 10 e número de estações que monitorizam estas partículas em Portugal (APA, 2023).....	44
Figura 22 - Evolução da percentagem do número de dias com IQAr Médio, Mau/Fraco e Muito bom/Bom (APA, 2023).....	45
Figura 23 - Ultrapassagem ao limiar de informação ao público e número de estações que monitorizam.....	46
Figura 24 – Localização da EMQA IPV/ESTGV durante o período do estudo (Coordenadas WGS84: 40.643463°N -7.918863°W).	52
Figura 25 – Analisador de PM10 utilizado no estudo.	53
Figura 26 – Forno do Cromatógrafo com a coluna capilar de sílica fundida.	54
Figura 27 – Seringa para cromatografia gasosa (1 µl).	55
Figura 28 – Cromatógrafo a gás Agilent 6890 Series.	56
Figura 29 - Massa de BaP aferida por uma balança de precisão utilizada para a confeção dos padrões.	57
Figura 30 - Amostra a ser cortada em partes menores.	57

Figura 31 - Amostra para extração por banho ultrassónico.....	58
Figura 32 - Método de concentração da amostra por evaporação rotativa.....	59
Figura 33 – Concentração de PM ₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) e na EMQA de Fornelo do Monte (CCDR Centro).	60
Figura 34 – Concentração de PM ₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 28/12/23 a 7/1/24.	61
Figura 35 – Concentração de PM ₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 8/1/24 a 21/1/24.	61
Figura 36 – Concentração de PM ₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 22/1/24 a 4/2/24.	62
Figura 37 – Concentração de PM ₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 5/2/24 a 18/2/24.	62
Figura 38 – Concentração de PM ₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 2/7/24 a 15/7/24.	63
Figura 39 – Temperatura e precipitação no período de 28/12/23 a 7/1/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.....	64
Figura 40 – Temperatura e precipitação no período de 8/1/24 a 21/1/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.	65
Figura 41 – Temperatura e precipitação no período de 22/1/24 a 4/2/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.	66
Figura 42 – Temperatura e precipitação no período de 5/2/24 a 18/2/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.	67
Figura 43 – Temperatura e precipitação no período de 3/7/24 a 15/7/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.	68
Figura 44 - Cromatograma da solução padrão 0,1 µg/ml de BaP	69
Figura 45 - Cromatograma da solução padrão 0,25 µg/ml de BaP.	70
Figura 46 - Cromatograma da solução padrão 0,5 µg/ml de BaP.	70
Figura 47 - Cromatograma da solução padrão 1,0 µg/ml de BaP.	71
Figura 48 - Cromatograma da solução padrão 1,5 µg/ml de BaP.	71

Figura 49 - Cromatograma da solução padrão 2,0 µg/ml de BaP.	72
Figura 50 - Cromatograma da solução padrão 2,5 µg/ml de BaP.	72
Figura 51 - Representação gráfica da curva de calibração de BaP.....	73
Figura 52 – Primeiro cromatograma do teste de recuperação 2,5 µg/ml de BaP.	74
Figura 53 - Segundo cromatograma do teste de recuperação 2,5 µg/ml de BaP.....	74
Figura 54 - Cromatograma correspondente à amostra do intervalo 28/12 a 7/1 de 2024.	75
Figura 55 - Cromatograma correspondente à amostra do intervalo 8/1 a 21/1 de 2024.	75
Figura 56 - Cromatograma correspondente à amostra do intervalo 22/1 a 4/2 de 2024.	76
Figura 57 - Cromatograma da amostra do intervalo 5/2 a 18/2 de 2024.....	76
Figura 58 – Cromatograma da amostra do intervalo 3/7 a 15/7 de 2024.	77

LISTA DE SIGLAS / ABREVIATURA

APA	Agência Portuguesa do Ambiente
BaP	Benzo(a)pireno
CAS	Chemical Abstracts Service
CCDR	Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional
NMCOV	Composto Orgânico Volátil Não Metano
EMQA	Estação de Monitorização da Qualidade do Ar
ENAR	Estratégia Nacional para o Ar
ESTGV	Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu
EU	União Europeia
GC/MS	Cromatografia Gasosa acoplada à Espectrometria de Massa
IARC	Agência Internacional para a Investigação do Cancro
INERPA	Inventário Nacional de Emissões por Fontes e Remoção por Sumidouros de Poluentes Atmosféricos
IPV	Instituto Politécnico de Viseu
IQAr	Índice de Qualidade do Ar
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAH	Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos)
PM10	Partículas em suspensão com diâmetro inferior ou igual a 10 micrómetros
PM2.5	Partículas em suspensão com diâmetro inferior ou igual a 2,5 micrómetros
PNCPA	Plano Nacional de Redução de Poluição Atmosférica

1 INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

A utilização de lenha para o aquecimento residencial tem um impacto significativamente negativo na qualidade do ar ambiente devido à alta emissão de partículas finas (PM₁₀ e PM_{2.5}) (*e.g.* Simoneit, 2002). Contida nas partículas, está o benzo(a)pireno (BaP), que é um Hidrocarboneto Aromático Policíclico (Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)), que tem como origem a combustão incompleta de biomassa, carvão, óleo, combustíveis a base de gasolina e diesel (*e.g.* Hellén et al., 2016).

Foram relatadas associações positivas entre os PAH ambiente e cancro de mama, câncros infantis e cancro de pulmão, além de outros efeitos não carcinogénicos que afetam, principalmente, o sistema respiratório (WHO, 2021). Devido às suas características que ameaçam a saúde pública, a Diretiva 2004/107/CE estabeleceu um valor alvo para a concentração de BaP no ar ambiente, transposto para o Decreto-Lei nº 102/2010, sendo 1 ng/m³ como média anual a partir de médias diárias, teor total na fração de PM₁₀. Segundo a Agência Europeia do Ambiente (2022), os níveis de concentração PAH e BaP observados na atmosfera, relativos ao ano de 2022, foram relativamente altos em relação aos valores-alvo, principalmente ao norte da Itália e na Polónia, o que causa preocupação sobre os rumos da qualidade do ar na Europa. A presença de valores de concentração de material particulado e PAH acima das diretrizes internacionais sobre ar ambiente externo tem potencial para o desenvolvimento de enfermidades em crianças além do cancro, como asma, infeções pulmonares, doenças de pele e alergias, com maior risco para as que frequentam escolas em áreas com poluição urbana e industrial (*e.g.* Oliveira et al., 2019). Numa pesquisa realizada na região de Lombardia (Itália) por Gianelle et al. (2013), foi constatado que há um aumento na razão BaP/PM₁₀ em locais onde há o uso de lenha para combustão, como em áreas residenciais e pizzarias.

1.2 Objetivos da investigação

O objetivo genérico é a análise do impacto causado pelo uso constante de lareiras na concentração de BaP no ar ambiente em espaços urbanos.

O objetivo específico é a determinação da concentração de BaP no ar da cidade de Viseu e a análise da sua relação com a utilização das lareiras.

1.3 Abordagem metodológica

As PM₁₀ foram amostradas e determinadas pelo método da norma EN 16450:2017 (Amostragem e determinação de partículas em suspensão: fração PM₁₀. Método de absorção por radiação beta) e a determinação do BaP foi efetuada por uma adaptação do método da norma EN 15549:2008 (Air quality - Standard method for the measurement of the concentration of benzo[a]pyrene in ambient air) definido na Diretiva Europeia EU 2015/1480. Foram realizadas campanhas de amostragem e determinação das PM₁₀, no ar da cidade de Viseu, com recurso à Estação de Monitorização de Qualidade do Ar do IPV/ESTGV e a concentração de BaP nas PM₁₀ foi determinada laboratorialmente por cromatografia gasosa e espetrometria de massa (GC/MS).

2 REVISÃO DE LITERATURA

A história do BaP remonta ao início do século XX, quando foi identificado pela primeira vez como um componente cancerígeno em alcatrão de hulha e fumo de cigarro (Osborne & Crosby, 1987). A equipe de Barry et al., no Instituto de Pesquisa do Cancro, em Londres no ano de 1935, foi pioneira na preparação e identificação do BaP, a estabelecer a base para estudos posteriores sobre seus efeitos tóxicos e carcinogénicos.

Nos anos 1980, avanços significativos foram feitos na deteção de adutos de DNA de benzo(a)pireno utilizando imunoensaios, o que permitiu a quantificação precisa de exposições ao BaP em humanos e animais (Perera et al., 1982).

Um estudo realizado por Shimizu et al. (2000), apontou que a carcinogenicidade do BaP é perdida em camundongos deficientes no recetor de hidrocarbonetos aril (AhR), destacando a importância desse recetor nos processos de ativação metabólica do BaP, de forma a permitir uma melhor compreensão dos mecanismos de carcinogenicidade do BaP.

Com base nos conhecimentos adquiridos ao longo do tempo acerca das implicações na saúde provocadas pela exposição ao BaP, o mesmo passou a ser regulado e legislado por entidades governamentais em todo o mundo, além do desenvolvimento dos métodos de medição.

2.1 Enquadramento Legislativo

O BaP é regulado por diversas normativas internacionais e nacionais com o objetivo de minimizar a sua presença no ambiente e proteger a saúde humana. A Diretiva 2004/107/CE do Parlamento Europeu e do Conselho constitui um marco importante no contexto europeu, ao estabelecer limites para a concentração de BaP no ar ambiente. Esta diretiva fixa como objetivo uma concentração anual de 1 ng/m³ de BaP associado às partículas PM10, valor considerado necessário para reduzir os riscos de cancro associados à exposição prolongada.

Este objetivo foi transposto para a legislação nacional portuguesa através do Decreto-Lei n.º 102/2010, que define as diretrizes para o monitorização e controlo da qualidade do ar no país, e tem a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) como a responsável por implementar planos e políticas de ambiente no âmbito nacional. O Plano Nacional de Redução de Poluição Atmosférica (PNCPA), coordenado pela APA, estabelece metas claras e integradas para a redução das emissões de poluentes atmosféricos, incluindo as emissões de BaP, alinhando-se às orientações europeias e promovendo uma abordagem transversal e setorial (APA, 2021).

Os limites para poluentes atmosféricos na Europa foram estabelecidos pela Diretiva 2008/50/CE e são apresentados na Tabela 1 em conjunto com os valores da proposta para uma nova Diretiva feita em 2022 e valores orientados pela Organização Mundial da Saúde (OMS).

Tabela 1 - Valores-limite estabelecidos pela Diretiva 2008/50/CE acompanhado dos valores da proposta de diretiva de 2022 e dos valores orientados pela OMS.

<i>Poluente</i>	<i>Concentração (2008/50/CE)</i>	<i>Concentração (Proposta 2022)</i>	<i>Valores orientados pela Organização Mundial da Saúde</i>	<i>Período de média</i>	<i>Excedências permitidas por ano (2008)</i>	<i>Excedências permitidas por ano (proposta 2022)</i>
<i>Partículas finas (PM2.5)</i>	20 µg/m ³	10 µg/m ³	5 µg/m ³	1 ano	n/a	n/a
	n/a	n/a	15 µg/m ³	24 horas	n/a	n/a
	n/a	25 µg/m ³	n/a	1 hora	n/a	18
<i>Dióxido de enxofre (SO2)</i>	n/a	n/a	500 µg/m ³	10 minutos	n/a	n/a
	350 µg/m ³	350 µg/m ³	n/a	1 hora	24	24
	125 µg/m ³	50 µg/m ³	40 µg/m ³	24 horas	3	3
	n/a	20 µg/m ³	n/a	1 ano	n/a	n/a
<i>Dióxido de azoto (NO2)</i>	200 µg/m ³	200 µg/m ³	200 µg/m ³	1 hora	18	1
	n/a	50 µg/m ³	25 µg/m ³	24 horas	n/a	18
	40 µg/m ³	20 µg/m ³	10 µg/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>Material particulado (PM10)</i>	50 µg/m ³	45 µg/m ³	45 µg/m ³	24 horas	35	18
	40 µg/m ³	20 µg/m ³	15 µg/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>Chumbo (Pb)</i>	0.5 µg/m ³	0.5 µg/m ³	0.5 µg/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>Monóxido de carbono (CO)</i>	10 mg/m ³	10 mg/m ³	10 mg/m ³	Média máxima de 8 horas por dia	n/a	n/a
	n/a	n/a	30 mg/m ³	1 hora	n/a	n/a
	n/a	4 mg/m ³	4 mg/m ³	24 horas	n/a	18
<i>Benzeno</i>	5 µg/m ³	3,4 µg/m ³	1,7 µg/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>Ozono</i>	120 µg/m ³	120 µg/m ³	100 µg/m ³	Média máxima de 8 horas por dia	25 dias em média ao longo de 3 anos	18 dias em média ao longo de 3 anos
	n/a	n/a	60 µg/m ³	Média máxima de 8 horas por dia durante os 6 meses com maior concentração, de forma consecutiva.	n/a	n/a
<i>Arsénio (As)</i>	6 ng/m ³	6 ng/m ³	6,6 ng/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>Cádmio (Cd)</i>	5 ng/m ³	5 ng/m ³	5 ng/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>Níquel (Ni)</i>	20 ng/m ³	20 ng/m ³	25 ng/m ³	1 ano	n/a	n/a
<i>PAH</i>	1 ng/m³ (expresso como concentração de Benzo(a)pireno)	1 ng/m³ (expresso como concentração de Benzo(a)pireno)	0,12 ng/m³ (expresso como concentração de Benzo(a)pireno)	1 ano	n/a	n/a

A legislação realça a importância do monitoramento do BaP visto que é a referência para os PAH nos valores-limite. No caso dos metais e do monóxido de carbono, os valores da legislação e os orientados pela OMS mantêm-se próximos, o que proporciona um bom indicativo da capacidade de controle desses poluentes, ao contrário do caso do benzeno e, principalmente, dos PAH.

A nível global, a Agência Internacional para a Investigação do Cancro (IARC) classifica o BaP como um carcinogénico humano do Grupo 1, o que tem impulsionado várias iniciativas regulatórias internacionais. Entre estas destaca-se a Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), que inclui o BaP e outros PAH na sua lista de substâncias sujeitas a medidas rigorosas de controlo e eliminação progressiva. Embora o BaP não esteja explicitamente listado como um POP prioritário, é frequentemente incluído em avaliações devido ao seu comportamento persistente no ambiente e aos impactos na saúde (IARC, 2010).

Em Portugal, as diretivas europeias são seguidas, e políticas específicas são implementadas para enfrentar os desafios relacionados às emissões de BaP. O papel das Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) é crucial nesse processo, sendo estas responsáveis por monitorizar a qualidade do ar em suas regiões, coordenar ações locais de mitigação e garantir que as metas do PNCPA sejam cumpridas a nível regional. Estudos como os de Slezakova et al. (2013) destacam a relevância do BaP como indicador de poluição do ar em áreas urbanas e industriais, que sublinham a necessidade de uma fiscalização rigorosa e de monitorização contínua. Adicionalmente, têm sido incentivadas políticas de transição energética que promovem a substituição de combustíveis sólidos por alternativas mais limpas, de forma a reduzir as emissões de BaP resultantes da combustão de biomassa e carvão (Albuquerque et al., 2016).

A legislação atual reconhece igualmente a importância da sensibilização pública e da educação ambiental como ferramentas para mitigar os riscos associados ao BaP. A Estratégia Nacional para o Ar (ENAR 2020), por exemplo, sublinha a necessidade de integrar ações educativas nas medidas de controlo da qualidade do ar, a promover uma maior conscientização sobre os riscos da poluição atmosférica e a incentivar práticas sustentáveis. Apesar dos avanços legislativos, subsistem desafios significativos, sobretudo no que respeita à aplicação efetiva das normas em contextos locais, onde práticas tradicionais e limitações económicas podem dificultar a implementação de soluções mais limpas (Coutinho et al., 2005).

2.2 Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

2.2.1 Caracterização dos PAH

Harvey (1997) define os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos como uma ampla classe de substâncias compostos por anéis benzenoides fundidos (PAH alternados), mas também podem ser compostos de anéis insaturados de quatro, cinco e seis membros (PAH não alternados). Dentro do grupo, os compostos variam de moléculas semivoláteis a moléculas com altos pontos de ebulição. Os compostos podem existir com um grande número de estruturas e, dependendo da complexidade dos PAH, num grande número de isômeros. Os PAH são geralmente lipofílicos, uma propriedade que aumenta com o aumento da complexidade dos compostos e que faz com que sejam facilmente absorvidos pela pele, inalados ou ingeridos, com uma rápida distribuição pelo organismo.

A Tabela 2 apresenta uma lista de PAH e a sua relação com a carcinogenicidade e a genotoxicidade, o Benzo(a)pireno é apresentado como uma molécula com suficiência para ambas características.

Tabela 2 – Dados acerca da carcinogenicidade e genotoxicidade de PAH (Adaptado de Pereira Netto et al., 2000).

<i>HPA</i>	<i>Carcinogenicidade</i>	<i>Genotoxicidade</i>
<i>Fluoreno</i>	I	L
<i>Fenantreno</i>	I	L
<i>Antraceno</i>	N	N
<i>Fluoranteno</i>	N	L
<i>Pirene</i>	N	L
<i>Benzofluorenos</i>	I	I
<i>Benzofluorantenos</i>	S	I
<i>Ciclopenta[cd]pireno</i>	L	S
<i>Benzo[a]antraceno</i>	S	S
<i>Criseno</i>	L	L
<i>Trifenileno</i>	I	I
<i>Benzo[e]pireno</i>	I	L
<i>Benzo(a)pireno</i>	S	S
<i>Perileno</i>	I	I
<i>Indeno[1,2,3-cd]pireno</i>	S	I
<i>Dibenz[ac]antraceno</i>	L	S
<i>Dibenz[a]antraceno</i>	S	S
<i>Dibenz[aj]antraceno</i>	L	I
<i>Benzo[ghi]perileno</i>	I	I
<i>Antantreno</i>	L	I

HPA	Carcinogenicidade	Genotoxicidade
<i>Coroneno</i>	I	I
<i>Dibenzo[ae]fluoranteno</i>	L	N
<i>Dibenzopirenos</i>	S	I
<i>2-nitronaftaleno</i>	N	L
<i>1-nitropireno</i>	I	S

S = Suficientes; I = Insuficientes; L = Limitados; N = Não Carcinogénico

2.2.2 Caracterização do Benzo(a)pireno

Tal como anteriormente referido é um dos diversos PAH que se formam durante a combustão incompleta de matéria orgânica. É o PAH mais bem estudado, uma substância indutora de cancro para a qual os dados toxicológicos servem de referência quantitativa para todo o subgrupo carcinogénico (*e.g.* Williams et al., 2015). O BaP possui o n.º de identificação, Chemical Abstracts Service (CAS), CAS 50-32-8), formula molecular, C₂₀H₁₂, *vide* Figura 1.

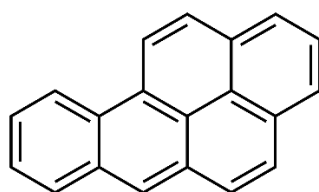


Figura 1 - Estrutura molecular do Benzo(a)pireno.

Os PAH de maior peso molecular, como o BaP (252,31 g/mol), estão principalmente associados a partículas finas, o que lhes permite percorrer longas distâncias antes de serem depositados. A natureza hidrofóbica dos PAH leva à sua adsorção em matéria particulada, facilitando o seu transporte na atmosfera (*e.g.* Basavaiah et al., 2017). Uma vez transportado pelo ar, o BaP pode sofrer vários processos de degradação, incluindo reações fotoquímicas e oxidação, que podem transformar o composto e afetar o seu destino ambiental (Friedman et al., 2014).

2.2.3 Fontes e formação de BaP

As principais fontes antropogénicas de emissão de PAH no ar ambiente são a queima de resíduos agrícolas, a combustão incompleta ou pirólise de matéria orgânica como, por exemplo, emissões do tráfego rodoviário, cigarros, aquecimento doméstico ou cozinhar (*e.g.* IARC, 2010;

WHO, 2021). Por outro lado, as fontes naturais de BaP incluem incêndios florestais, erupções vulcânicas e a decomposição de matéria orgânica (e.g. Saha et al., 2012).

O processo de combustão incompleta desempenha um papel crucial na formação de PAH, incluindo o BaP. Quando a matéria orgânica é queimada em condições de deficiência de oxigênio, a combustão é incompleta, a resultar na liberação de compostos parcialmente oxidados, como o BaP. O aquecimento residencial com uso de lareiras é um contribuinte significativo para as emissões de benzopireno, uma vez que a combustão da madeira em lareiras frequentemente ocorre em condições subótimas, a levar à geração desses poluentes nocivos (Gustafson et al., 2005). Estudos realizados ao norte da Itália relacionam as estações, às emissões de BaP por aquecimento doméstico, com obtenção de valores entre 30 e 70%, no outono e inverno, e valores insignificantes no verão (Van Drooge & Ballesta, 2009).

As emissões da combustão da madeira consistem, principalmente, em material particulado, alcatrão e compostos voláteis. Esse material particulado em suspensão pode ser depositado no solo, na vegetação ou em outras superfícies, conseqüentemente, atinge plantações e expõe os humanos aos PAH através dos alimentos contaminados (Boström et al., 2002).

Os padrões de concentração de BaP são influenciados não apenas pelas fontes locais de emissão, mas também por processos de transporte atmosférico. A modelagem química realizada pela Rede de Informação e Observação do Ambiente Europeu (European Environment Information and Observation Network (Eionet)) indica que o transporte de longo alcance pode contribuir significativamente para os níveis de BaP em áreas distantes das fontes primárias de emissão. Este fenômeno é particularmente relevante para regiões rurais, onde as medições de BaP frequentemente subestimam sua presença devido à baixa densidade de estações de monitoramento. Outro fator importante na distribuição do BaP é o tipo de uso da terra. Estudos de modelagem e análise espacial indicam que as áreas urbanas apresentam concentrações mais altas de BaP devido à densidade populacional e à maior concentração de fontes emissoras. Em contrapartida, áreas naturais e agrícolas geralmente apresentam níveis mais baixos, exceto em casos onde o transporte atmosférico deposita poluentes oriundos de regiões distantes (Horálek et al., 2021).

2.3 Efeitos dos PAH na Saúde Humana

Os humanos podem ser expostos aos PAH através da inalação, contato dérmico ou ingestão de alimentos contaminados. A natureza hidrofóbica do BaP facilita a sua bioacumulação na cadeia alimentar, a aumentar ainda mais o risco de exposição humana e o potencial de resultados adversos para a saúde (e.g. Basavaiah et al., 2017), com rápida absorção pelo trato

gastrointestinal e com acúmulo, principalmente, em tecido adiposo (Abdel-Shafy & Mansour, 2016).

A evidência científica atual aponta para um aumento na incidência de cancro em populações expostas aos PAH no ar ambiente, dado que são assumidos como causadores de dano direto ao DNA. Associações entre PAH no ambiente e cancro de mama, cancro em crianças e cancro pulmonar já foram reportados (WHO, 2021). A carcinogenicidade dos PAH é associada ao aumento no número de anéis benzenoides e à ativação metabólica de intermediários diol epóxido reativos com a subsequente ligação covalente a alvos críticos no DNA (Boström et al., 2002).

Além do risco de cancro, a exposição aos PAH também está relacionada com outros problemas de saúde como insuficiência respiratória, diminuição da função imunitária, cataratas, lesões renais e hepáticas, aumento de asma, e aumento de mortalidade e morbidade de doenças de obstrução pulmonar. Estudos epidemiológicos humanos em conjunto à experimentos em animais sugerem que a exposição a material particulado originado da combustão, aumentam o risco para o desenvolvimento de doenças cardiovasculares (Abdel-Shafy & Mansour, 2016; WHO, 2021).

A curto prazo, a exposição a níveis mais elevados de PAH pode causar irritação ocular, náuseas, vômitos, diarreia e confusão, a irritação e inflamação da pele também podem ocorrer em contato direto com antraceno, BaP e naftaleno (Abdel-Shafy & Mansour, 2016).

2.3.1 Efeitos ecotoxicológicos dos PAH

A toxicidade dos PAH para os organismos aquáticos é afetada pelo metabolismo e pela fotooxidação e são geralmente mais tóxicos na presença de luz ultravioleta. Os PAH podem ter uma toxicidade elevada para os organismos aquáticos e as aves. É pouco provável que os PAH no solo exerçam efeitos tóxicos nos invertebrados terrestres, exceto quando o solo está altamente contaminado. Os efeitos adversos nestes organismos aparecem na forma de tumores e problemas na reprodução, desenvolvimento e imunidade (Abdel-Shafy & Mansour, 2016).

2.4 Benzo(a)pireno na Europa

O BaP normalmente está presente em altas concentrações em misturas de PAH, portanto, é adotado como o principal indicador de PAH cancerígenos (Boström et al., 2002; Bukowska et al., 2022). A Figura 2 apresenta um mapa com pontos de amostragem e as respectivas concentrações de BaP pela Europa, assim como o valor-limite de concentração imposto pela Diretiva 2008/50/EC de 1 ng/m³ de BaP e o valor recomendado pela OMS de 0,12 ng/m³. Pode-

se constatar uma maior presença de BaP na Polónia, Eslováquia, Chéquia e ao norte da Itália, assim como a presença de poucos pontos de amostragem em Portugal, sendo esse fator uma das justificativas para a realização deste trabalho. Estudos realizados na região de Lombardia, ao norte da Itália, apresentaram valores de BaP que chegam aos 10 ng/m³, sendo o aquecimento doméstico responsável por mais de 70% das emissões anuais de BaP na região (Gianelle et al., 2013).

A Agência Europeia do Ambiente (2022) também apresenta dados da média de BaP anual ao longo dos anos 2013 a 2022, *vide* Figura 3, no qual, apresenta uma redução na média entre todos os países com o passar dos anos, a ser notada principalmente na Polónia, Eslováquia e Croácia.

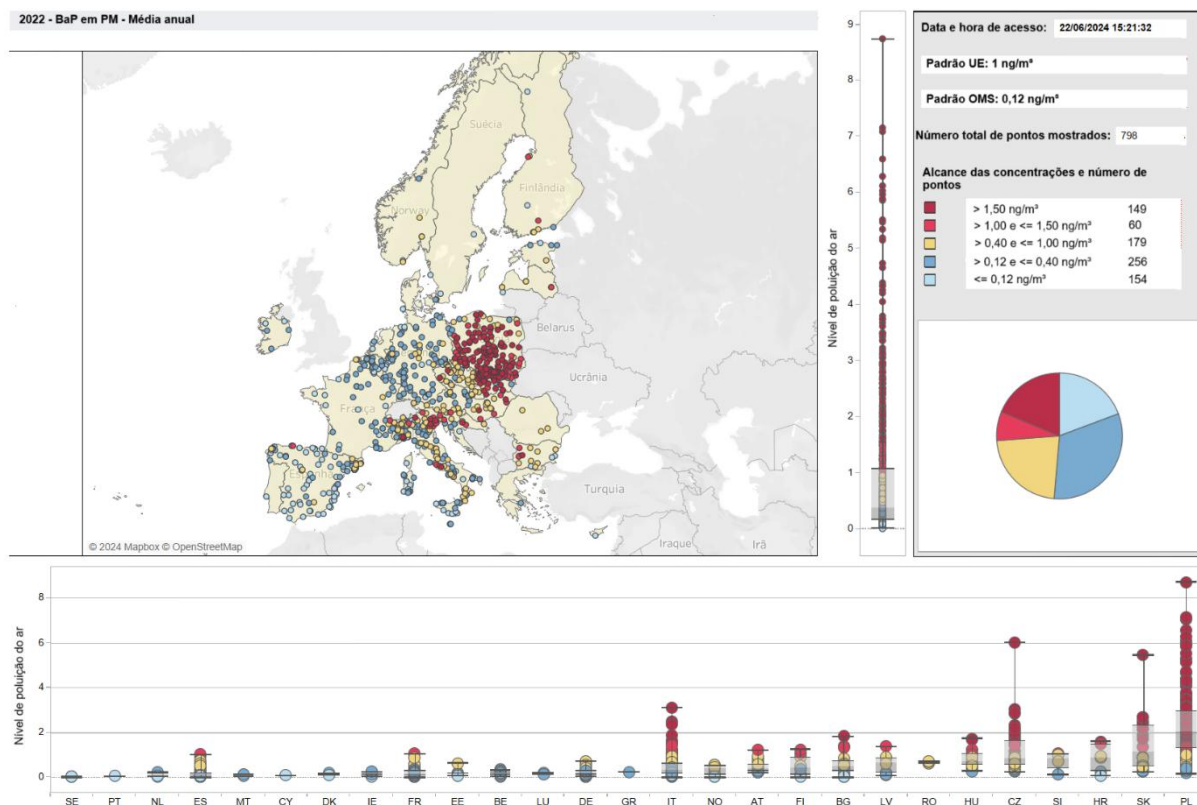


Figura 2 - Média anual de BaP em países da Europa em 2022 (adaptado de Agência Europeia do Ambiente, 2022).

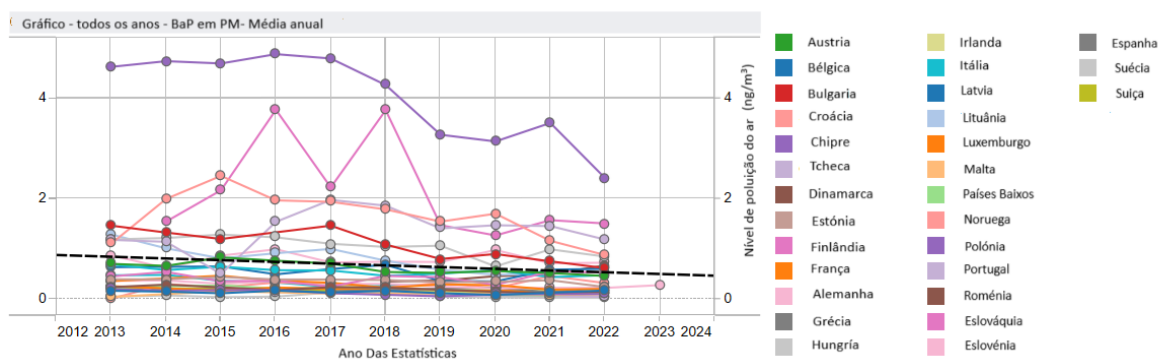


Figura 3 - Média anual de BaP em países da Europa de 2013 a 2022 (adaptado de Agência Europeia do Ambiente, 2022).

Na Polónia, os níveis de BaP são os mais elevados da Europa, ultrapassando largamente os limites estabelecidos pela União Europeia e pela OMS. Relatórios recentes indicam que cerca de 80% das emissões de BaP no país provém de sistemas de aquecimento doméstico, especialmente em áreas rurais e urbanas de menor dimensão, onde o uso de carvão como fonte de energia ainda predomina (Sygit et al., 2012; Zgłobicki & Baran-Zgłobicka, 2024).

A dependência de combustíveis de baixa qualidade associada ao uso de equipamentos de aquecimento doméstico obsoletos e ineficientes, contribui de forma significativa para a gravidade do problema (Kryzia & Peplowska, 2019; Pachurka et al., 2018). Essa dependência é agravada pela falta de incentivos económicos para a substituição por sistemas mais limpos e eficientes. A substituição desses equipamentos obsoletos poderia melhorar significativamente a qualidade do ar e reduzir os riscos de saúde associados à exposição a poluentes, como BaP (Dawiec & Ginda, 2019).

Cidades como Cracóvia, Katowice e Varsóvia frequentemente figuram entre as mais poluídas da Europa, com níveis alarmantes de BaP e outros poluentes relacionados. Em Cracóvia, por exemplo, estudos apontam que o uso residencial de carvão representa uma das principais fontes de poluição atmosférica durante o inverno, afetando diretamente a saúde pública local e aumentando a incidência de doenças respiratórias e cancro de pulmão (Hubert et al., 2023; Porwisiak et al., 2023). Além disso, a região da Silésia, com a sua alta densidade industrial, contribui para a elevação das emissões de BaP, tornando-se um ponto crítico no país em termos de poluição ambiental e exposição humana (Hubert et al., 2023; Zgłobicki & Baran-Zgłobicka, 2024).

Na Chéquia, a poluição por BaP é amplamente influenciada pela combinação de emissões industriais, domésticas e pela importação transfronteiriça de poluentes provenientes da Polónia. As regiões industriais no norte e leste do país, como a Bacia de Ostrava-Karviná, destacam-se como áreas críticas devido à alta densidade de complexos siderúrgicos e metalúrgicos. Essas atividades industriais representam uma parcela significativa das emissões de BaP, especialmente pela dependência do carvão como fonte de energia nos processos de produção (Seibert et al., 2020; CHMI, 2023). A topografia do país, com vales e cadeias montanhosas, também contribui para a retenção dos poluentes, aumentando a sua persistência no ar (CHMI, 2023).

Os efeitos da exposição crónica ao BaP na Chéquia são alarmantes, com estudos que associam as concentrações elevadas do poluente a um aumento nos casos de doenças respiratórias e cancro de pulmão em populações das áreas industrializadas e residenciais afetadas. Em resposta, o Governo checo tem implementado políticas voltadas para a modernização dos sistemas de aquecimento doméstico, além de impor fiscalização mais rigorosa às emissões industriais. No entanto, o desafio persiste devido à necessidade de equilibrar o desenvolvimento económico e a redução da poluição, além da importância de reforçar a cooperação regional para mitigar os Impactes da poluição transfronteiriça (Pavlíková et al., 2021; Seibert et al., 2020).

2.5 Benzo(a)pireno em Portugal

Diferentes fontes contribuem para a presença de BaP na atmosfera portuguesa, sendo o tráfego rodoviário uma das principais em áreas urbanas. Estudos realizados em túneis rodoviários em Lisboa, indicaram concentrações elevadas de BaP em partículas com diâmetro inferior a 2,5 µm, demonstrando a influência direta das emissões veiculares (Cerqueira & Matos, 2019; C. Oliveira et al., 2011). Pesquisas realizadas no Porto por Slezakova et al., (2013) reforçam esta evidência, ao apresentarem uma contribuição significativa das rodovias e do tráfego intenso para os níveis deste poluente. Paralelamente, a queima de biomassa para aquecimento doméstico é outra fonte importante de BaP em Portugal, como reforçado por este trabalho, particularmente nos meses de inverno. Este padrão sazonal foi demonstrado em estudos realizados por Albuquerque et al., (2016) que registaram picos de concentração durante os períodos mais frios do ano, devido à utilização intensiva de combustíveis sólidos e a condições meteorológicas que dificultam a dispersão dos poluentes.

Além das emissões associadas ao tráfego e à queima de biomassa, as atividades industriais também desempenham um papel relevante, sobretudo em zonas industriais como a Área

Metropolitana do Porto. As emissões provenientes de processos industriais contribuem significativamente para os níveis de PAH, incluindo BaP, na atmosfera urbana, especialmente em áreas próximas às fontes emissoras. Essa interação entre as emissões de diferentes fontes resulta em níveis preocupantes de poluentes, exacerbados por fenómenos meteorológicos como inversões térmicas, frequentes no inverno, que limitam a dispersão dos poluentes e os mantêm próximos à superfície (Coutinho et al., 2005; Slezakova et al., 2011).

A variabilidade sazonal das concentrações de BaP em Portugal reflete alterações nos padrões de comportamento humano e nas condições climáticas. Durante o inverno, o uso intensivo de sistemas de aquecimento, combinado com condições atmosféricas desfavoráveis, resulta em picos de concentração, especialmente em áreas urbanas densamente povoadas. No verão, as concentrações tendem a diminuir devido à maior dispersão atmosférica e à menor utilização de biomassa.

O Governo português está a implementar um conjunto robusto de medidas regulamentares com o objetivo de combater a poluição atmosférica. A ENAR 2020 constitui um marco fundamental neste processo, definindo metas para a redução de poluentes como o BaP.

A estratégia centra-se na redução das emissões provenientes de setores como os transportes, a indústria e a combustão de biomassa, com especial foco em áreas urbanas e industriais. No entanto, o Tribunal de Contas (2020) identificou problemas na implementação prática de algumas medidas, e destaca a necessidade de reforçar a coordenação interinstitucional e os mecanismos de fiscalização.

3 CARACTERIZAÇÃO DE VISEU

3.1 Caracterização Espacial

Viseu, situado na região centro de Portugal, é reconhecido pela sua rica história, beleza natural e papel enquanto um dos principais centros urbanos da região de Dão-Lafões. O concelho abrange uma área de aproximadamente 507,1 km², dividida em 25 freguesias. A sua localização privilegiada, entre o litoral e o interior do país, faz de Viseu um ponto estratégico para ligações logísticas e comerciais. O território apresenta um relevo predominantemente ondulado, caracterizado por montes baixos e vales, destacando-se a Serra do Caramulo a oeste e a Serra da Estrela a leste.

3.2 Caracterização da População

Com uma população de cerca de 99 561 habitantes (INE, 2021), Viseu apresenta uma distribuição demográfica que conjuga áreas urbanas e rurais. A densidade populacional é de aproximadamente 196 habitantes por km², *vide* Figura 4, a concentrar-se maioritariamente na cidade de Viseu. O envelhecimento da população é uma tendência marcante, com uma proporção crescente de idosos, reflexo de baixas taxas de natalidade e da emigração de jovens para outras regiões ou países (PORDATA, 2023).

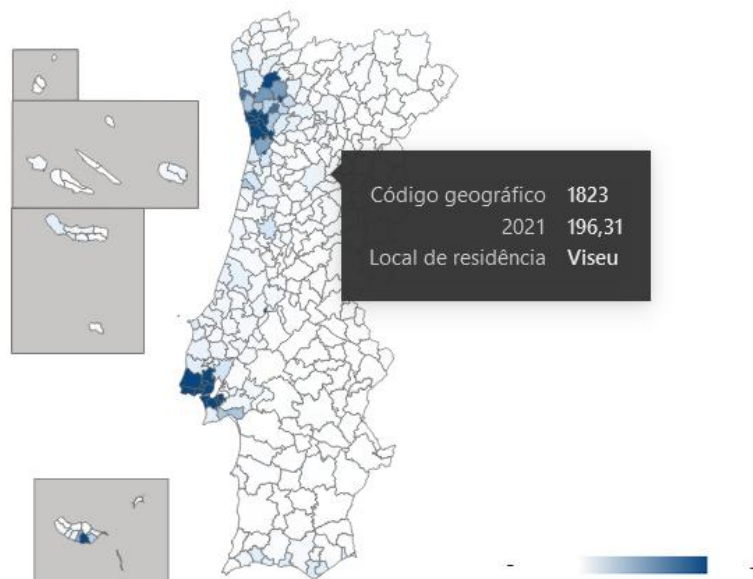


Figura 4 - Mapa de Portugal com a densidade demográfica do Município de Viseu (INE, 2021).

3.3 Caracterização dos Meios de Transporte

A infraestrutura de transportes em Viseu inclui uma rede rodoviária bem desenvolvida, com importantes vias como a A25, que liga Aveiro a Vilar Formoso, e a IP3, que conecta Viseu a

Coimbra. A ausência de uma estação ferroviária constitui um constrangimento, conduzindo à predominância do transporte rodoviário. O transporte público é assegurado por uma rede de autocarros urbanos e interurbanos, enquanto o uso de veículos particulares permanece elevado.

Adicionalmente, Viseu destaca-se como um polo regional educacional e com uma grande concentração de postos de trabalho, ocupados sobretudo por residentes de outros municípios. Esta concentração de atividades económicas, aliada à necessidade de acesso frequente a serviços e equipamentos centralizados na cidade, gera movimentos pendulares recorrentes. Estes deslocamentos diários, provenientes de diversas origens e com periodicidade elevada, fazem de Viseu um centro irradiador de tráfego intenso, afetando a mobilidade urbana e intermunicipal (Pinto, 2023).

Nos últimos anos, têm sido promovidas soluções de mobilidade sustentável com o objetivo de mitigar estes desafios. A criação de ciclovias e o incentivo à utilização de bicicletas elétricas representam esforços para reduzir a dependência dos veículos motorizados individuais e contribuir para um modelo de transporte mais eficiente e ambientalmente sustentável (APA, 2023).

3.4 Caracterização dos Sistemas de Aquecimento das Habitações

Viseu possui um clima caracterizado por verões quentes e invernos frios e chuvosos o que leva a uma procura significativa por sistemas de aquecimento no inverno. A lenha é amplamente utilizada, especialmente em áreas rurais, enquanto soluções modernas como aquecimento central, bombas de calor e painéis solares térmicos estão a ganhar relevância nas zonas urbanas. Contudo, ainda é notável o cheiro de fumo no ar da cidade em dias mais frios no inverno.

O Instituto Nacional de Estatística indica que cerca de 14 % dos sistemas de aquecimento das habitações familiares clássicas portuguesas são lareiras abertas, em Viseu, este valor corresponde à 17,8 %, com 6913 residências utilizando deste tipo de aquecimento, *vide* Tabela 3, porém não é capaz de informar com precisão a o número dos tipos de aquecimento que podem utilizar queima de madeira além das lareiras abertas, como, por exemplo, aquecimentos centrais e salamandras.

Tabela 3 - Tipo de aquecimento utilizado com maior frequência em Portugal com base em alojamentos familiares clássicos de residência habitual (adaptado de INE, 2021).

Local de residência	Total	Aquecimento central	Aquecimento não central - lareira aberta	Aquecimento não central - recuperador de calor	Aquecimento não central - aparelhos móveis (aquecedores elétricos, a gás, etc.)	Aquecimento não central - aparelhos fixos (salamandra, aquecedores de parede, etc.)	Nenhum
Portugal	4142581	578176	591407	307315	1176082	238688	1250913
Continente	3962715	574048	586601	304645	1159355	236280	1101786
Centro	674187	151196	173427	93111	109629	28537	118287
Viseu Dão Lafões	100823	35140	25546	12149	10612	4585	12791
Viseu	39001	15069	6913	3610	6456	2126	4827
Abraveses	3266	1169	545	330	621	163	438
Bodiosa	1075	515	245	110	51	35	119
Calde	535	246	124	81	10	24	50
Campo	1795	915	308	188	120	71	193
Cavernães	500	250	128	44	19	7	52
Cota	333	176	86	23	8	21	19
Coutos de Viseu	563	196	189	52	32	26	68
Fragosela	932	401	244	99	58	25	105
Freguesia de Fail e Vila Chã de Sá	908	414	230	106	42	25	91
Lordosa	663	298	191	60	28	15	71
Mundão	876	438	171	102	41	39	85
Orgens	1315	606	218	138	107	53	193
Povolide	612	207	196	104	16	25	64
Ranhados	2266	919	311	204	436	173	223
Repeses e São Salvador	2597	975	335	207	571	197	312
Ribafeita	432	147	133	41	38	12	61
Rio de Loba	3331	1629	601	345	301	142	313
Santos Evos	573	218	189	56	19	12	79
São Cipriano e Vil de Souto	622	280	146	57	35	18	86
São João de Lourosa	1594	724	404	203	66	51	146
São Pedro de France	486	187	168	41	12	13	65
Silgueiros	1125	392	347	158	48	51	129
União das freguesias de Barreiros e Cepões	564	276	133	57	12	11	75
União das freguesias de Boa Aldeia, Farminhão e Torredeita	948	283	320	101	32	77	135

3.5 Caracterização das Atividades

A região de Viseu possui uma longa tradição histórica de atividade económica, com destaque para o comércio e a agricultura. Nos últimos anos, tem-se verificado um movimento de modernização e diversificação económica, impulsionado pela implementação de políticas de desenvolvimento regional. A cidade também apresenta um índice de desemprego em torno de 7%, *vide* Figura 5 (INE, 2021).

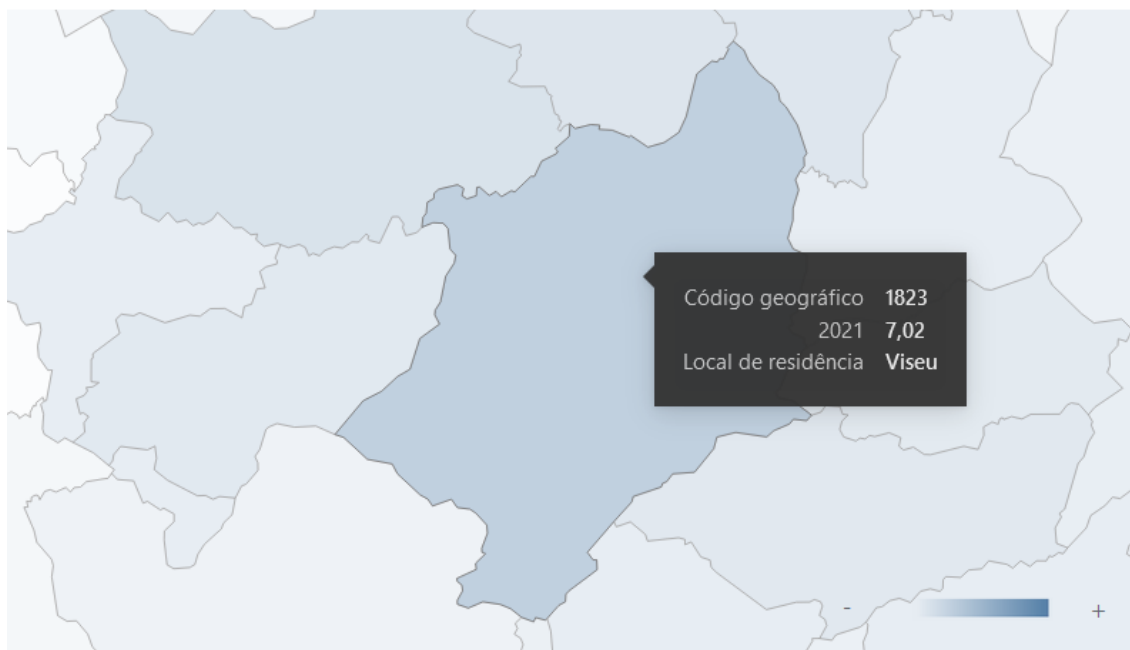


Figura 5 – Mapa de Viseu com o valor correspondente ao índice de desemprego (INE, 2021).

Na Tabela 4 é apresentado o número de estabelecimentos no concelho de Viseu por atividade económica, com destaque para o comércio, atividades administrativas e serviços de saúde

Tabela 4 - Estabelecimentos (N.º) no concelho de Viseu e Atividade económica (CAE Rev. 3).

Atividade económica (CAE Rev. 3)	Total	N.º	13792
	Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	N.º	911
	Indústrias extrativas	N.º	8
	Indústrias transformadoras	N.º	551
	Eletricidade, gás, vapor, água quente e fria e ar frio	N.º	109
	Captação, tratamento e distribuição de água; saneamento, gestão de resíduos e despoluição	N.º	18
	Construção	N.º	1127
	Comércio por grosso e a retalho; reparação de veículos automóveis e motociclos	N.º	2346
	Transportes e armazenagem	N.º	246
	Alojamento, restauração e similares	N.º	960

	Atividades de informação e de comunicação	N.º	237
	Atividades imobiliárias	N.º	424
	Atividades de consultoria, científicas, técnicas e similares	N.º	1523
	Atividades administrativas e dos serviços de apoio	N.º	1733
	Educação	N.º	935
	Atividades de saúde humana e apoio social	N.º	1664
	Atividades artísticas, de espetáculos, desportivas e recreativas	N.º	354
	Outras atividades de serviços	N.º	646

3.6 Caracterização do clima

Caracterização do clima com base nas normais climatológicas das estações meteorológicas de Viseu, designadamente a EMV- Cidade/Quinta Agrária (WGS84 - latitude: 40°39'45.80"N; longitude: 7°54'14.50"W; altitude: 443m) e a EMV- Aeródromo (WGS84 - latitude: 40°42'53.5"N; longitude: 7°53'45.5"W; altitude: 644m). Os dados da temperatura do ar e da precipitação são referentes às normais climatológicas de 1981-2010 (EMV-2) e os dados relativos à insolação, evaporação, humidade relativa, trovoadas, neve, granizo, nevoeiro, geada e frequência do vento são referentes às normais climatológicas de 1971-2000 (EMV-1).

A média anual da temperatura diária registada na EMV-2, para o período de 1981 a 2010, foi de 13,7°C, sendo que os meses mais frios foram os meses de dezembro e janeiro e os meses mais quentes foram os meses de julho e agosto, *vide* Figura 6. O menor valor da temperatura mínima diária registada no período de 1981 a 2010 na EMV foi -6,8°C no dia 1 de março de 2005 e o maior valor de temperatura máxima diária registado foi de 39,4°C, no dia 24 de julho de 1995. Durante o período de verão verifica-se um elevado número de dias com temperaturas máximas superiores a 25°C, *vide* Figura 7.

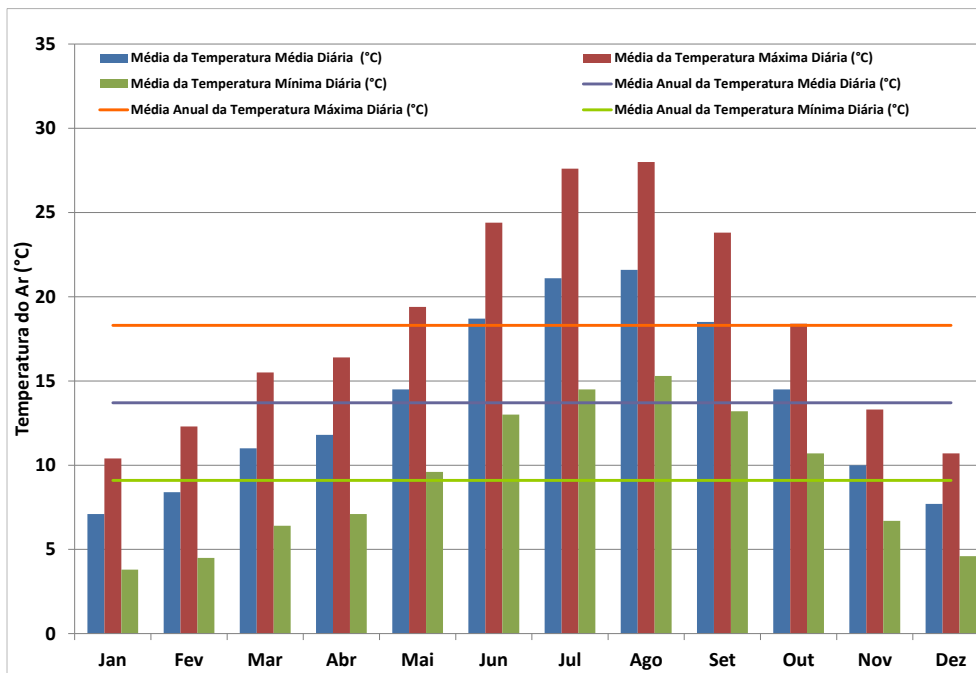


Figura 6 - Temperatura média mensal e média anual registada na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.

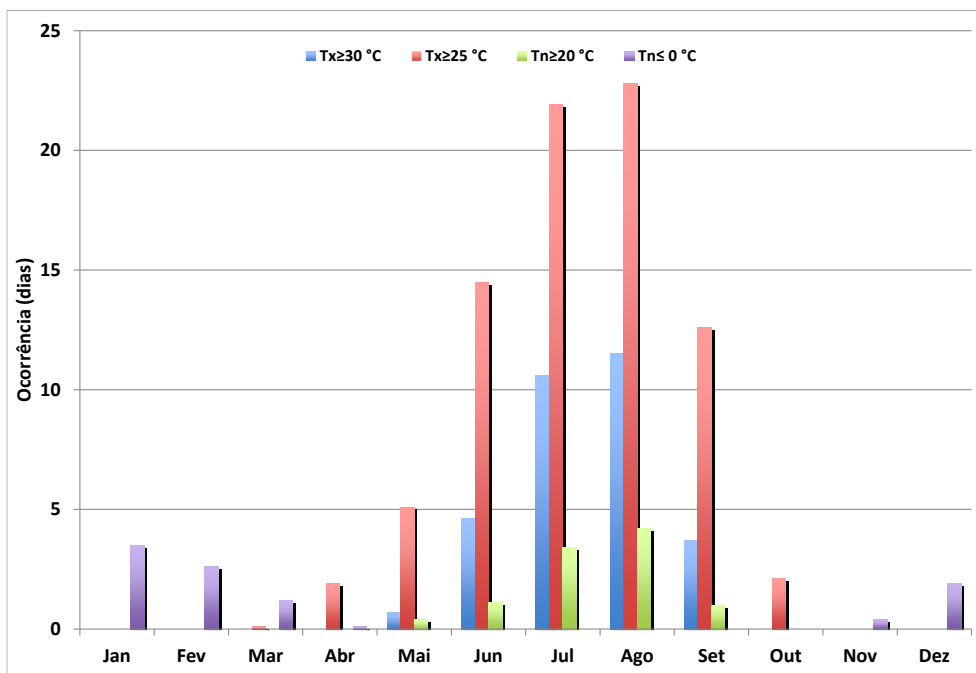


Figura 7 - Número médio mensal de dias com temperatura máxima (Tx) igual ou superior a 25°C e 30°C e com temperatura mínima (Tn) igual ou inferior a 20°C e 0°C, registadas na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.

Na EMV-2 foram registados em média 103,1 dias com uma quantidade de precipitação diária (RR) igual ou superior a 1 mm, 42,2 dias com RR igual ou superior a 10 mm e 20,8 dias com RR igual ou superior a 20 mm, *vide* Figura 8. Os meses de outubro, dezembro e janeiro foram

os meses de maior precipitação, *vide* Figura 9. A maior quantidade de precipitação registrada em um só dia foi de 86,5 mm a 1 de dezembro de 2000.

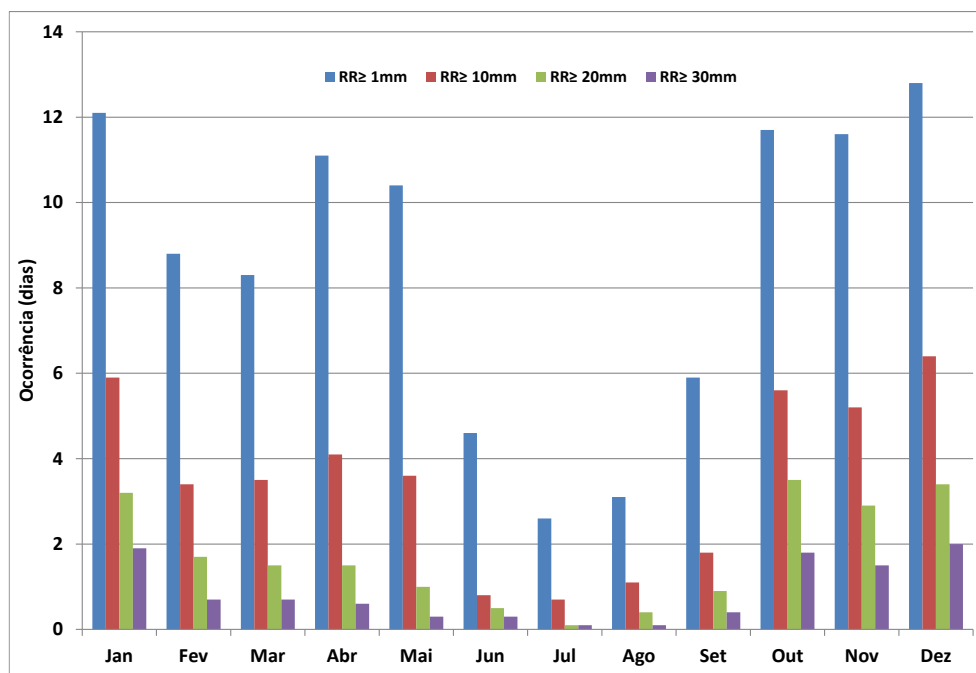


Figura 8 - Número médio mensal de dias, com quantidade de precipitação diária igual ou superior a 1mm, 10mm, 20mm e 30mm, registada na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.

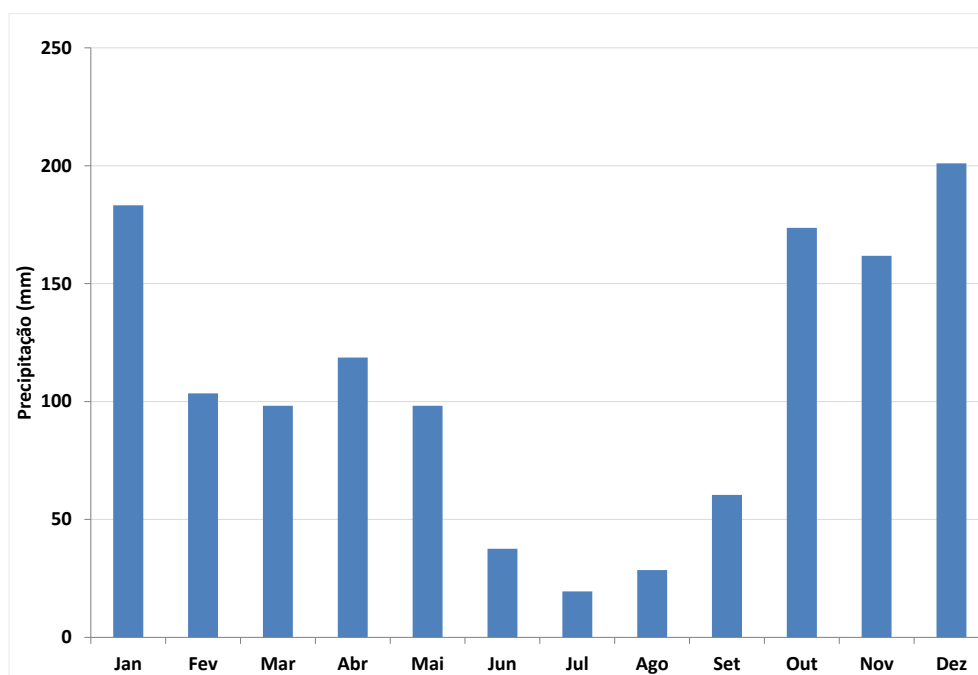


Figura 9 - Média da quantidade de precipitação total mensal registrada na EMV - Cidade/Quinta Agrária no período de 1981 a 2010.

De acordo com as normais climatológicas relativas ao período de 1971 a 2000, a EMV - Aeródromo registou uma média anual de 2 406,7 horas de insolação (dados disponíveis para 13 anos, de 1971 a 1976, 1979 a 1981 e 1988 a 1991), sendo que o mês com maior média mensal de insolação é julho, com 312,3 horas de sol. O mês de menor média mensal de insolação foi dezembro com 115,4 horas de sol. Na Figura 10 são apresentadas as horas de insolação médias mensais e a evaporação média no período de 1971 a 1988. Como pode ser observado no gráfico verifica-se uma maior evaporação nos meses de verão, seguindo a tendência de insolação ao longo do ano.

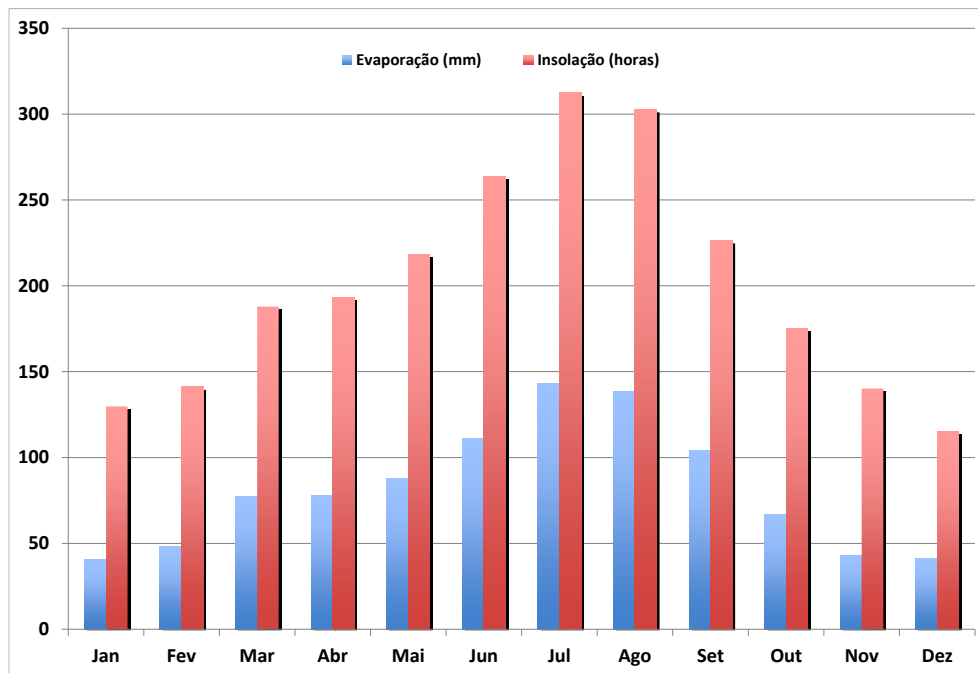


Figura 10 - Número de horas de insolação média mensal registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 1979, 1979 a 1981 e 1988 a 1991 e evaporação média mensal no período de 1971 a 2000.

Os dados da humidade relativa do ar na EMV-1 são obtidos diariamente às 9h UTC. Na Figura 11, é apresentada a variação da humidade relativa média mensal do ar para o período de 1971 a 2000. Para este período, o valor máximo das médias mensais verificou-se nos meses de dezembro e janeiro com 85% e o valor mínimo das médias mensais verificou-se no mês de julho com 64%.

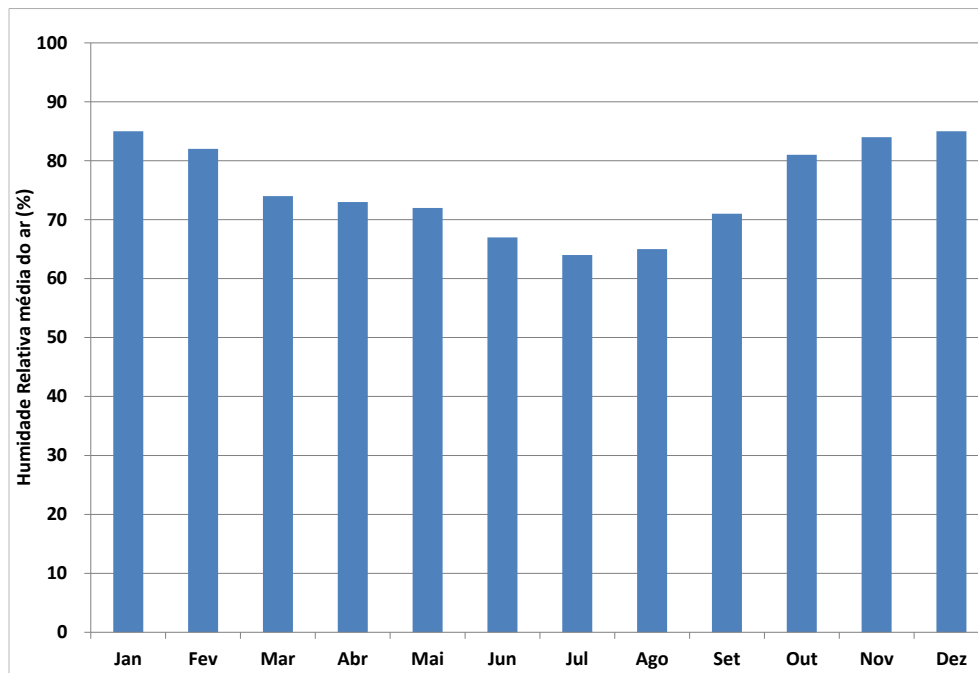


Figura 11 - Variação da média mensal da humidade relativa do ar na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.

Da análise dos padrões de vento ao longo dos vários meses do ano (*vide* Figura 12) e da rosa-dos-ventos média anual (*vide* Figura 13) verifica-se que há uma maior predominância dos ventos de oeste, este, nordeste e sul, no entanto a predominância dos ventos varia ao longo do ano. Os ventos de oeste são predominantes nos meses de abril a outubro, os ventos de este são predominantes nos meses de novembro a março, os ventos de nordeste e de sul são mais constantes ao longo do ano, contudo nos meses de verão existe uma diminuição dos ventos de sul. A velocidade média do vento varia entre 5,9 km/h nos meses de fevereiro, março e abril e 4,3 km/h nos meses de setembro e novembro. Para a EMV-1 não existem dados sobre a velocidade média do vento máximo nem velocidade máxima instantânea do vento (rajada).

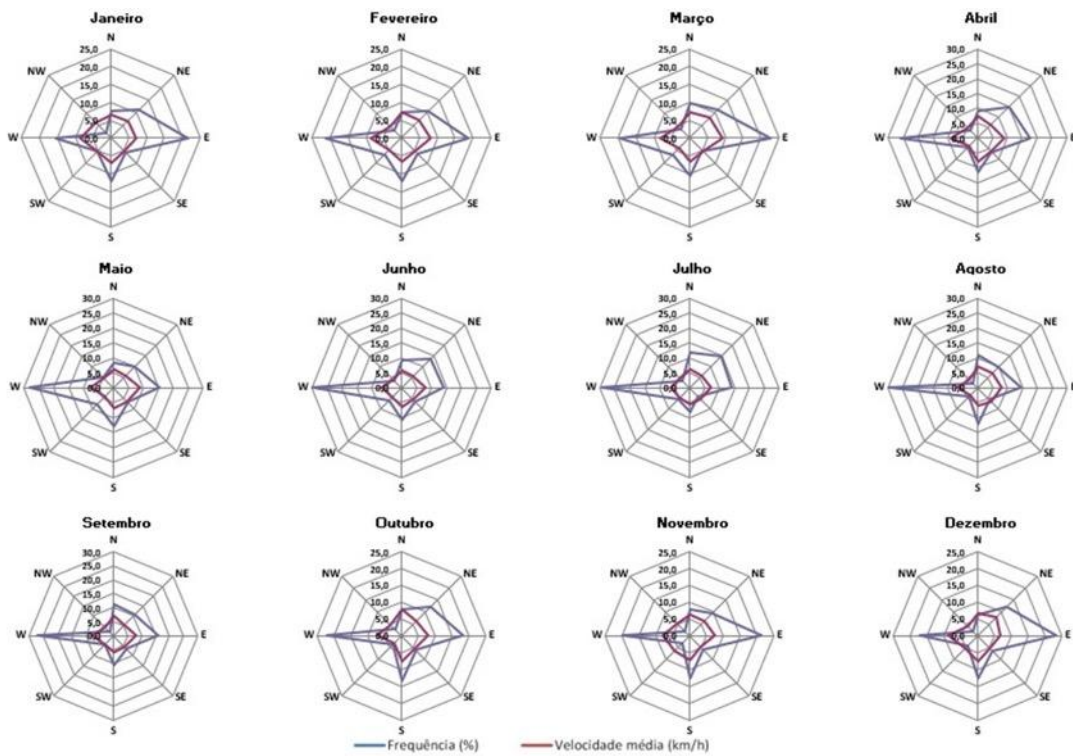


Figura 12 - Média mensal da frequência de direção e velocidade do vento registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.

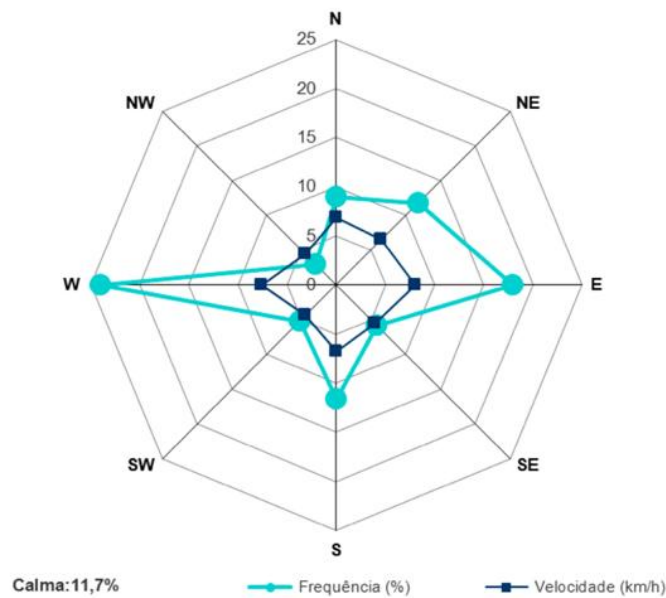


Figura 13 - Média anual da frequência e velocidade média do vento registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.

Relativamente a outros eventos meteorológicos registados na EMV-1, os mais frequentes são a geadas e o nevoeiro que ocorreram, em média, 31,3 dias e 14,9 dias por ano, respetivamente. A geadas ocorre, em média, apenas no período compreendido entre outubro e maio e tem o maior

número médio de dias no mês de janeiro, com 10,3 dias. O nevoeiro ocorre durante todo o ano, sendo mais comum nos meses de verão e tem o maior número médio de dias no mês de julho, com 2 dias.

Outros eventos meteorológicos menos frequentes registados na EMV-1 são a trovoada, a neve e o granizo. A trovoada ocorreu em média 5 dias por ano e teve um maior número médio de dias no mês de junho com um valor médio de 1,2 dias. Este evento ocorreu principalmente nos meses de Verão. Relativamente ao granizo e à neve, a média de ocorrência foi inferior a um dia por ano (0,2 dias de média para o granizo e 0,8 dias de média para a neve).

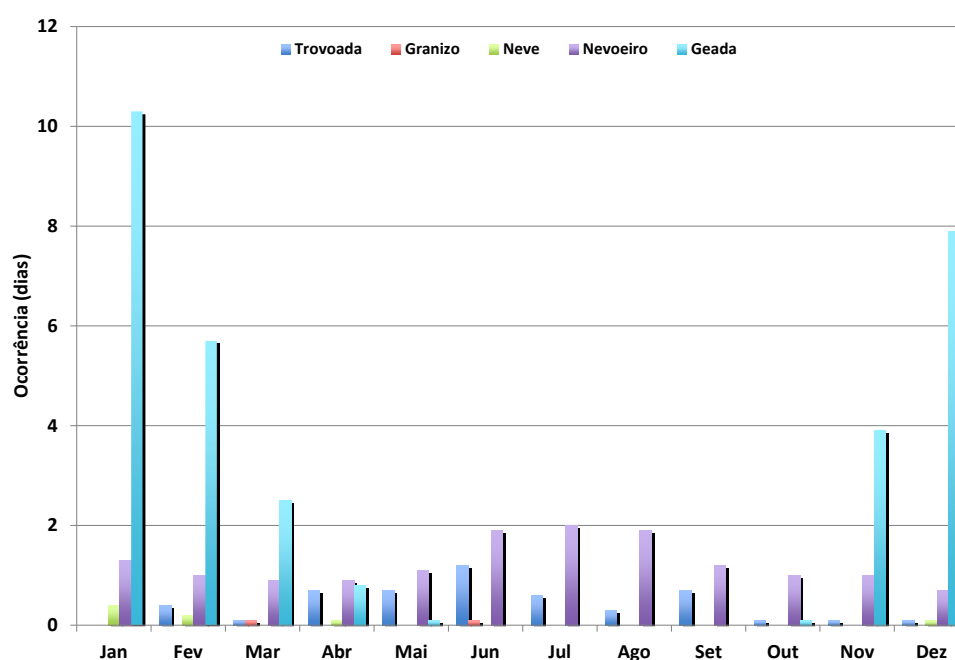


Figura 14 - Média do número de dias mensais com ocorrência de trovoada, granizo, neve, nevoeiro e geada registada na EMV - Aeródromo no período de 1971 a 2000.

3.7 Caracterização das emissões de poluentes atmosféricos

Na Figura 15 a Figura 20 é apresentada a evolução das emissões de poluentes atmosféricos registada no concelho de Viseu e respetivo comparativo Nacional, além das contribuições de diferentes fontes de emissão dos poluentes em Viseu. A análise das emissões para o concelho

de Viseu e total Nacional foi efetuada com base nos dados do Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas (INERPA) disponibilizado pela APA (2021a) para os anos de 2015, 2017 e 2019.

As emissões de PM₁₀ em Viseu apresentaram valores superiores à média nacional ao longo do período analisado. Em 2015, o concelho registou aproximadamente 1,1 ton/km², enquanto o total nacional foi de 0,78 ton/km². Em 2017, verificou-se uma ligeira diminuição para 1,02 ton/km² em Viseu, com a média nacional a situar-se em cerca de 1,0 ton/km², seguida de uma redução para 0,84 ton/km² em 2019, ano em que Portugal registou novamente 0,78 ton/km². As principais fontes responsáveis pelas emissões de PM₁₀ incluem o uso de solventes, o tráfego rodoviário, a indústria e outras fontes de combustão, como o aquecimento doméstico através de lareiras e equipamentos a lenha. Neste último caso, importa salientar que, além das partículas emitidas, podem estar presentes PAH, como o BaP.

Relativamente às emissões de CO₂ (dióxido de carbono), os valores em Viseu mantiveram-se significativamente abaixo dos valores nacionais. Em 2015, Viseu registou cerca de 0,43 kton/km², permanecendo estável em 2017 (0,44 kton/km²), mas apresentando uma redução para 0,35 kton/km² em 2019. Estes valores contrastam com o cenário nacional, que variou entre 0,52 e 0,70 kton/km². Este panorama reflete o perfil económico de Viseu, caracterizado por uma menor presença de grandes indústrias e uma reduzida dependência de produção energética intensiva, em contraste com regiões mais industrializadas do país. Contudo, o tráfego rodoviário continua a ser uma fonte relevante de CO₂, contribuindo significativamente para os valores locais.

As emissões de CO (monóxido de carbono) apresentaram variações ao longo do período analisado. Em 2015, o concelho registou aproximadamente 4,31 ton/km², aumentando para 6,01 ton/km² em 2017, seguido de uma redução para 3,28 ton/km² em 2019. No contexto nacional, os valores subiram de 4,13 ton/km² para cerca de 8,60 ton/km² em 2017 e diminuíram para 3,54 ton/km², apresentando um comportamento semelhante ao observado no cenário local. O tráfego rodoviário e os processos de combustão residencial, especialmente no inverno, constituem as principais fontes de emissão de CO em Viseu. A modernização gradual da frota automóvel e as melhorias nos processos de combustão podem ter contribuído para a redução observada em 2019.

No que respeita às emissões de NO_x (óxidos de azoto), Viseu apresentou uma redução ao longo do período estudado. Em 2015, os valores situaram-se em 1,57 ton/km², diminuindo para 1,40 ton/km² em 2017 e para 1,21 ton/km² em 2019. A nível nacional, os valores mantiveram-se próximos de 1,80 ton/km² em 2015, subiram para 1,87 ton/km² em 2017 e desceram para 1,60

ton/km² em 2019. O tráfego rodoviário é a principal fonte de emissão de NO_x em Viseu, destacando a importância de prestar atenção às emissões relacionadas com a combustão de combustíveis fósseis.

De forma geral, Viseu apresenta emissões inferiores à média nacional para os principais poluentes analisados, com a exceção do PM₁₀, reflexo do seu perfil económico e da menor dependência de atividades fortemente emissoras. No entanto, o tráfego rodoviário, outras fontes de combustão, como o aquecimento doméstico, e as atividades agrícolas continuam a ser responsáveis por manter os níveis locais de PM₁₀, CO₂, CO e NO_x em patamares relevantes, com flutuações que acompanham tendências sazonais e setoriais.

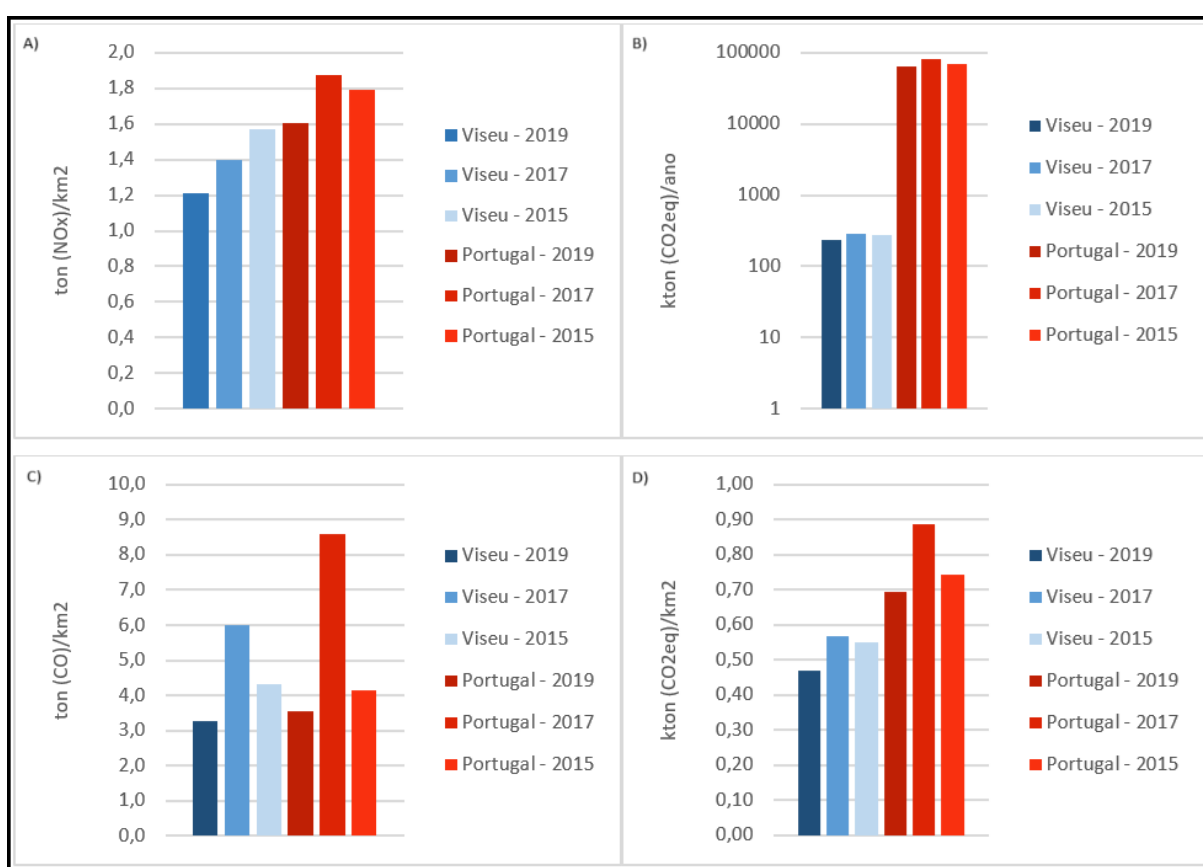


Figura 15 - Emissões de poluentes atmosféricos em Viseu e Portugal para os anos de 2015, 2017 e 2019. **A)** NO_x (ton/km²). **B)** CO₂ (kton/ano). **C)** CO (ton/km²). **D)** CO₂ (ton/km²) (APA, 2021a)

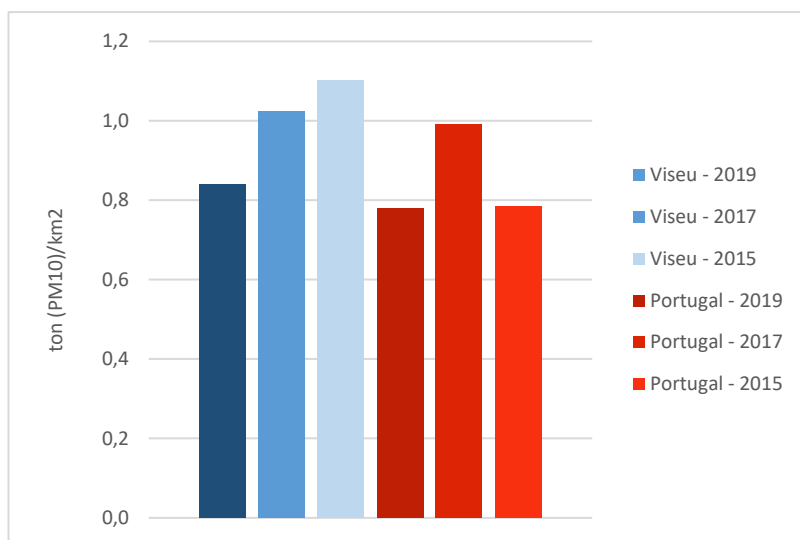


Figura 16 – Emissões de PM10 em tonelada por km² em Viseu e Portugal para os anos de 2015, 2017, 2019 (APA, 2021a)

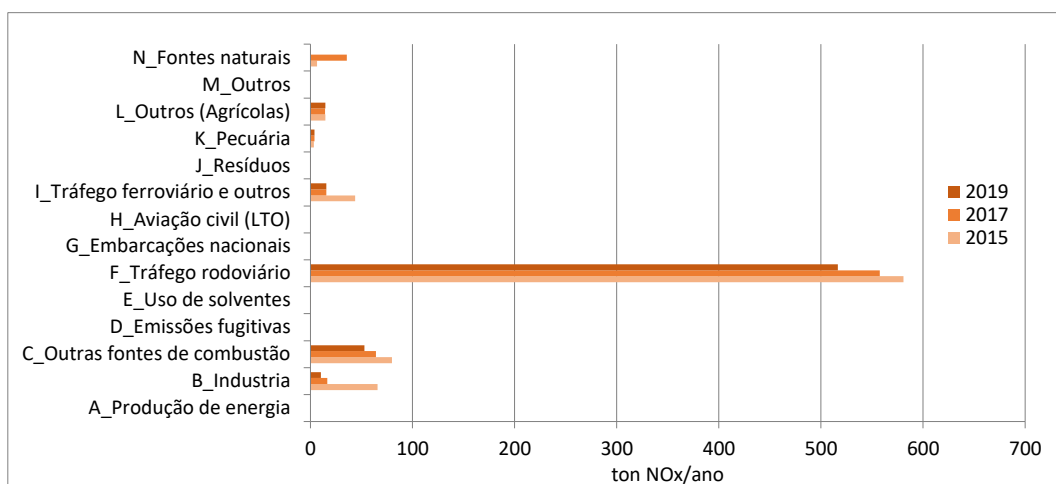


Figura 17 - Emissões de NO_x por tipo de fonte em tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).

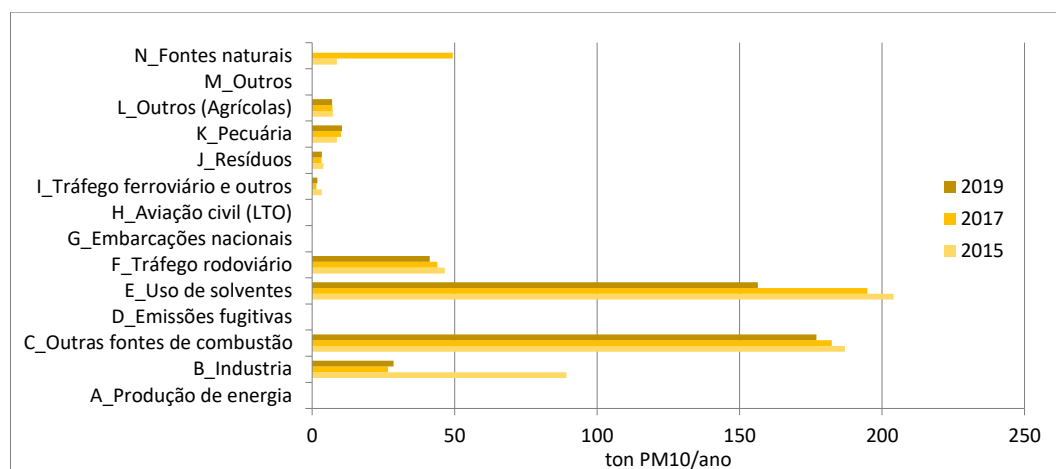


Figura 18 - Emissões de PM10 por tipo de fonte em tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).

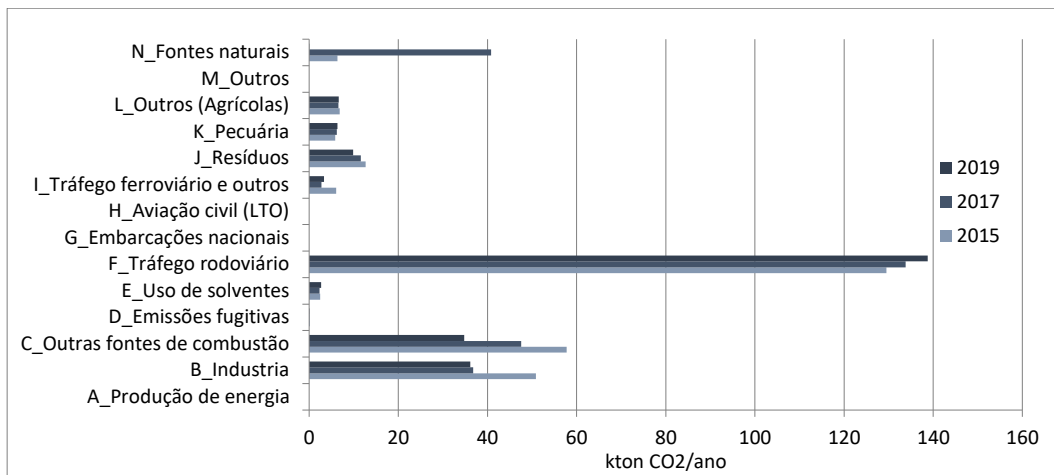


Figura 19 - Emissões de CO₂ por tipo de fonte em kilo tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).

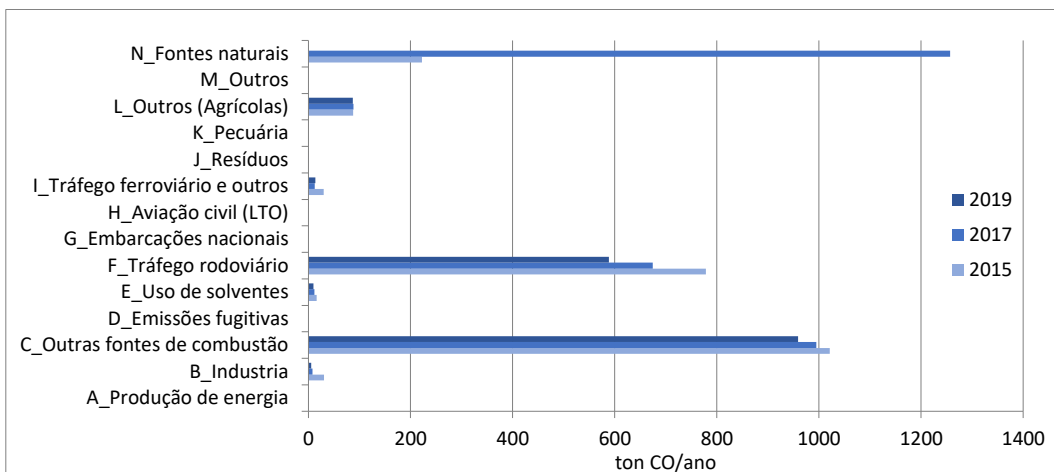


Figura 20 - Emissões de CO por tipo de fonte em tonelada por ano para os anos de 2015, 2017, 2019 em Viseu (APA, 2021a).

3.8 Caracterização da Qualidade do Ar

3.8.1 Nacional

A qualidade do ar em Portugal é monitorizada por estações locais, que frequentemente registam níveis aceitáveis de poluição atmosférica. Contudo, episodicamente, verificam-se concentrações elevadas de particulados e óxidos de azoto, particularmente no inverno devido ao uso intensivo de sistemas de aquecimento. É possível constatar uma redução na concentração de PM₁₀ ao passar dos anos em Portugal, *vide* Figura 21, que pode ser associada ao aumento

do número de estações, visto que um melhor monitoramento propicia uma base para o desenvolvimento de planos e medidas, como a criação de zonas de baixa emissão e o aumento da arborização urbana propostas para melhorar a qualidade do ar e promover o bem-estar da população (APA, 2023).

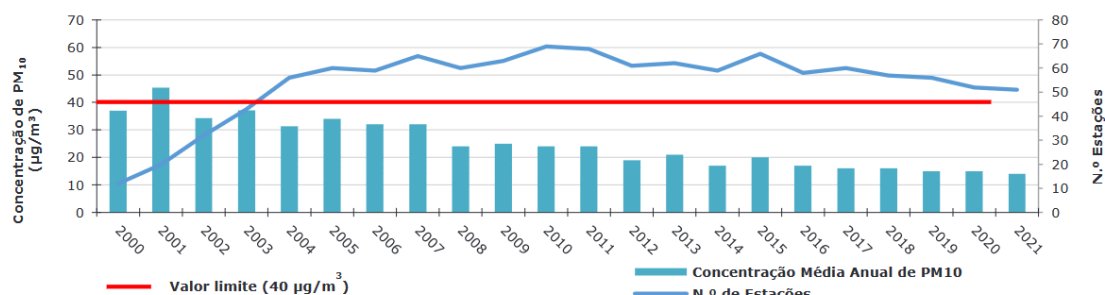
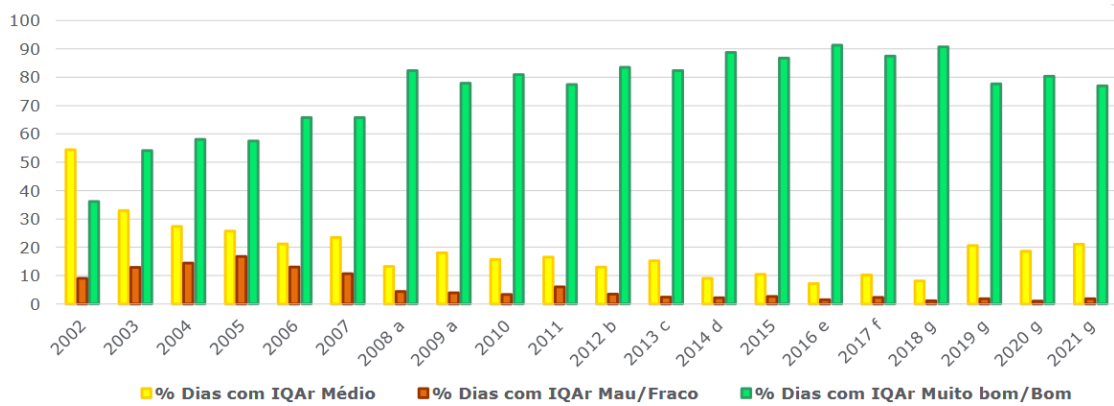


Figura 21 - Concentração média anual de PM 10 e número de estações que monitorizam estas partículas em Portugal (APA, 2023)

O Índice de Qualidade do Ar (IQAr) é uma ferramenta essencial para monitorar e comunicar a qualidade do ar, traduzindo a concentração de poluentes atmosféricos em categorias qualitativas que indicam o impacto potencial na saúde e no meio ambiente. Em Portugal, o IQAr reflete a predominância de condições de qualidade de ar classificadas como "Bom", embora algumas flutuações e desafios tenham sido registrados nos últimos anos.

De acordo com o Relatório do Estado do Ambiente da APA (2023), a qualidade do ar em Portugal tem apresentado uma tendência geral de manutenção em níveis considerados satisfatórios, *vide* Figura 22. Entretanto, no ano de 2021, observou-se um ligeiro agravamento em comparação com o ano anterior. A percentagem de dias classificados como "Muito Bom" ou "Bom" diminuiu em 3,3%, enquanto os dias com qualidade de ar classificada como "Fraco" ou "Mau" apresentaram um aumento de 0,9%. Essa variação sugere que, embora as condições gerais ainda sejam boas, há áreas ou períodos em que a qualidade do ar é comprometida, o que exige maior atenção.



a - sem dados para cálculo no Algarve, aglomerações Portimão/Lagos, Albufeira/Loulé, Faro/Olhão
b - sem dados para cálculo na aglomeração Funchal
c - sem dados para cálculo nas aglomerações Sul e Funchal
d - sem dados para cálculo na aglomeração Funchal e zona Norte Litoral
e - sem dados para cálculo nas zonas Norte Interior, Norte Litoral e Alentejo Interior
f - sem dados para cálculo nas zonas Norte Litoral e Alentejo Interior
g - sem dados para cálculo na zona Norte Litoral

Figura 22 - Evolução da percentagem do número de dias com IQR Médio, Mau/Fraco e Muito bom/Bom (APA, 2023).

As emissões em Viseu advêm principalmente do transporte rodoviário, das atividades industriais e do aquecimento residencial. O uso de combustíveis fósseis em veículos particulares é um fator crítico, agravado pela ausência de alternativas ferroviárias. Programas de incentivo à substituição de veículos antigos e à adoção de tecnologias limpas têm sido implementados, mas enfrentam desafios estruturais e de adesão, e apesar de avanços significativos nas últimas décadas, o panorama da qualidade do ar em Portugal ainda requer atenção contínua e medidas para abordar os desafios específicos, como os picos de poluição e as emissões provenientes de fontes urbanas e industriais. (APA, 2023).

O ozono troposférico, um dos principais poluentes monitorados, apresentou episódios de concentração acima do limiar de informação ao público de ozono em quatro dias durante 2021, *vide* Figura 23. Embora o limiar de alerta não tenha sido excedido, o fato de ainda não se alcançar o objetivo de longo prazo para esse poluente, de uma média anual de 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, evidencia a necessidade de esforços contínuos na mitigação de emissões que contribuem para sua formação, como os compostos orgânicos voláteis e óxidos de azoto.

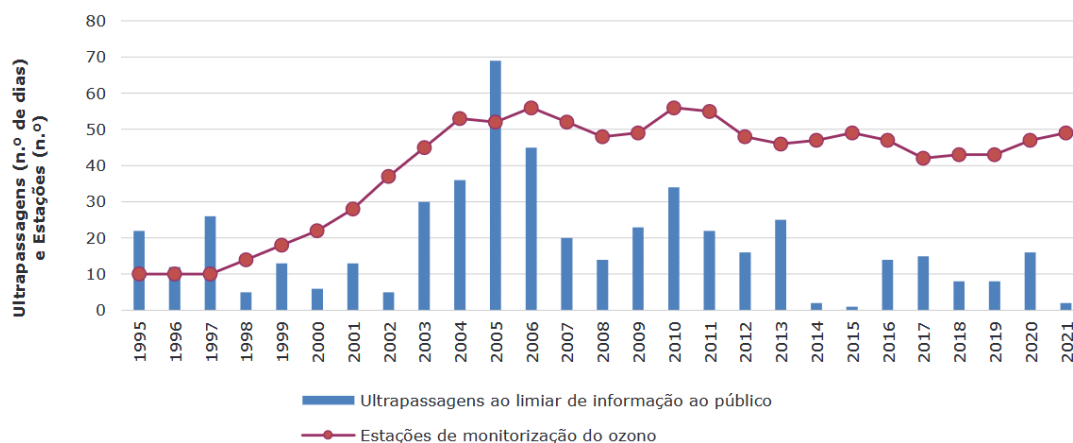


Figura 23 - Ultrapassagem ao limiar de informação ao público e número de estações que monitorizam

3.8.2 Região de Viseu

A Estação de Monitorização da Qualidade do Ar mais próxima do concelho de Viseu pertencente à Rede de Qualidade do Ar do Centro (estação rural de fundo) é a estação designada por Fornelo do Monte (Centro Interior), está em atividade desde 2005 o que permite uma análise histórica, *vide* Tabela 5.

Os dados da Estação de Qualidade do Ar foram obtidos no sítio internet da APA (<http://qualar.apambiente.pt/>).

Tabela 5 - Estação de Monitorização da Qualidade de Ar analisada.

Fornelo do Monte	
Código:	2021
Data de início:	23-09-2005
Tipo de Ambiente:	Rural Regional
Tipo de Influência:	Fundo
Zona:	Centro Interior
Localidade/Freguesia	Fornelo do Monte
Concelho:	Vouzela
Latitude/Longitude (PT-TM06/ETRS89)	108230/2529
Altitude (m):	741
Rede:	Rede de Qualidade do Ar do Centro
Posicionamento aproximado ao projeto	38km a oeste

Na Tabela 6 e Tabela 7 são apresentadas as excedências ao valor limite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de PM_{10} no ar ambiente e os valores anuais (base diária) da concentração de PM_{10} no ar ambiente, observados na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte de 2013 a 2022.

A concentração de PM_{10} no ar ambiente apresenta valores abaixo do valor limite anual (base diária) verificando-se, ainda, para o período de análise (2013 a 2022), um número reduzido de excedências ao valor limite de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo que no ano de 2018 não foi registada qualquer excedência. Importa ainda destacar uma eficiência reduzida, de 65%, no ano de 2017.

Tabela 6 - Número de excedências ao valor limite de $50 (\mu\text{g}/\text{m}^3)$ (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de Setembro) na concentração de PM_{10} no ar ambiente, observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte. Dados obtidos no sítio internet da APA <http://qualar.apambiente.pt>.

Excedências permitidas (excedências/ano civil)										
35										
Fornelo do Monte	Ano									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Excedências observadas (excedências/ano civil)	7	2	2	7	2	0	2	1	3	8
Eficiência (%)	97	95	98	89	65	81	93	96	95	98

Tabela 7 - Valores anuais (base diária) da concentração de PM_{10} no ar ambiente, observados na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte e valor limite (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de Setembro). Dados obtidos no sítio internet da APA <http://qualar.apambiente.pt>.

Valor Limite (base diária) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)										
40										
Fornelo do Monte	Ano									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Valor Anual (base diária) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	14	12	13	12	11	11	6	6	7	11
Eficiência (%)	97	95	98	89	65	81	93	96	95	98

Na Tabela 8 e Tabela 9 são apresentadas as excedências ao valor limite horário de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na concentração de NO_2 no ar ambiente e os valores anuais (base horária) da concentração de NO_2 no ar ambiente, observados na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte para os anos de 2013 a 2022.

A concentração de NO_2 no ar ambiente apresenta valores anuais médios de concentração residuais e não foi observada nenhuma excedência ao valor limite horário de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. No que diz respeito à eficiência, importa referir que esta foi inferior a 60% nos anos de 2013, 2017, 2018 e 2019.

Tabela 8 - Número de excedências ao valor limite horário de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de Setembro) na concentração de NO_2 no ar ambiente, observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte. Dados obtidos no sítio internet da APA <http://qualar.apambiente.pt>.

Excedências permitidas (excedências/ano civil)										
18										
Fornelo do Monte	Ano									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Excedências observadas (excedências/ano civil)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eficiência (%)	54	98	99	90	46	57	9	86	80	85

Tabela 9 - Valores anuais (base diária) da concentração de NO_2 no ar ambiente, observados nas Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte e valor limite (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro). Dados obtidos no sítio internet da APA <http://qualar.apambiente.pt>.

Valor Limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
40	
Fornelo do Monte	Ano

	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Valor anual (base diária) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	3	2	1	2	2	2	1	4	4	1
Eficiência (%)	54	98	99	90	46	57	9	86	80	85

Na Tabela 10 são apresentadas as excedências ao Limiar de Alerta, ao Limiar de Informação à população e ao Valor-Alvo de proteção da saúde humana para o O_3 no ar ambiente observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte para os anos de 2013 a 2022.

Desde 2013, verificaram-se excedências ao Limiar de Alerta apenas nos anos de 2016 e 2019, sendo que no que diz respeito ao Limiar de Informação, verificaram-se excedências em todos os anos com exceção de 2014, 2015 e 2018. Relativamente ao Valor-Alvo, verificaram-se diversas excedências desde o ano de 2013, com principal destaque para o ano de 2020 onde se verificaram 51.

Tabela 10 - Número de excedências ao Limiar de Alerta, ao Limiar de Informação à população e ao Valor-Alvo de proteção da saúde humana para o O_3 no ar ambiente, observadas na Estação de Monitorização da Qualidade do Ar de Fornelo do Monte (Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro). Dados obtidos no sítio internet da APA <http://qualar.apambiente.pt>.

Valor Regulamentar	Excedências Observadas									
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Limiar de Alerta à população ($240 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	0	0	0	5	0	0	1	0	0	0
Limiar de Informação à população ($180 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	8	0	0	32	2	0	5	13	6	6
Valor-alvo ($120 \mu\text{g}/\text{m}^3$)	44	16	20	33	14	19	24	51	40	48
Eficiência Horária (%)	98	96	90	95	74	83	94	97	90	97

Na Tabela 11 é apresentado o Índice de Qualidade do Ar observado na Zona Centro Interior para os anos de 2011 a 2023, disponibilizado pela APA disponível no sítio internet da APA (<http://qualar.apambiente.pt>).

Tabela 11 - Índice de Qualidade do Ar na Zona Centro Interior para os anos de 2011 a 2023. Dados obtidos no sítio internet da APA (<http://qualar.apambiente.pt>).

Índice	Ano												
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Mau	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Fraco	1	3	6	1	1	3	6	0	2	1	11	6	0
Médio	25	25	50	23	33	32	27	8	66	74	140	141	72
Bom	305	293	281	320	315	293	315	276	141	122	165	161	176
Muito bom	34	44	17	21	13	22	8	29	156	167	45	55	114

A qualidade do ar foi classificada, para o período compreendido de 2011 a 2023, maioritariamente com o Índice de Qualidade do Ar de “Bom”, tendo sido classificada nos anos de 2019 e 2020 com a classificação maioritária de “Muito Bom”.

4 METODOLOGIA/ MÉTODOS/ MATERIAIS

As PM_{10} foram amostradas e determinadas pelo método da norma EN 16450:2017 (Amostragem e determinação de partículas em suspensão: fração PM_{10} . Método de absorção por radiação beta) e a determinação do BaP foi efetuada por uma adaptação do método da norma EN 15549:2008 (Air quality - Standard method for the measurement of the concentration of benzo[a]pyrene in ambient air) definido na Diretiva Europeia EU 2015/1480. Foram realizadas campanhas de amostragem e determinação das PM_{10} , no ar da cidade de Viseu, com recurso à Estação de Monitorização de Qualidade do Ar do IPV/ESTGV e a concentração de BaP nas PM_{10} foi determinada laboratorialmente por cromatografia gasosa e espetrometria de massa (GC/MS).

4.1 Determinação da concentração de PM_{10}

As PM_{10} foram amostradas e determinadas pelo método da norma EN 16450:2017 (Amostragem e determinação de partículas em suspensão: fração PM_{10} . Método de absorção por radiação beta)

4.1.1 Equipamentos

Durante o período de estudo a Estação de Monitorização da Qualidade do Ar (EMQA) IPV/ESTGV esteve colocada na ESTGV junto do Pavilhão de Mecânica, Figura 24.





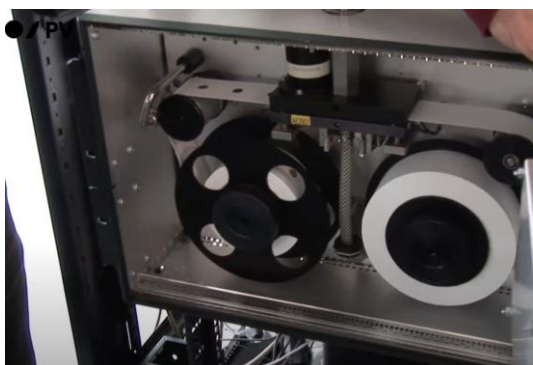
Figura 24 – Localização da EMQA IPV/ESTGV durante o período do estudo (Coordenadas WGS84: 40.643463°N - 7.918863°W).

A determinação de PM_{10} foi realizada pelo método da norma EN 16450:2017 (Amostragem e determinação de partículas em suspensão: fração PM_{10} . Método de absorção por radiação beta) com recurso a um analisador marca Verewa modelo F-701-20, com caudal de $1 \text{ m}^3/\text{h}$. Na Figura 25 são apresentadas fotografias do equipamento utilizado no estudo evidenciando a cabeça de amostragem de PM_{10} e o tubo que é aquecido a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ para evitar a condensação.

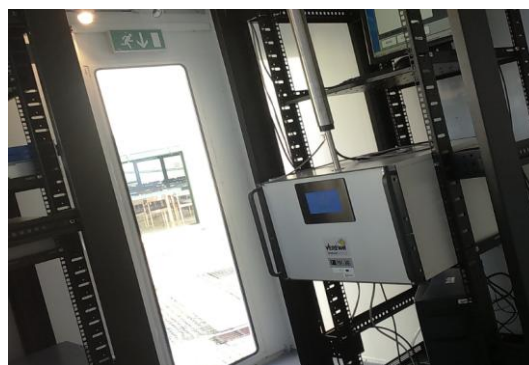
É também apresentada uma fotografia do interior do equipamento evidenciando o sistema de recolha das PM_{10} em filtro de papel e o emissor/detector de radiação beta.



Cabeça de amostragem de PM₁₀



Interior do equipamento



Verewa modelo F-701-20

Figura 25 – Analisador de PM₁₀ utilizado no estudo.

4.2 Desenvolvimento do Método de análise do BaP

Para todas as etapas, a vidraria e os utensílios que entraram em contato com as soluções padrão e amostras foram lavados com água destilada em banho ultrassónico.

4.2.1 Equipamentos Utilizados

- Agilent 6890 Series GC System
- Agilent 5973 Network Mass Selective Detector
- BÜCHI Rotavapor R-200
- Banho Ultrassónico CREST
- Balança específica KERN ABJ-NM

4.2.2 Parâmetros GC/MS

Os parâmetros utilizados foram adaptados da Norma EN 15549:2008, com o objetivo de minimizar o tempo de cada análise.

- Coluna do GC: fused silica capillary column (30 m, 0,25 mm ID, 0,25 μ m film thickness cross linked 5 % PhMe Siloxane), *vide* Figura 26.
- Gás de arraste: Hélio (99,999 %)
- Temperaturas do forno:

Inicial: 120° C a manter por 1 minuto

Final: 8° C/min até 300° C a manter por 6 minutos

- Fluxo constante: 1,2 ml/min
- Modo de injeção: splitless
- Temperatura inlet: 300° C



Figura 26 – Forno do Cromatógrafo com a coluna capilar de sílica fundida.

4.2.3 Curva de calibração

Na tentativa inicial de calibração, foi utilizado um cromatógrafo a gás acoplado a um espectrômetro de massas (GC/MS), *vide* Figura 28, com parâmetros operacionais especificados pela Norma EN 15549:2008. A injeção foi realizada manualmente com seringa para cromatografia gasosa de 1 μ l, *vide* Figura 27, dado que o método manual estava a funcionar adequadamente e permitia a continuidade das análises com reprodutibilidade satisfatória. No

entanto, durante as primeiras tentativas de calibração, não foi possível identificar picos definidos de Benzo[a]pireno nos cromatogramas, indicando a necessidade de determinar previamente o limite de detecção do equipamento.



Figura 27 – Seringa para cromatografia gasosa (1 µl).



Figura 28 – Cromatógrafo a gás Agilent 6890 Series.

Após sequências de tentativas, foi identificado que o menor pico detetável nos cromatogramas correspondia a uma concentração de 100 ng/ml. Com base nesse valor, foi elaborada uma série de concentrações, expressas em $\mu\text{g/ml}$, para a construção da curva de calibração.

Para a confecção das soluções padrão foi aferido 10 mg, *vide* Figura 29, de BaP em uma balança de precisão, e em seguida, dissolvido em tolueno em um balão volumétrico de 10 ml de forma a criar a solução stock com concentração de 1 mg/ml. A solução stock foi então diluída em 10 vezes para a criação da solução de 100 $\mu\text{g/ml}$ e em 100 vezes para a criação da solução de 10 $\mu\text{g/ml}$, ambas em balões volumétricos de 10 ml, a partir dessas diluições foram criadas as soluções padrão também em balões volumétricos de 10 ml, com auxílio de micropipetas automáticas, com as seguintes concentrações: 0,10; 0,25; 0,50; 1,00; 1,50; 2,00; 2,00; 2,50 $\mu\text{g/ml}$.



Figura 29 - Massa de BaP aferida por uma balança de precisão utilizada para a confeção dos padrões.

4.3 Preparação e Extração das Amostras

Para a análise das amostras recolhidas, foi adotado o método de extração assistido por banho ultrassónico. O processo começa com o corte do filtro contendo a amostra em pequenas secções, *vide* Figura 30, que são então, com auxílio de uma pinça, colocadas em um béquer com 3 ml de tolueno.



Figura 30 - Amostra a ser cortada em partes menores.

Em seguida, o conjunto é submetido ao banho ultrassónico por um período de 15 minutos, *vide* Figura 31. Após esta etapa, a solução resultante é extraída com uma seringa sem borracha e

filtrada a seguir com filtro de seringa e despejada em um balão de vidro para evaporador rotativo, repetiu-se o procedimento duas vezes para garantir a máxima recuperação do BaP. Para cada período de 10 a 14 dias de recolha, foi agrupada uma quantidade equivalente de filtros numa única solução, de modo a assegurar uma concentração suficiente para a análise, com base nos limites de deteção estabelecidos.

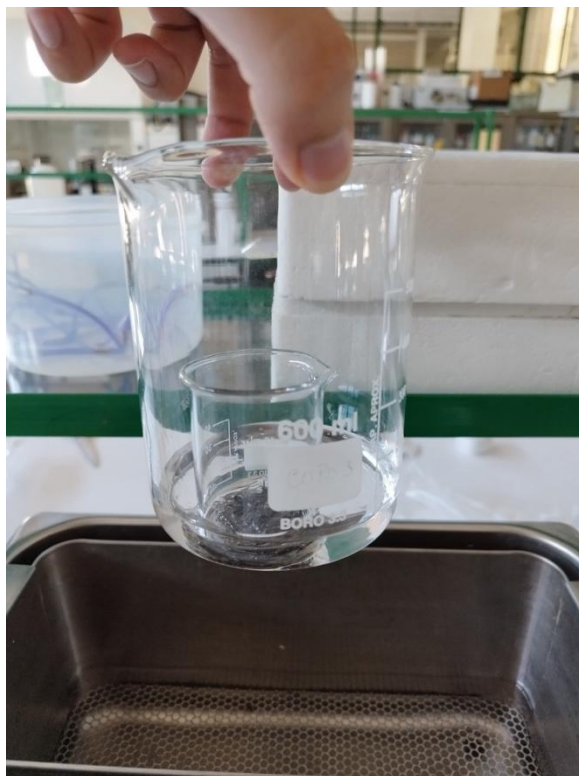


Figura 31 - Amostra para extração por banho ultrassónico.

4.3.1 Concentração da Amostra

Após a extração, a solução da amostra foi concentrada utilizando um evaporador rotativo à vácuo BÜCHI Rotavapor R-200, com temperatura a 50° C, *vide* Figura 32, reduzindo o volume para 0,5 ou 1 ml, facilitando assim a injeção no GC/MS e aumentando a sensibilidade da análise. A quantidade de amostra no balão foi observada a olho nu, quando a quantidade de amostra era inferior à 0,5 ml, completava-se com tolueno até a marca de 0,5 ml do frasco headspace, e quando a quantidade amostra era inferior à 1,0 ml e superior a 0,5 ml, completava-se até a marca de 1,0 ml do frasco.



Figura 32 - Método de concentração da amostra por evaporação rotativa.

4.3.2 Teste de Recuperação da amostra

Para este teste foram preparadas soluções extraídas e concentradas de papel filtro adicionado a uma quantidade conhecida de BaP para quantificar a eficácia dos métodos. Foi adicionado ao papel filtro cortado em pequenas partes 100 μ l de uma solução de BaP (25 μ g/ml) e logo em seguida, iniciou-se os processos de extração e concentração da amostra a manter a solução final com 1 ml no frasco headspace. Este ensaio foi realizado em duplicata.

5 ANÁLISE DOS RESULTADOS

5.1 Concentração de PM₁₀

A Figura 33 apresenta um gráfico com as concentrações de PM₁₀ de janeiro á julho de 2024 medidas nas EMQA em Viseu e em Fornelo do Monte. As concentrações em Viseu são superiores às registadas em Fornelo do Monte, essa disparidade sugere a presença de fontes locais de emissão, como veículos e lareiras, em maior número no ambiente urbano.

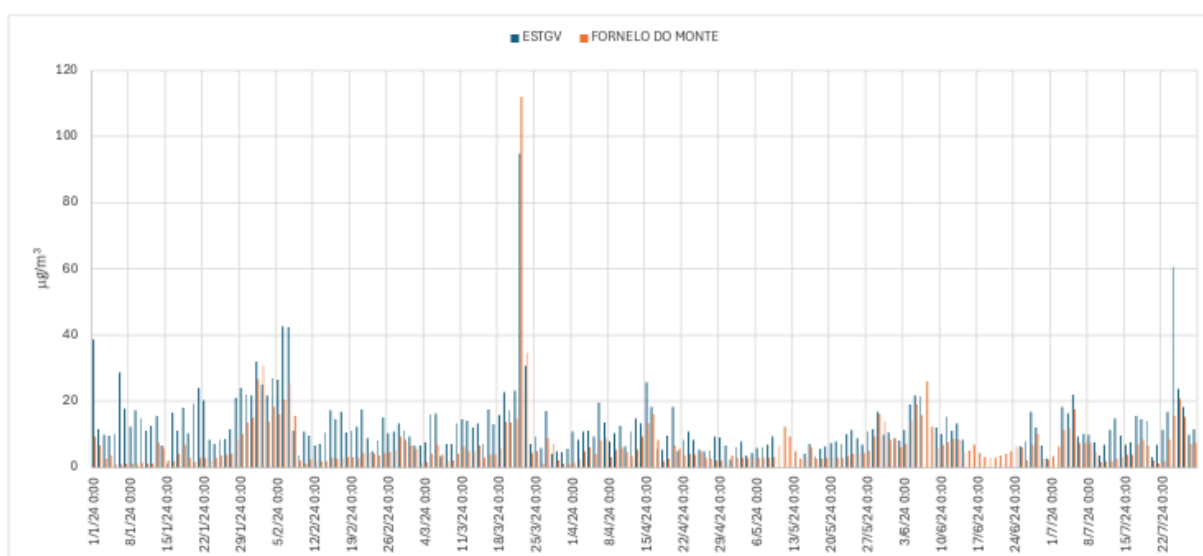


Figura 33 – Concentração de PM₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) e na EMQA de Fornelo do Monte (CCDR Centro).

As Figura 34 Figura 38 ilustram a variação das concentrações de PM₁₀ ao longo do dia, divididas em quatro períodos médios: 0h às 6h, 6h às 12h, 12h às 18h e 18h às 24h, identificados pelo horário inicial. Cada figura corresponde a um intervalo de 10 a 14 dias.

Na Figura 34, que abrange o período de 28/12/23 a 7/1/24, observa-se uma concentração mais elevada de PM₁₀ durante a noite (18h às 6h), que sugere o uso intensivo de lareiras nas horas mais frias dos dias de inverno. Este padrão repete-se nas Figura 35, Figura 36 e Figura 37, embora com uma redução gradual nas médias de concentração à medida que os dias se tornam menos frios.

Contudo, em algumas datas, como nos dias 6/2/24 e 7/2/24 (Figura 37), as concentrações mantiveram-se altas mesmo em períodos de menor uso de lareiras. Este fenómeno pode ser

atribuído ao transporte de partículas provenientes de eventos naturais no norte de África, conforme indicado nas previsões da APA (2024b) para Portugal continental.

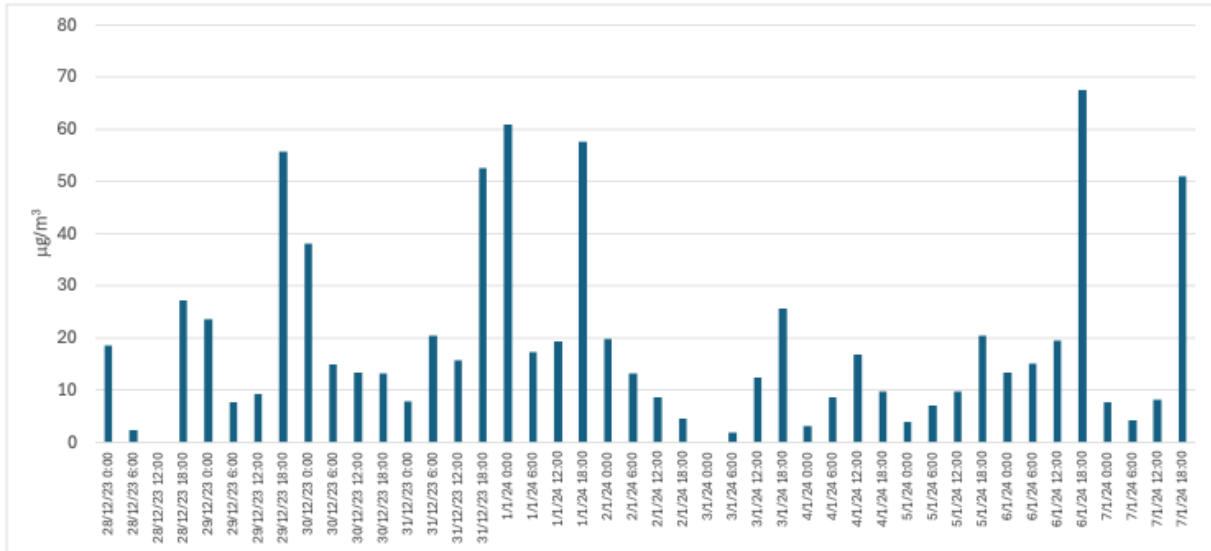


Figura 34 – Concentração de PM_{10} medidas em Visu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 28/12/23 a 7/1/24.

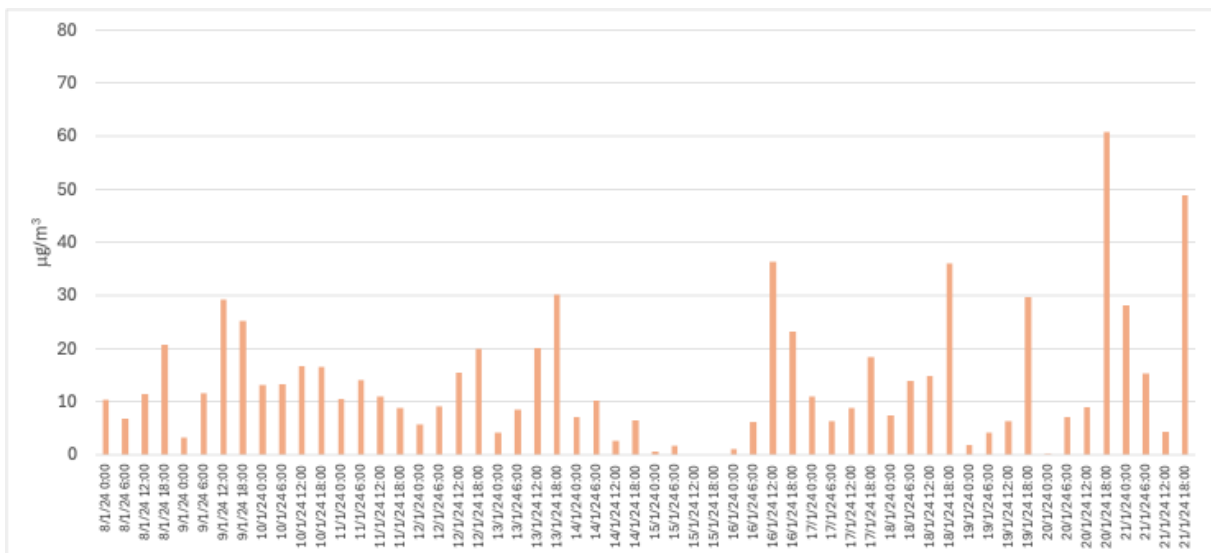


Figura 35 – Concentração de PM_{10} medidas em Visu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 8/1/24 a 21/1/24.

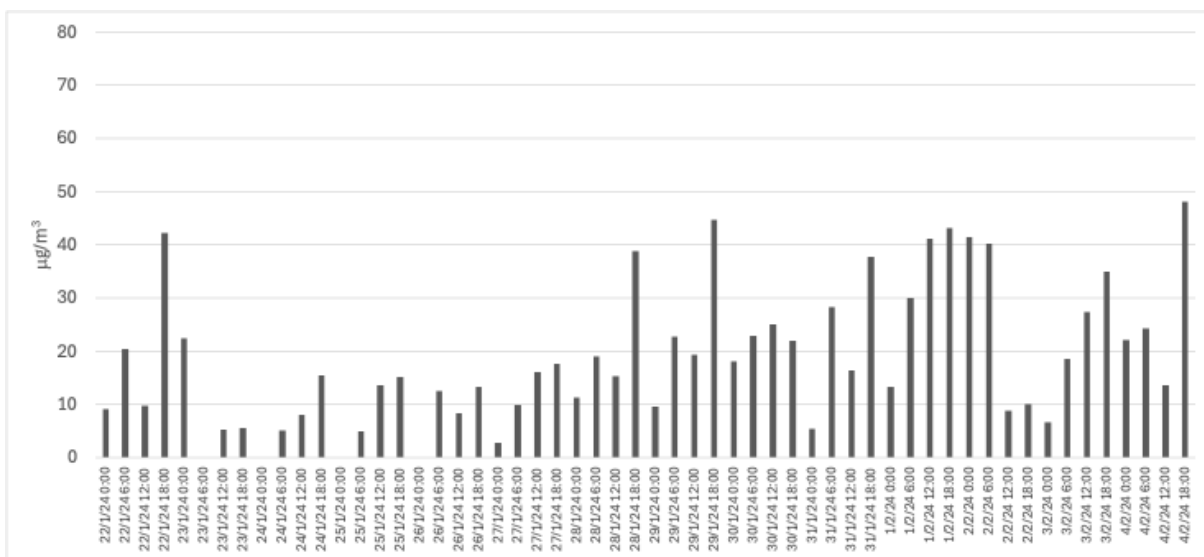


Figura 36 – Concentração de PM₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 22/1/24 a 4/2/24.

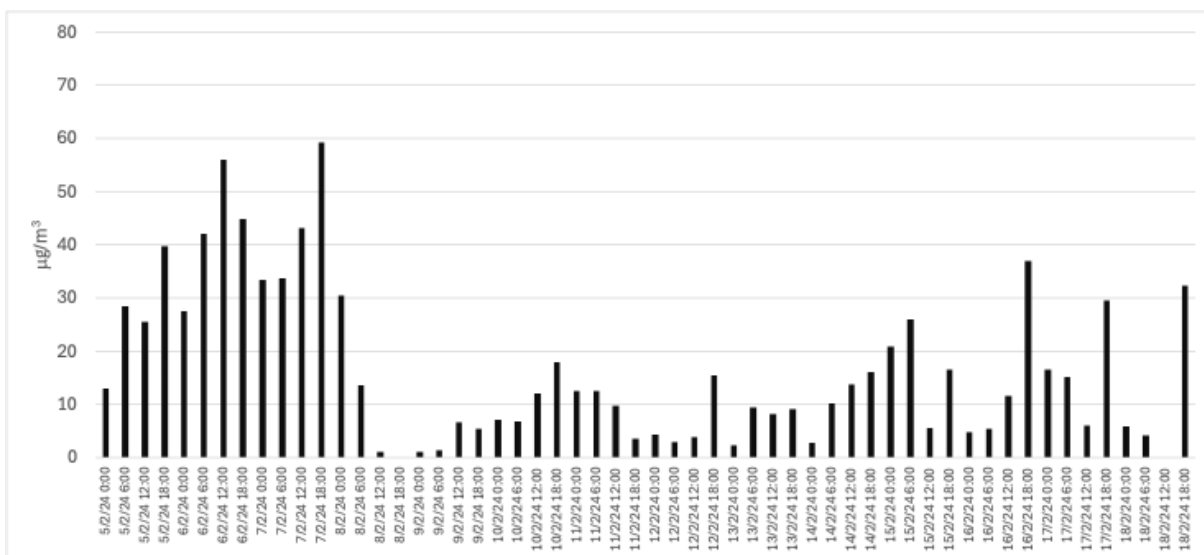


Figura 37 – Concentração de PM₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 5/2/24 a 18/2/24.

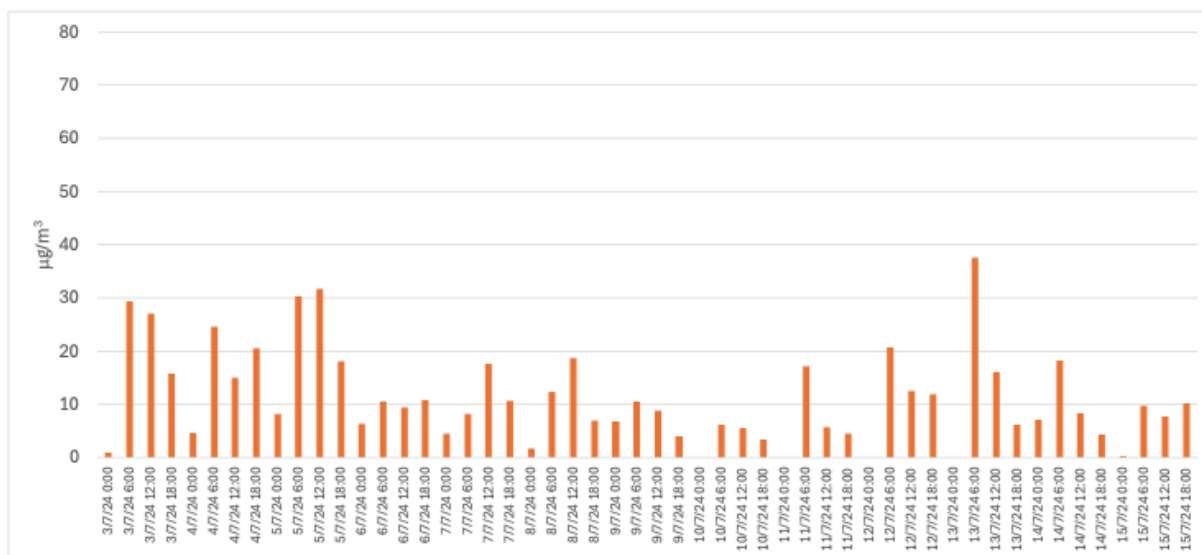


Figura 38 – Concentração de PM₁₀ medidas em Viseu (EMQA ESTGV/IPV) no período de 2/7/24 a 15/7/24.

As elevadas taxas de concentração de PM₁₀ durante o período noturno a não é observado nos dias 2/7/24 a 15/7/24 (Figura 38), pois, durante o verão, não há o costume o uso de lareiras devido às temperaturas elevadas (Figura 43).

A Tabela 12 exhibe a concentração média de PM₁₀ em µg/m³ durante os intervalos apresentados.

Tabela 12 - Concentração média de PM₁₀ (µg/m³) nos períodos caracterizados.

Intervalo	Número de dias	Concentração média de PM ₁₀ (µg/m ³)	Volume amostrado (m ³)	Massa de PM ₁₀ (µg)
28/12/23 a 7/1/24	11	19	242	4540
8/1/24 a 21/1/24	14	16	312	4851
22/1/24 a 4/2/24	14	18	316	5831
5/2/24 a 18/2/24	14	16	322	5206
3/7/24 a 15/7/24	13	11	305	3455

5.2 Condições meteorológicas

As Figura 39 à Figura 43 apresentam a temperatura e a precipitação medidas na Estação meteorológica de Viseu nos mesmos intervalos contidos na Tabela 12. Observa-se que em dias chuvosos a temperatura possui baixa variação quando comparada aos dias secos.

Ao relacionar as informações de temperatura da Figura 39 as concentrações de PM₁₀ da Figura 34, os dias mais frios como 1/1/24, 6/1/24 e 7/1/24 apresentaram as maiores concentrações de PM₁₀, a confirmar a premissa do uso das lareiras em dias mais frios. O mesmo ocorre nos dias 20/1/24 e 21/1/24.

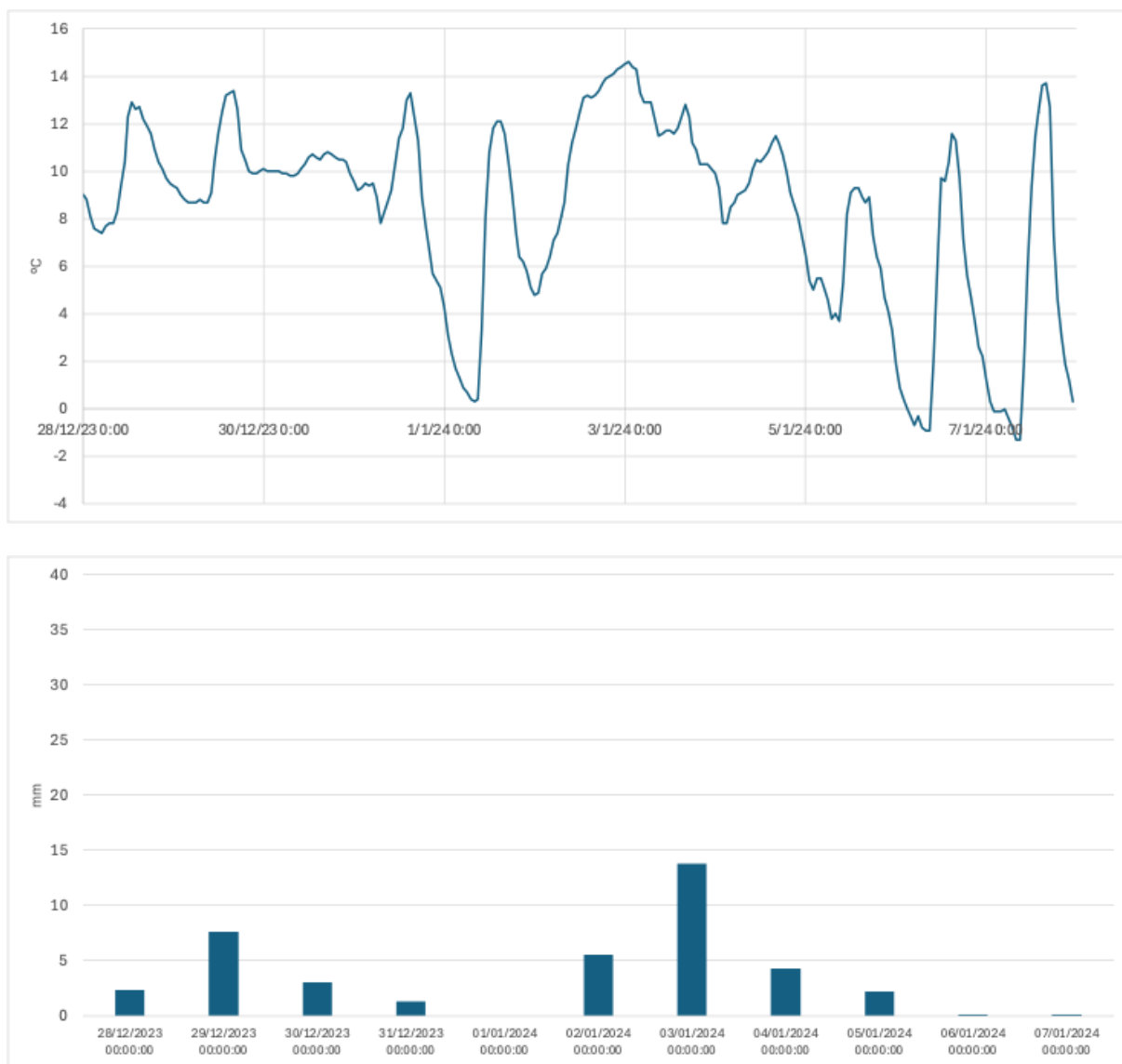


Figura 39 – Temperatura e precipitação no período de 28/12/23 a 7/1/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.

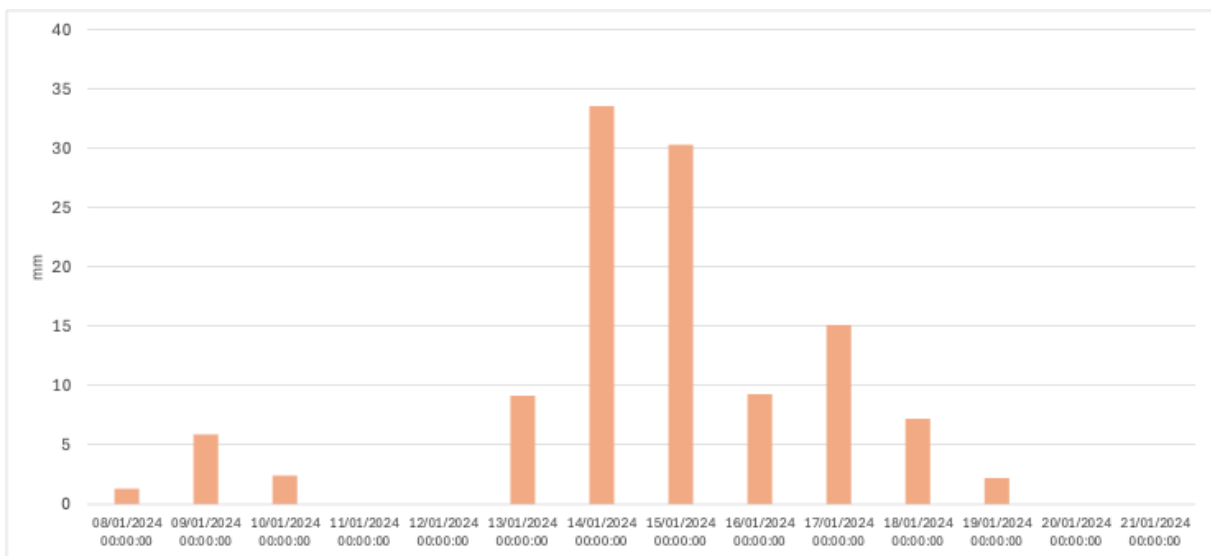
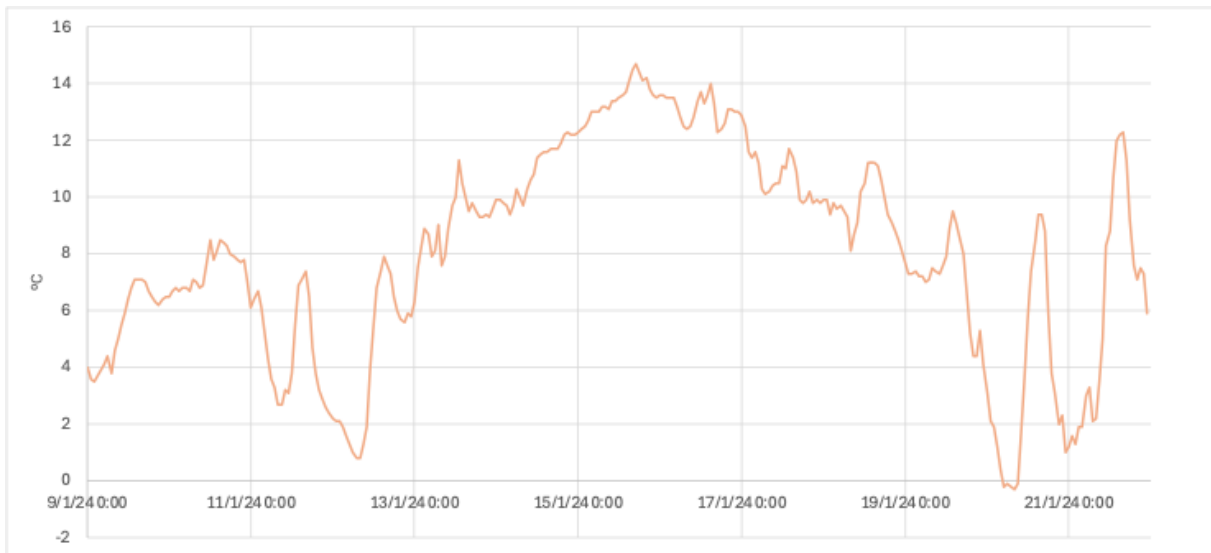


Figura 40 – Temperatura e precipitação no período de 8/1/24 a 21/1/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.

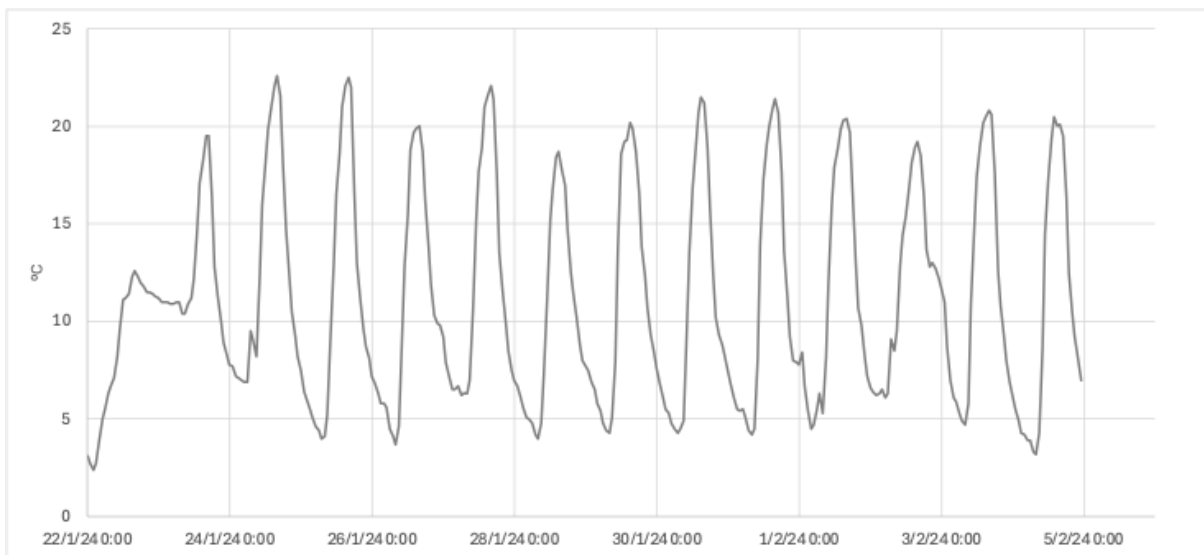


Figura 41 – Temperatura e precipitação no período de 22/1/24 a 4/2/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.

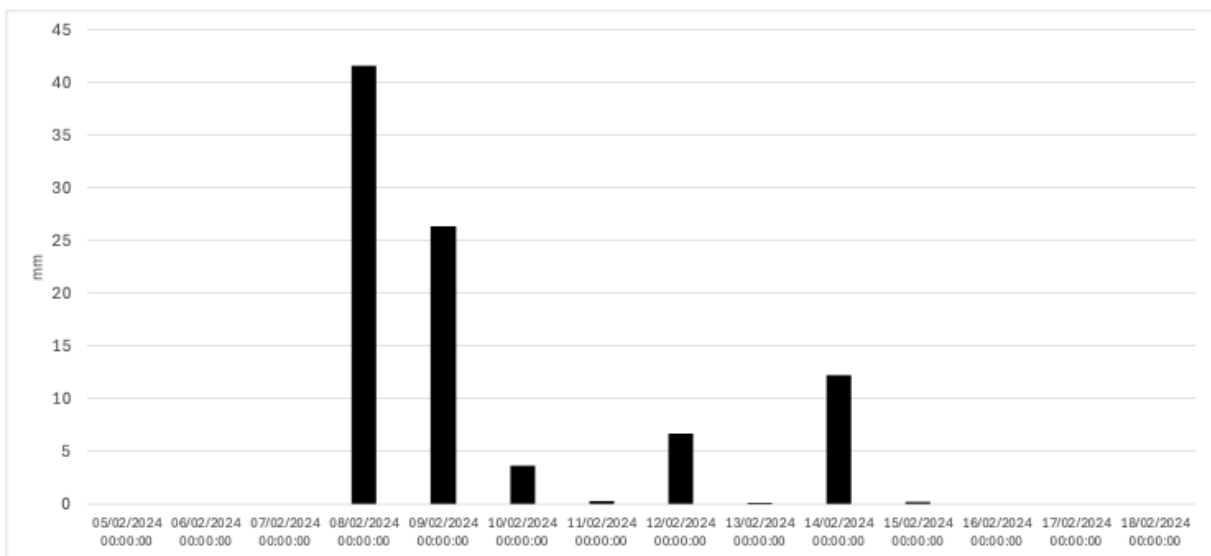
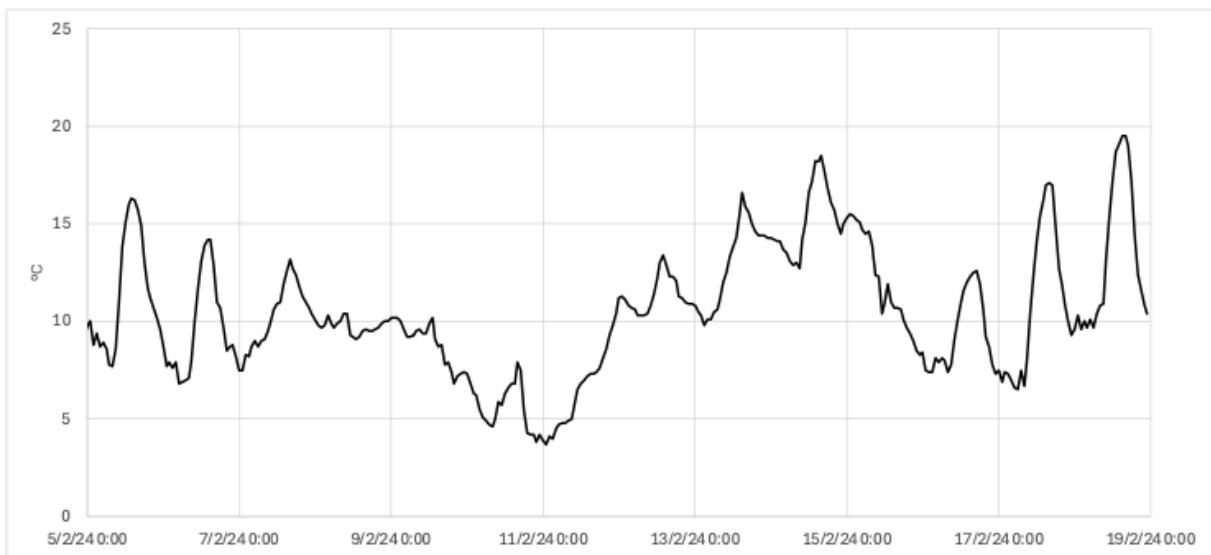


Figura 42 – Temperatura e precipitação no período de 5/2/24 a 18/2/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.

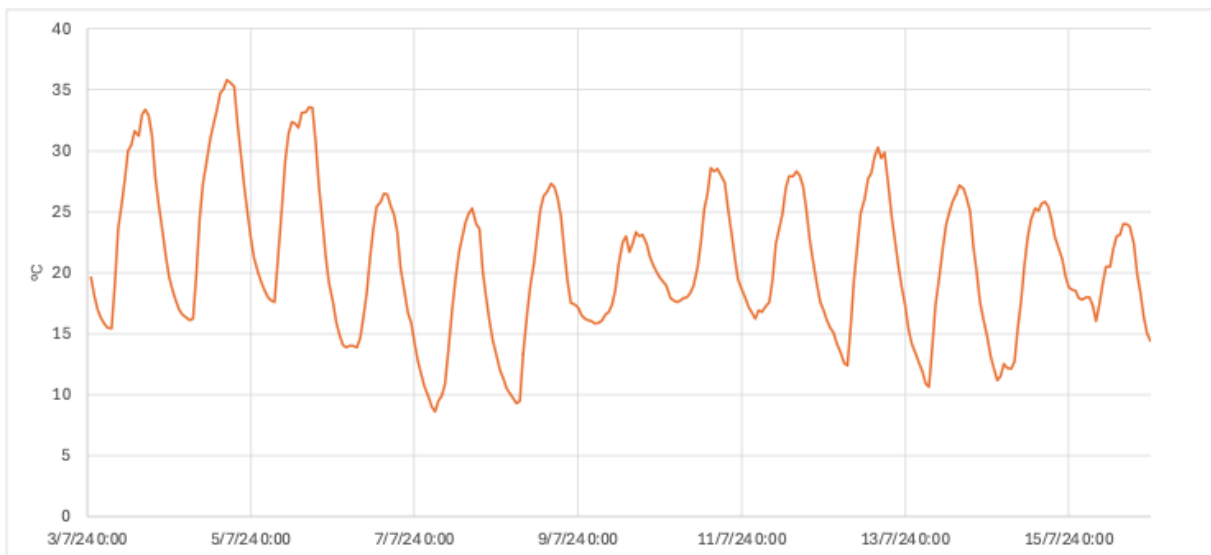


Figura 43 – Temperatura e precipitação no período de 3/7/24 a 15/7/24 medida na Estação meteorológica de Viseu.

5.3 Concentração de BaP

5.3.1 Curva de calibração

Na Figura 44 a Figura 50 apresentam os cromatogramas obtidos das soluções padrão no modo Monitoramento de Íon Seleccionado (SIM) para o íon de massa 252, correspondente ao BaP. As imagens foram obtidas através do *software* OpenChrom Labicate Edition.

Para o método desenvolvido, os picos de BaP se apresentaram em média aos 23 minutos e 6 segundos

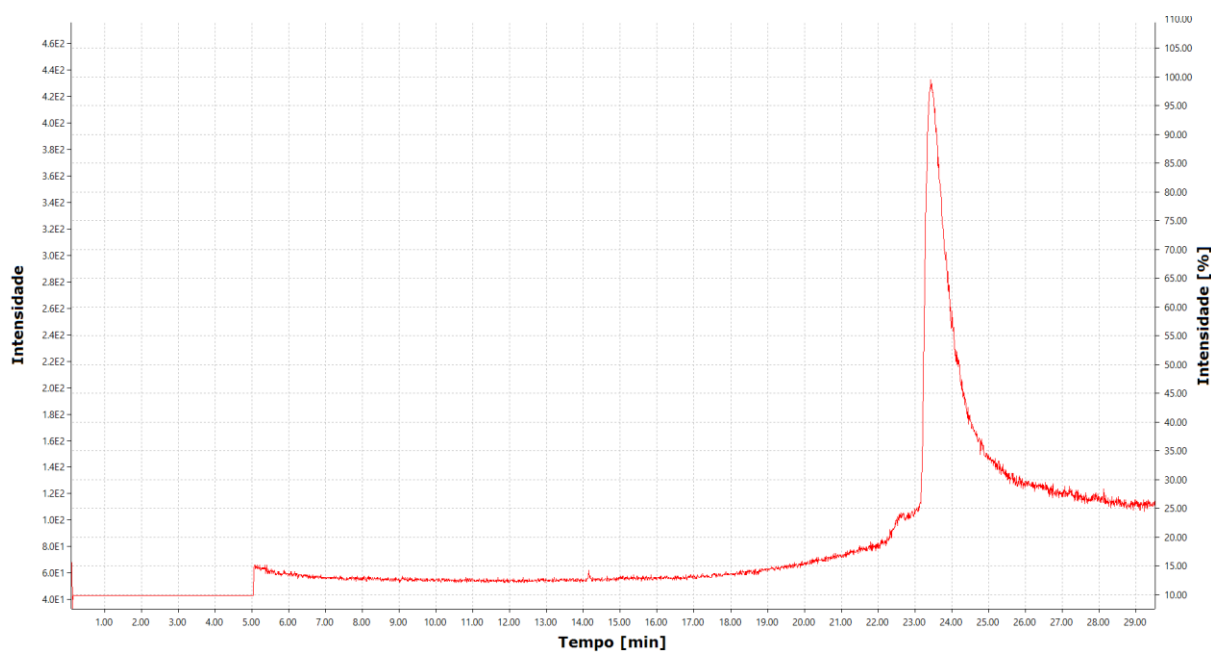


Figura 44 - Cromatograma da solução padrão 0,1 µg/ml de BaP

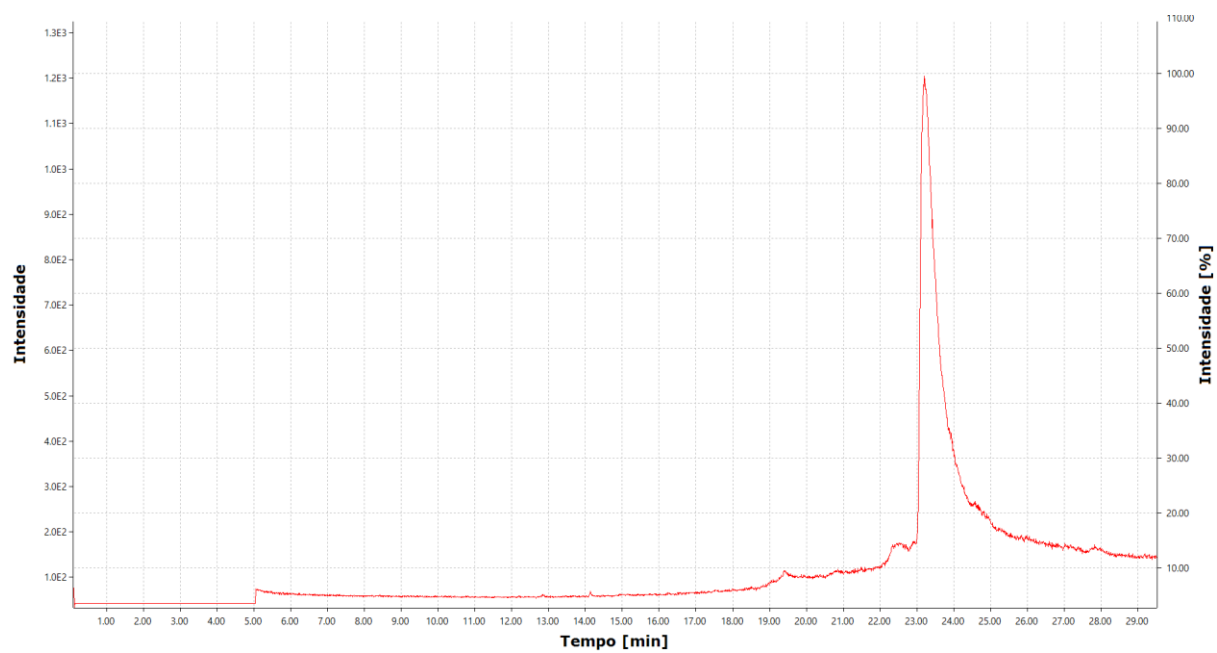


Figura 45 - Cromatograma da solução padrão 0,25 µg/ml de BaP.

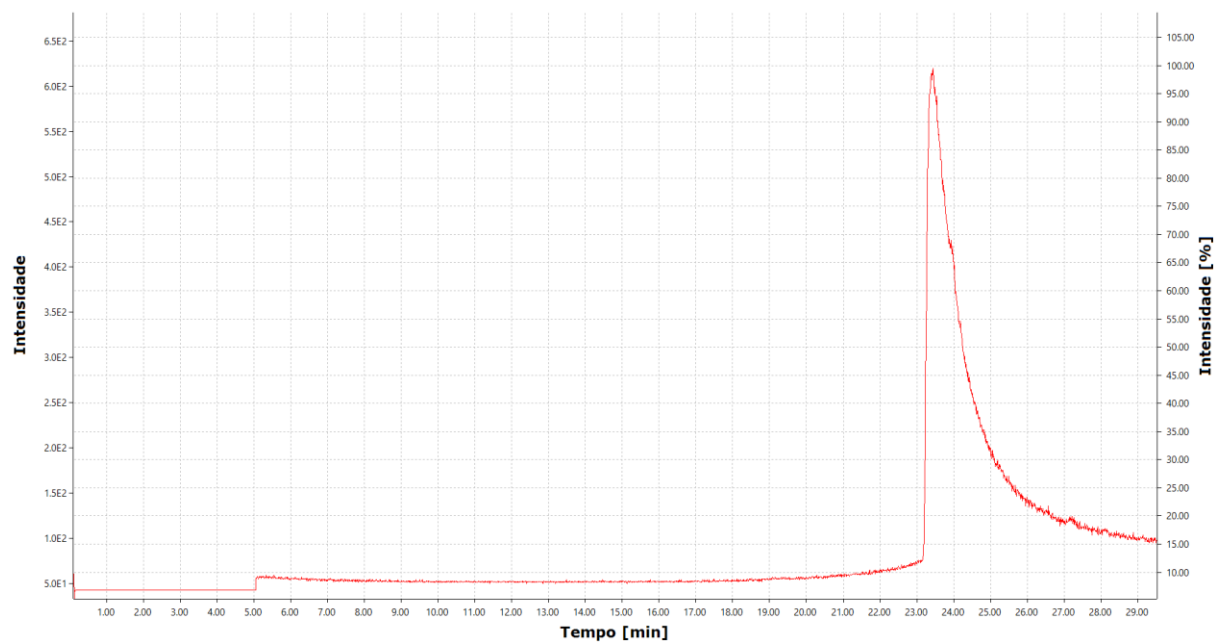


Figura 46 - Cromatograma da solução padrão 0,5 µg/ml de BaP.

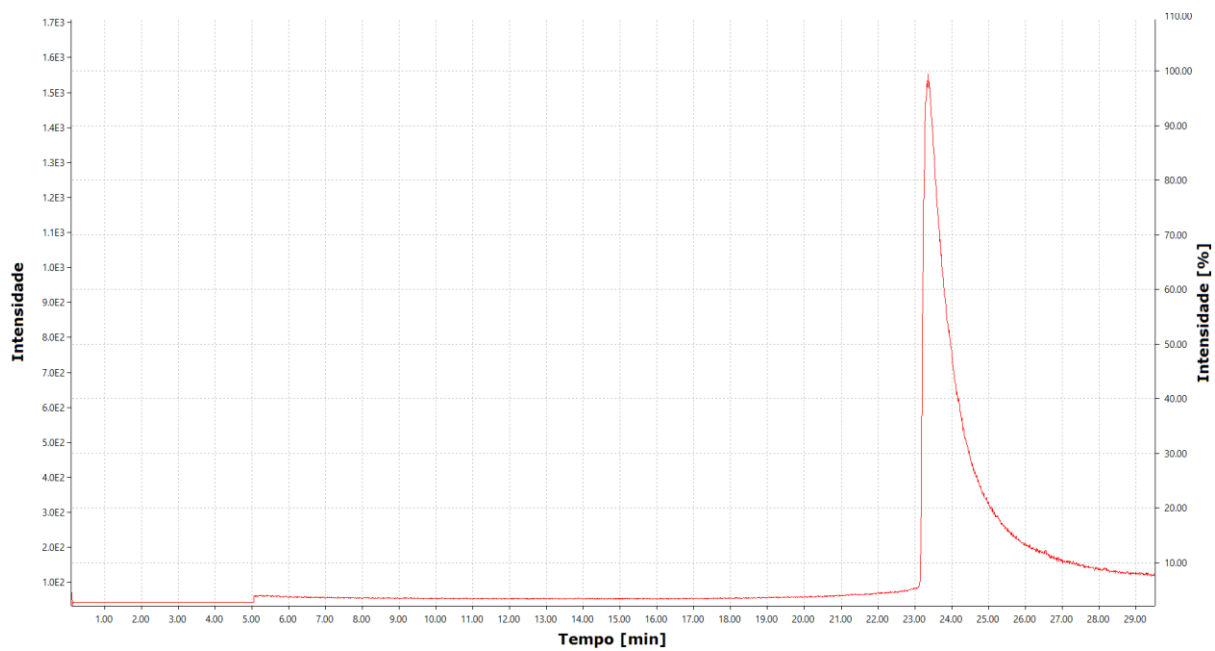


Figura 47 - Cromatograma da solução padrão 1,0 µg/ml de BaP.

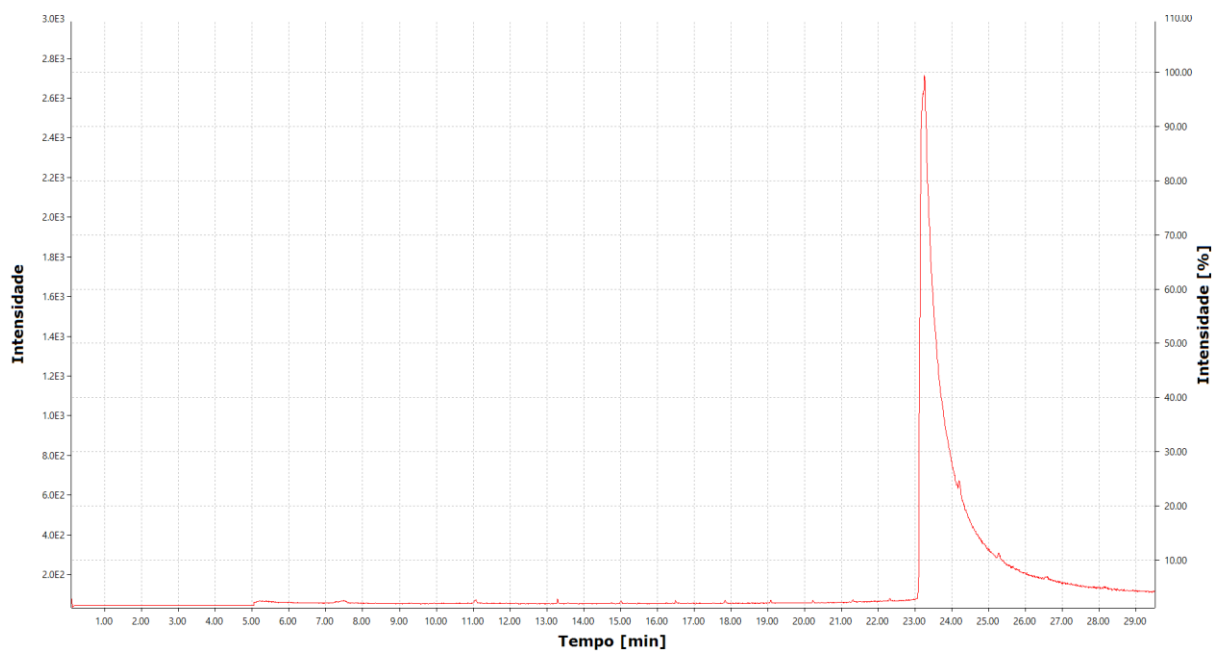


Figura 48 - Cromatograma da solução padrão 1,5 µg/ml de BaP.

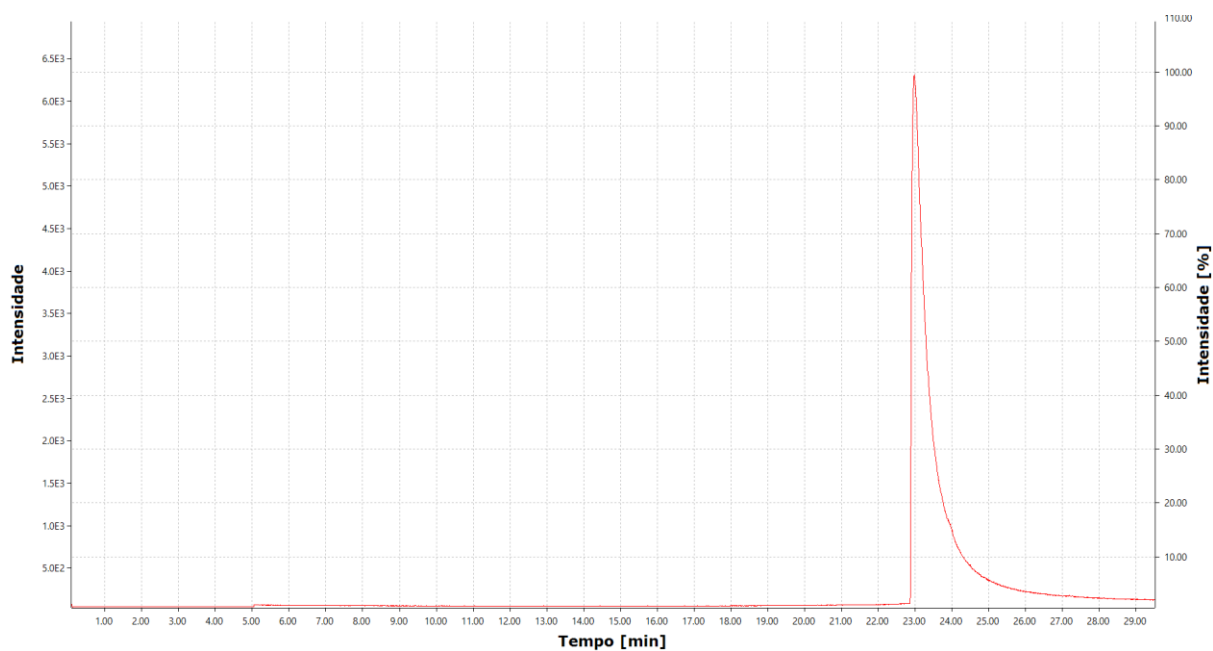


Figura 49 - Cromatograma da solução padrão 2,0 µg/ml de BaP.

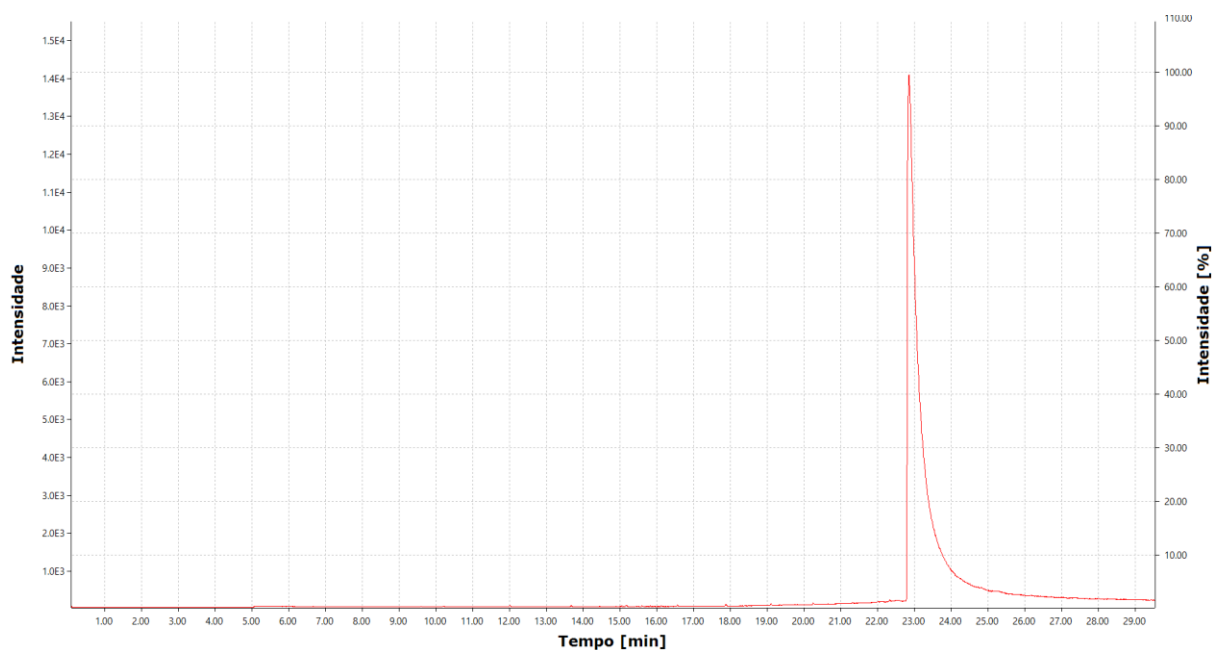


Figura 50 - Cromatograma da solução padrão 2,5 µg/ml de BaP.

Com as áreas dos picos obtidas nos cromatogramas (Tabela 13), foi obtida uma curva de calibração linear com coeficiente de determinação (R^2) de **0,9942** (Figura 51), a indicar boa linearidade e adequação para uso na análise quantitativa de BaP nas amostras.

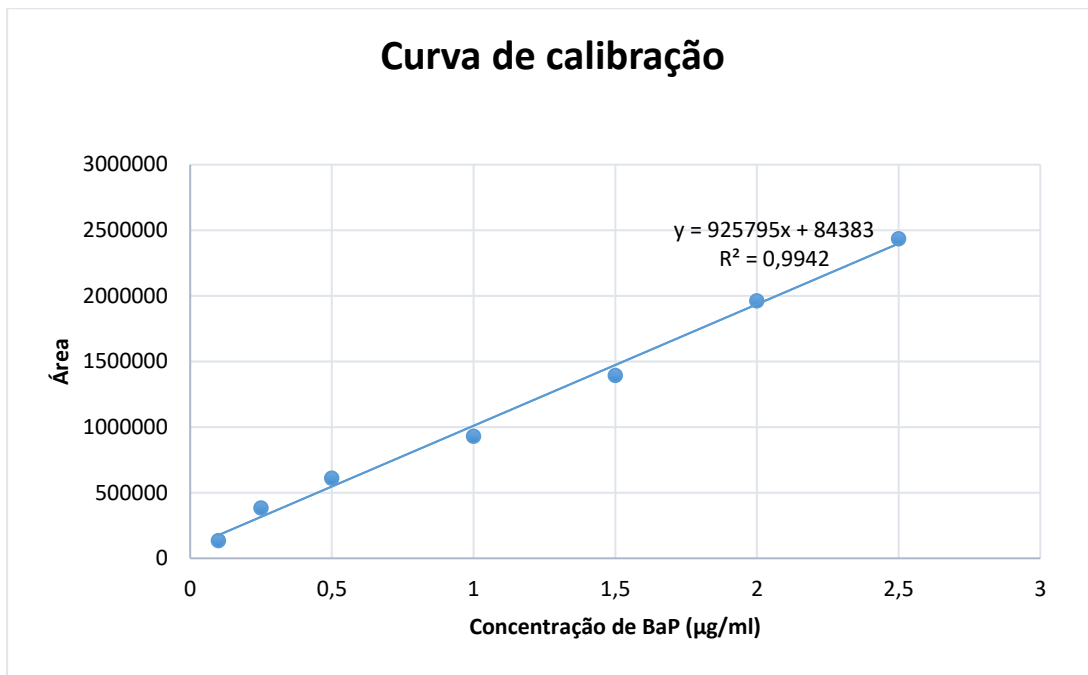


Figura 51 - Representação gráfica da curva de calibração de BaP.

Tabela 13 – Relação entre a concentração do padrão com a área do pico de BaP no cromatograma correspondente.

<i>Concentração (µg/ml)</i>	<i>Área</i>
0,10	135 269
0,25	383 834
0,50	611 889
1,00	931 823
1,50	1 394 477
2,00	1 963 906
2,50	2 436 967

5.3.2 Resultados dos Cromatogramas das Amostras

A média dos valores da área dos picos dos cromatogramas dos testes de recuperação, *vide* Figura 52 e Figura 53, foi de 2 176 205 que quando comparado ao valor do padrão 2,5 µg/ml de 2 436 967, apresentaram eficiência de 89,3%, conforme a norma EN 15549:2008, que estabelece recuperações aceitáveis entre 80–110% para PAHs.

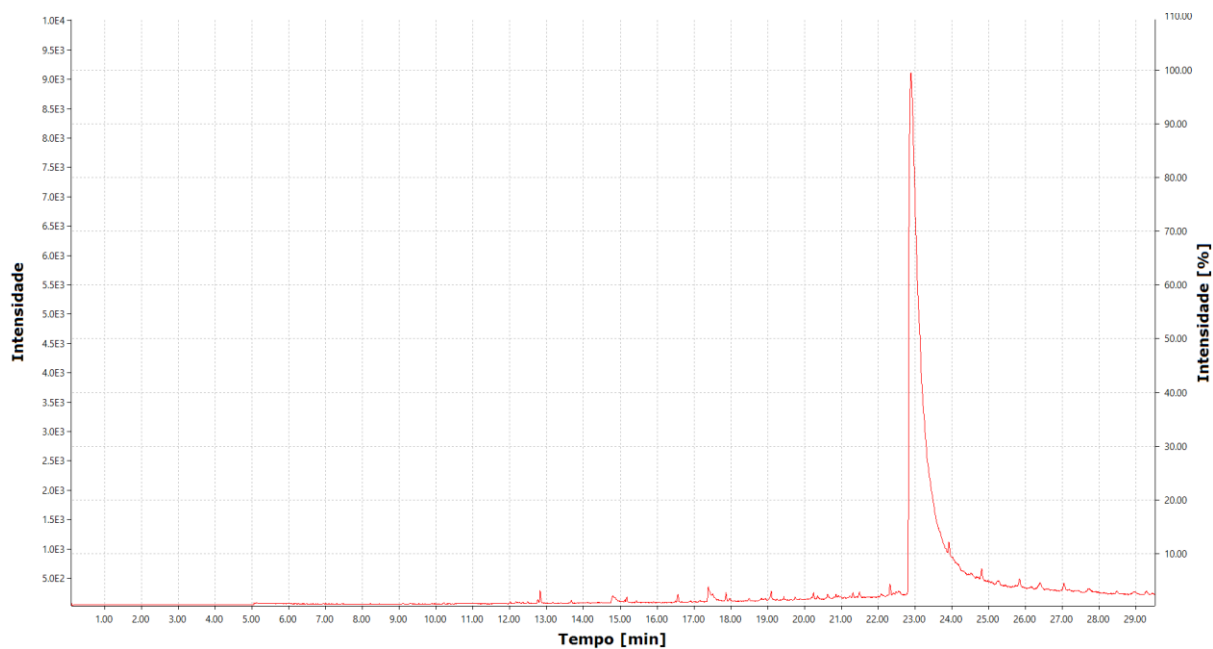


Figura 52 – Primeiro cromatograma do teste de recuperação 2,5 µg/ml de BaP.

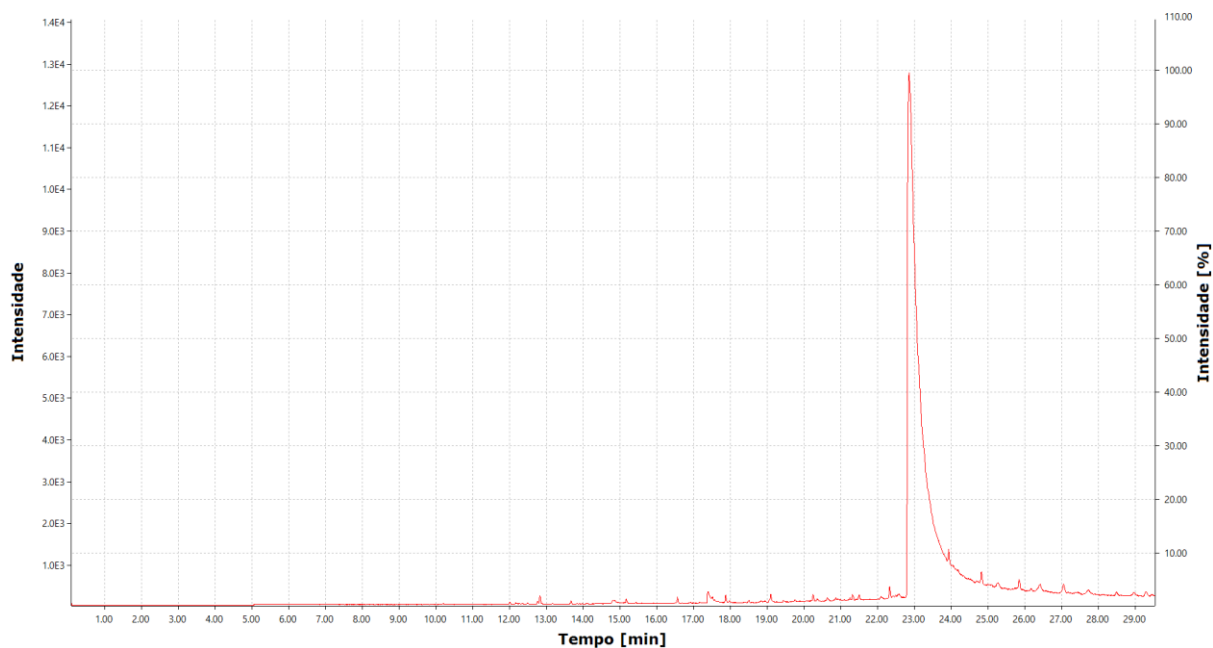


Figura 53 - Segundo cromatograma do teste de recuperação 2,5 µg/ml de BaP.

Os resultados obtidos neste estudo evidenciam os níveis de concentração de BaP no ar da cidade de Viseu em diferentes intervalos temporais, as amostras de inverno (dezembro – fevereiro) foram priorizadas devido ao uso intensivo de lareiras, enquanto julho serviu como controle de baixa emissão. A análise cromatográfica permitiu quantificar a concentração de BaP nas

amostras (Figura 54 à Figura 58), obtidas a partir da fração PM10. A Tabela 14 apresenta os resultados obtidos.

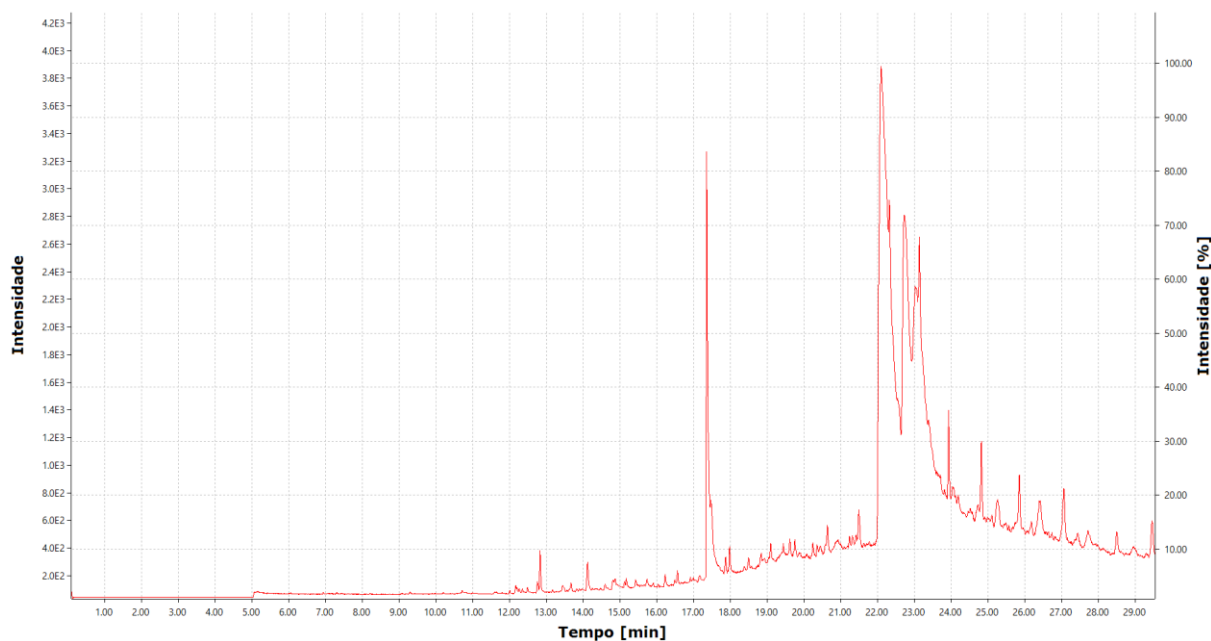


Figura 54 - Cromatograma correspondente à amostra do intervalo 28/12 a 7/1 de 2024.

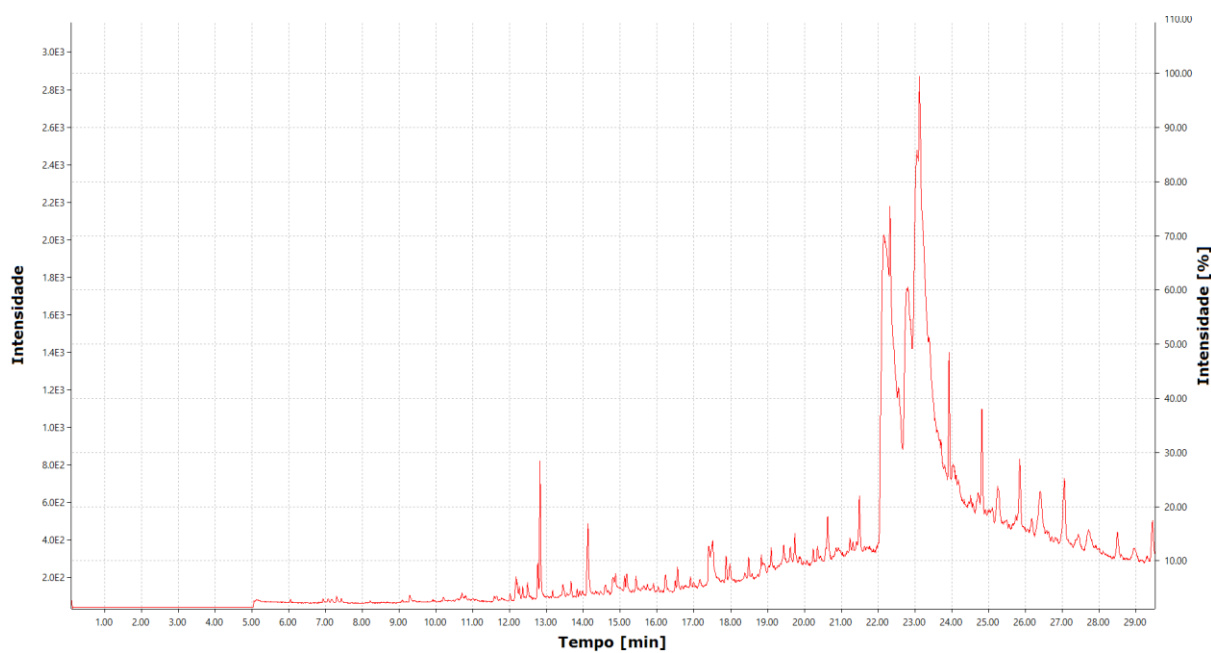


Figura 55 - Cromatograma correspondente à amostra do intervalo 8/1 a 21/1 de 2024.

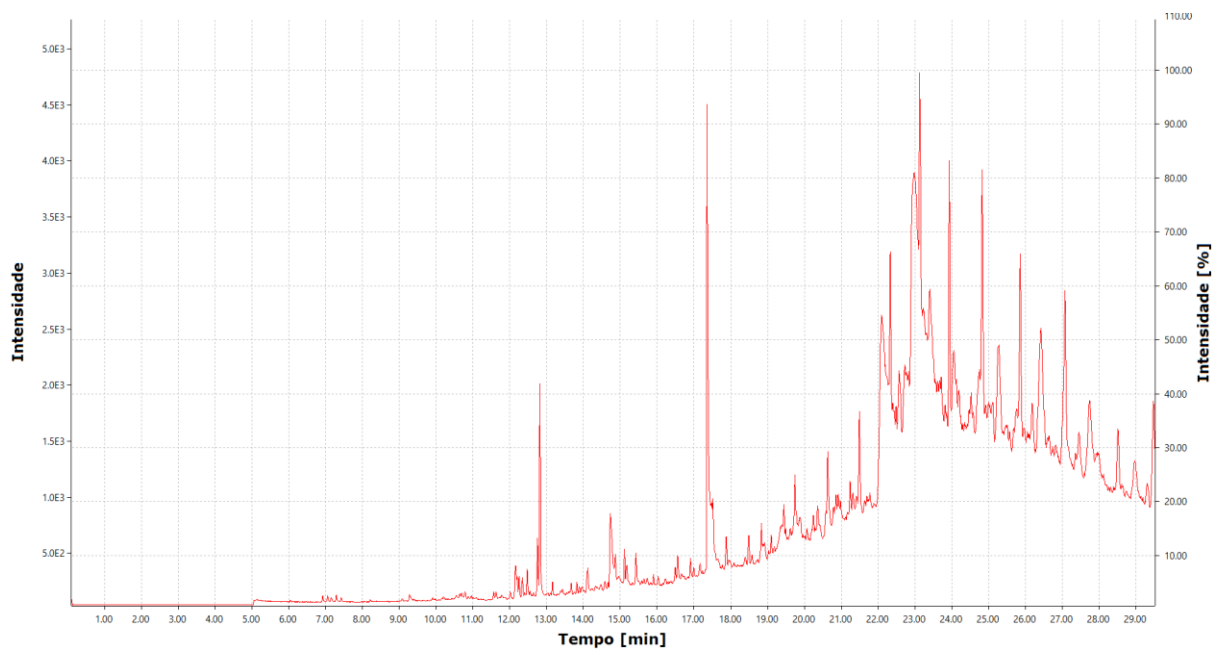


Figura 56 - Cromatograma correspondente à amostra do intervalo 22/1 a 4/2 de 2024.

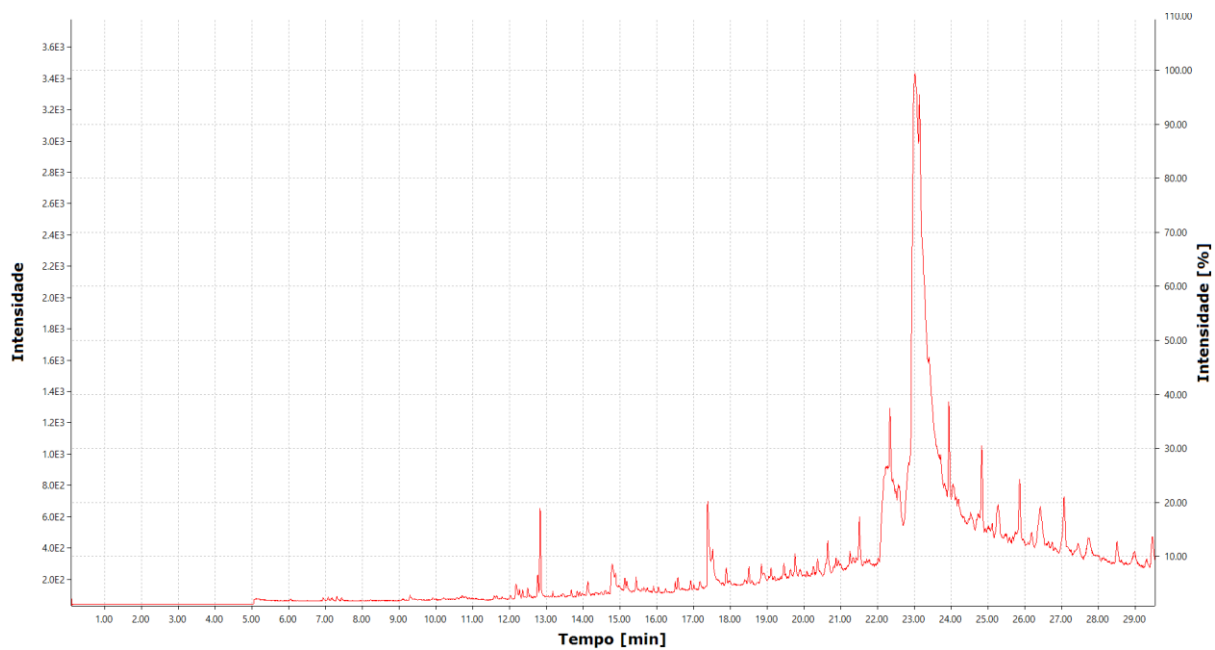


Figura 57 - Cromatograma da amostra do intervalo 5/2 a 18/2 de 2024.

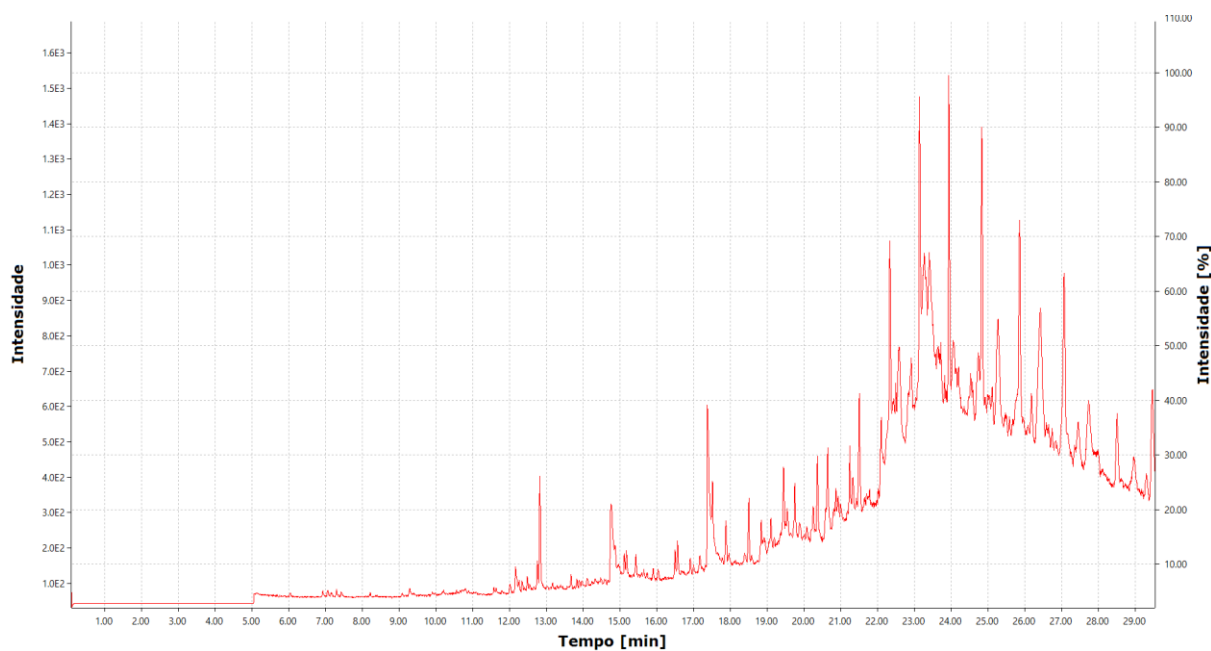


Figura 58 – Cromatograma da amostra do intervalo 3/7 a 15/7 de 2024.

Tabela 14 – Resultados obtidos da concentração de BaP (ng/m^3)

Intervalo	Concentração de PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Área (Cromatograma)	Dias	Volume da amostra após concentração (ml)	Concentração total ($\mu\text{g}/\text{ml}$)	Concentração de BaP (ng/m^3)	Concentração real de BaP (ng/m^3)
28/12/23 a 7/1/24	19	680 247	10	1	0,64	2,68	3,00
8/1/24 a 21/1/24	16	678 183	14	0,5	0,32	0,95	1,06
22/1/24 a 4/2/24	18	n/a	12	0,5	n/a	n/a	n/a
5/2/24 a 18/2/24	16	678 909	14	1	0,64	1,91	2,13
3/7/24 a 15/7/24	11	n/a	14	1	n/a	n/a	n/a

No primeiro período, entre 28/12/23 e 7/1/24, a concentração atingiu $3 \text{ ng}/\text{m}^3$, um valor que ultrapassa de forma significativa o limite estabelecido pela Diretiva Europeia 2004/107/CE, fixado em $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ como média anual. Este aumento pode ser explicado pelo uso mais intensivo de lareiras durante os dias mais frios, especialmente na transição do mês de dezembro para janeiro.

No segundo intervalo, entre 8/1/24 e 21/1/24, registou-se uma redução acentuada na concentração de BaP, com um valor de $1 \text{ ng}/\text{m}^3$. Embora este resultado represente uma redução em relação ao primeiro período, o valor é igual ao limite regulamentar e continua a ser relevante em termos de impacto na qualidade do ar. A redução poderá estar relacionada com uma menor

utilização das lareiras neste período ou com condições climáticas mais favoráveis à dispersão das partículas finas.

No terceiro intervalo, correspondente ao período entre 22/1/24 e 4/2/24, não foi possível detectar picos cromatográficos nas amostras analisadas. A ausência de pico indica menor uso de lareiras visto que o intervalo apresentou temperaturas que chegaram a superar os 20° C conforme a Figura 41.

No quarto período, entre 5/2/24 e 18/2/24, verificou-se novamente um aumento nos valores de BaP, com uma concentração de 2 ng/m³, sendo assim superior ao limite estabelecido (1 ng/m³ como média anual).

Por fim, no quinto período, correspondente ao verão, entre 2/7/24 e 15/7/24, não foi possível identificar pico no cromatograma, como um indício de concentração abaixo dos limites de detecção estabelecido. Esse resultado foi o esperado devido a não utilização do aquecimento doméstico nesta época do ano.

De forma global, as concentrações de BaP no inverno (até 3,00 ng/m³), a exceder em 3 vezes o limite da UE (1 ng/m³), associam-se ao uso sazonal de lareiras, conforme demonstrado pela relação das concentrações de BaP com dados das concentrações de PM₁₀ (Figura 34 à Figura 38), dados meteorológicos (Figura 39 à Figura 43) e dados socioeconômicos (Tabela 3). Os resultados demonstram que a utilização de lenha para aquecimento residencial, combinada com condições atmosféricas adversas à dispersão dos poluentes, exerce um impacto significativo na concentração de BaP na atmosfera de Viseu.

6 CONCLUSÃO

A investigação realizada sobre a qualidade do ar em Viseu indica uma relação entre o uso de lareiras residenciais e a elevada concentração de BaP no ambiente durante os dias mais frios do ano. Os níveis de BaP encontrados superam os limites estabelecidos pela legislação europeia, o que indica um impacto negativo na saúde da população local.

O estudo atenta para a possibilidade que a queima de lenha em lareiras tradicionais, uma prática comum em muitas residências durante o inverno, é a principal fonte de emissão de BaP na cidade. Esta substância, altamente cancerígena, representa um grave risco para a saúde respiratória e cardiovascular.

Face a estes resultados, torna-se evidente a necessidade de monitorizar continuamente os níveis de poluentes atmosféricos em Viseu, de forma a acompanhar as variações sazonais e avaliar a eficácia das medidas adotadas. Além disso, é fundamental implementar políticas públicas como subsídios para substituição de lareiras por sistemas de aquecimento limpo mais eficientes e menos poluentes, como o gás natural ou a eletricidade.

A educação ambiental também desempenha um papel crucial neste processo, pois é através da sensibilização da população sobre os impactos da poluição do ar e da importância de adotar práticas mais sustentáveis que se pode promover a mudança de hábitos.

Em suma, este estudo demonstra a urgência de adotar medidas para reduzir a emissão de poluentes atmosféricos em Viseu, especialmente durante o período de inverno, além da realização de mais trabalhos sobre o tema na região, visto que a escassez de referências de PAH em Viseu. Apesar dos resultados indicarem uma correlação entre o uso de lareiras e o aumento de BaP, limitações como a ausência de dados sobre emissões veiculares e industriais na área de estudo impedem uma análise multifatorial. Futuros trabalhos poderiam incluir modelagem de fontes para discriminar contribuições específicas.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Portuguesa do Ambiente. (2021a). Emissões de Poluentes Atmosféricos por Concelho 2015, 2017 e 2019. <https://apambiente.pt/clima/distribuicao-espacial-de-emissoes-nacionais-2015-2017-e-2019>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2021b). Planos de qualidade do ar. <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/planos-de-qualidade-do-ar>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2023). Relatório do Estado do Ambiente. https://rea.apambiente.pt/sites/default/files/rea/REA%202022_2023_pdf_vfinal_11_10_2023.pdf
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2024a). Inventário Nacional de Emissões por Fontes e Remoção por Sumidouros de Poluentes Atmosféricos (INERPA). <https://apambiente.pt/clima/inventario-nacional-de-emissoes-por-fontes-e-remocao-por-sumidouros-de-poluentes-atmosfericos>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2024b). QUALAR – Informações sobre eventos naturais. https://qualar.apambiente.pt/node/eventos_naturais
- Abdel-Shafy, H. I., & Mansour, M. S. M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*, 25(1), 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- Albuquerque, M., Coutinho, M., & Borrego, C. (2016). Long-term monitoring and seasonal analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) measured over a decade in the ambient air of Porto, Portugal. *Science of The Total Environment*, 543, 439–448. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.064>

- Barry, G., Cook, J. W., Haslewood, G. A. D., Hewett, C. L., & Kennaway, E. L. (1935). The production of cancer by pure hydrocarbons—Part III. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B - Biological Sciences*, 117(804), 318–351. <https://doi.org/10.1098/rspb.1935.0032>
- Basavaiah, N., Mohite, R. D., Singare, P. U., Reddy, A. V. R., Singhal, R. K., & Blaha, U. (2017). Vertical distribution, composition profiles, sources and toxicity assessment of PAH residues in the reclaimed mudflat sediments from the adjacent Thane Creek of Mumbai. *Marine Pollution Bulletin*, 118(1–2), 112–124. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.049>
- Boström, C.-E., Gerde, P., Hanberg, A., Jernström, B., Johansson, C., Kyrklund, T., Rannug, A., Törnqvist, M., Victorin, K., & Westerholm, R. (2002). Cancer risk assessment, indicators, and guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbons in the ambient air. *Environmental Health Perspectives*, 110(suppl 3), 451–488. <https://doi.org/10.1289/ehp.110-1241197>
- Bukowska, B., Mokra, K., & Michałowicz, J. (2022). Benzo[a]pyrene—Environmental Occurrence, Human Exposure, and Mechanisms of Toxicity. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(11), 6348. <https://doi.org/10.3390/ijms23116348>
- Cerqueira, M., & Matos, J. (2019). A one-year record of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons at an urban background site in Lisbon Metropolitan Area, Portugal. *Science of The Total Environment*, 658, 34–41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.151>
- Dawiec, D., & Ginda, G. (2019, dezembro 3). *Low emission hell in Polish cities – how to get rid of it through technical solutions applied in single family houses?* The 13th international scientific conference “Modern Building Materials, Structures and

Techniques”, Vilnius Gediminas Technical University.

<https://doi.org/10.3846/mbmst.2019.058>

European Committee for Standardization. (2008). EN 15549:2008 — Air quality — Standard method for the measurement of the concentration of benzo[a]pyrene in ambient air. CEN.

European Committee for Standardization. (2017). EN 16450:2017 — Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter in ambient air. CEN.

Friedman, C. L., Pierce, J. R., & Selin, N. E. (2014). Assessing the Influence of Secondary Organic versus Primary Carbonaceous Aerosols on Long-Range Atmospheric Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Transport. *Environmental Science & Technology*, 48(6), 3293–3302. <https://doi.org/10.1021/es405219r>

Gianelle, V., Colombi, C., Caserini, S., Ozgen, S., Galante, S., Marongiu, A., & Lanzani, G. (2013). Benzo(a)pyrene air concentrations and emission inventory in Lombardy region, Italy. *Atmospheric Pollution Research*, 4(3), 257–266. <https://doi.org/10.5094/APR.2013.028>

Gustafson, P., Barregard, L., Lindahl, R., & Sallsten, G. (2005). Formaldehyde levels in Sweden: Personal exposure, indoor, and outdoor concentrations. *J. Exposure Anal. Environ. Epidemiol.*, 15, 252.

Harvey, R. G. (1997). *Polycyclic aromatic hydrocarbons*. Wiley-VCH.

Hellén, H., Kangas, L., Kousa, A., Vestenius, M., Teinilä, K., Karppinen, A., Kukkonen, J., & Niemi, J. V. (2016). *Evaluation of the impact of wood combustion on benzo(a)pyrene concentrations, using ambient air measurements and dispersion modelling in Helsinki*,

- Finland* [Preprint]. Aerosols/Field Measurements/Troposphere/Chemistry (chemical composition and reactions). <https://doi.org/10.5194/acp-2016-780>
- Horálek, J., Schreiberová, M., Vlasáková, L., Marková, J., Kurfürst, P., Schovánková, J., Schneider, P., & Tognet, F. (2021). *ETC/ATNI Report 2020/10: European air quality maps for 2018. PM10, PM2.5, Ozone, NO2 and NOx Spatial estimates and their uncertainties*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.4638651>
- Hubert, W., Kowalik, W., Komorowska, A., Kryzia, D., Peplowska, M., & Gawlik, L. (2023). Territorial trauma or modernization experience? The Kraków Metropolitan Area and Silesia as case studies affected by intensive energy transition processes. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi - Mineral Resources Management*. <https://doi.org/10.24425/gsm.2023.147552>
- IARC (Org.). (2010). *Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related occupational exposures*. IARC. <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Some-Non-heterocyclic-Polycyclic-Aromatic-Hydrocarbons-And-Some-Related-Exposures-2010>
- Kryzia, D., & Peplowska, M. (2019). The impact of measures aimed at reducing low-stack emission in Poland on the energy efficiency and household emission of pollutants. *Polityka Energetyczna – Energy Policy Journal*, 22(2), 121–132. <https://doi.org/10.33223/epj/109912>
- Oliveira, C., Martins, N., Tavares, J., Pio, C., Cerqueira, M., Matos, M., Silva, H., Oliveira, C., & Camões, F. (2011). Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in a roadway tunnel in Lisbon, Portugal. *Chemosphere*, 83(11), 1588–1596. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.011>

- Oliveira, M., Slezakova, K., Delerue-Matos, C., Pereira, M. C., & Morais, S. (2019). Children environmental exposure to particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons and biomonitoring in school environments: A review on indoor and outdoor exposure levels, major sources and health impacts. *Environment International*, *124*, 180–204. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.052>
- Pachurka, Łukasz, Gruszecka-Kosowska, A., Kobus, D., & Sówka, I. (2018). Assessment Of Inhalational Exposure Of Residents Of Wrocław, Krakow And Warszawa To Benzo[A]Pyrene. *Ecological Chemistry and Engineering A*, *25(1)*. [https://doi.org/10.2428/ecea.2018.25\(1\)4](https://doi.org/10.2428/ecea.2018.25(1)4)
- Pavlíková, I., Motyka, O., Plášek, V., & Bitta, J. (2021). Monitoring of Heavy Metals and Nitrogen Concentrations in Mosses in the Vicinity of an Integrated Iron and Steel Plant: Case Study in Czechia. *Applied Sciences*, *11(17)*, 8262. <https://doi.org/10.3390/app11178262>
- Pereira Netto, A. D., Moreira, J. C., Dias, A. E. X. O., Arbilla, G., Ferreira, L. F. V., Oliveira, A. S., & Barek, J. (2000). Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): Uma revisão metodológica. *Química Nova*, *23(6)*, 765–773. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000600010>
- Perera, F. P., Poirier, M. C., Yuspa, S. H., Nakayama, J., Jaretzki, A., Curnen, M. M., Knowles, D. M., & Weinstein, I. B. (1982). A pilot project in molecular cancer epidemiology: Determination of benzo[a]pyrene — DNA adducts in animal and human tissues by immunoassays. *Carcinogenesis*, *3(12)*, 1405–1410. <https://doi.org/10.1093/carcin/3.12.1405>
- Porwisiak, P., Werner, M., Kryza, M., Vieno, M., Holland, M., ApSimon, H., Drzeniecka-Osiadacz, A., Skotak, K., Gawuc, L., & Szymankiewicz, K. (2023). Modelling

- benzo(a)pyrene concentrations for different meteorological conditions – Analysis of lung cancer cases and associated economic costs. *Environment International*, 173, 107863. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2023.107863>
- Saha, M., Takada, H., & Bhattacharya, B. (2012). Establishing Criteria of Relative Abundance of Alkyl Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) for Differentiation of Pyrogenic and Petrogenic PAHs: An Application to Indian Sediment. *Environmental Forensics*, 13(4), 312–331. <https://doi.org/10.1080/15275922.2012.729005>
- Seibert, R., Nikolova, I., Volná, V., Krejčí, B., & Hladký, D. (2020). Air Pollution Sources' Contribution to PM_{2.5} Concentration in the Northeastern Part of the Czech Republic. *Atmosphere*, 11(5), 522. <https://doi.org/10.3390/atmos11050522>
- Shimizu, Y., Nakatsuru, Y., Ichinose, M., Takahashi, Y., Kume, H., Mimura, J., Fujii-Kuriyama, Y., & Ishikawa, T. (2000). Benzo[a]pyrene carcinogenicity is lost in mice lacking the aryl hydrocarbon receptor. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(2), 779–782. <https://doi.org/10.1073/pnas.97.2.779>
- Simoneit, B. R. T. (2002). Biomass burning—A review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. *Applied Geochemistry*, 17(3), 129–162. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00061-0](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00061-0)
- Slezakova, K., Pires, J. C. M., Castro, D., Alvim-Ferraz, M. C. M., Delerue-Matos, C., Morais, S., & Pereira, M. C. (2013). PAH air pollution at a Portuguese urban area: Carcinogenic risks and sources identification. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(6), 3932–3945. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1300-7>
- Sygit, K., Kollataj, W., Sygit, M., Kollataj, B., Harasimowicz-Bak, M., & Dorota Karwat, I. (2012). Air Pollution Makes Public Health Problem in Urban Agglomeration

Environment in Poland. *Environment and Pollution*, 1(2), p112.
<https://doi.org/10.5539/ep.v1n2p112>

Van Drooge, B. L., & Ballesta, P. P. (2009). Seasonal and Daily Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Concentrations in PM₁₀ in a Semirural European Area. *Environmental Science & Technology*, 43(19), 7310–7316.
<https://doi.org/10.1021/es901381a>

WHO. (2021). *Human health effects of polycyclic aromatic hydrocarbons as ambient air pollutants: Report of the Working Group on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons of the Joint Task Force on the Health Aspects of Air Pollution*.

Williams, M. A., Salice, C., & Reddy, G. (2015). Wildlife Toxicity Assessment for Benzo[a]Pyrene. In *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern* (p. 421–437). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800020-5.00024-7>

Zgłobicki, W., & Baran-Zgłobicka, B. (2024). Air pollution in major Polish cities in the period 2005–2021: Intensity, effects and attempts to reduce it. *Environmental Research*, 240, 117497. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117497>