

QUALIDADE DO AR NO NORDESTE TRANSMONTANO: MONITORIZAÇÃO, VALIDAÇÃO E INTEGRAÇÃO NA GESTÃO DO TERRITÓRIO

Ane Louise Dionizio Mendes

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no
âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal
do Paraná Campus Londrina*

Orientado por

Manuel Joaquim Sabença Feliciano

Estela Alexandra Domingos Vicente

Jorge Alberto Martins

Bragança

2026

Resumo

A poluição atmosférica constitui um dos principais desafios ambientais e de saúde pública à escala global, sendo responsável por impactes significativos na morbilidade, mortalidade prematura e degradação dos ecossistemas. Apesar dos avanços registados na monitorização e controlo das emissões, persistem importantes lacunas de conhecimento em regiões interiores de baixa densidade populacional, onde a cobertura observacional permanece limitada. Neste contexto, a presente dissertação teve como objetivo avaliar a variabilidade espacial e temporal da qualidade do ar no Nordeste Transmontano, analisando as concentrações de material particulado (PM_{10} e $PM_{2,5}$) e de poluentes gasosos (NO_x , CO e O_3), bem como a influência das condições meteorológicas na sua dinâmica atmosférica. O estudo foi desenvolvido no município de Bragança, recorrendo a uma estação móvel de monitorização da qualidade do ar instalada em três locais representativos de diferentes contextos territoriais. Foram recolhidos dados de poluentes atmosféricos e variáveis meteorológicas durante campanhas realizadas no período de inverno, posteriormente submetidos a procedimentos de validação e análise estatística descritiva e inferencial.

Os resultados evidenciaram uma variabilidade espacial significativa das concentrações de poluentes, com os valores mais elevados de PM_{10} e $PM_{2,5}$ observados nos locais sujeitos a maior influência antropogénica. Os episódios de concentração mais elevados estiveram associados à combustão residencial de biomassa e às emissões do tráfego rodoviário. Embora apenas algumas excedências do valor-limite diário para PM_{10} tenham sido registadas, verificaram-se múltiplas ultrapassagens das recomendações da Organização Mundial da Saúde para $PM_{2,5}$. A análise meteorológica demonstrou que a velocidade do vento favoreceu a dispersão dos poluentes, enquanto situações de estabilidade atmosférica promoveram a sua acumulação junto à superfície. O comportamento do ozono revelou dependência dos processos fotoquímicos associados à radiação solar e da interação química com os óxidos de azoto em ambientes urbanos.

Conclui-se que a qualidade do ar em Bragança resulta da interação entre fontes emissoras locais, condições meteorológicas e características topográficas regionais. Os resultados obtidos contribuem para reduzir a escassez de informação sobre a qualidade do ar no Nordeste Transmontano e reforçam a necessidade de expandir as redes de monitorização atmosférica em regiões interiores, bem como de implementar estratégias de mitigação direcionadas para as principais fontes de emissão identificadas.

Palavras-chave: monitorização da qualidade do ar; Nordeste Transmontano; poluentes atmosféricos; qualidade do ar; variabilidade espacial.

Abstract

Air pollution is one of the major environmental and public health challenges worldwide, being responsible for significant impacts on morbidity, premature mortality, and ecosystem degradation. Despite advances in air quality monitoring and emission control, important knowledge gaps remain in low-density inland regions, where observational coverage is still limited. In this context, this dissertation aimed to assess the spatial and temporal variability of air quality in the Northeast of Trás-os-Montes, by analysing concentrations of particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) and gaseous pollutants (NO_x, CO and O₃), as well as the influence of meteorological conditions on their atmospheric dynamics.

The study was conducted in the municipality of Bragança using a mobile air quality monitoring station deployed at three locations representative of different territorial contexts. Air pollutant and meteorological data were collected during winter monitoring campaigns and subsequently subjected to validation procedures and descriptive and inferential statistical analyses.

The results revealed significant spatial variability in pollutant concentrations, with the highest PM₁₀ and PM_{2.5} levels observed at sites more strongly affected by anthropogenic activities. The most intense pollution episodes were mainly associated with residential biomass combustion and road traffic emissions. Although only a few exceedances of the daily limit value for PM₁₀ were recorded, multiple exceedances of the World Health Organization guidelines for PM_{2.5} were observed. Meteorological analysis demonstrated that wind speed played a key role in pollutant dispersion, whereas atmospheric stability conditions favoured pollutant accumulation near the surface. Ozone behaviour was found to depend on photochemical processes driven by solar radiation and on chemical interactions with nitrogen oxides in urban environments.

It is concluded that air quality in Bragança results from the interaction between local emission sources, meteorological conditions, and regional topographic characteristics. The findings contribute to reducing the scarcity of information on air quality in the Northeast of Trás-os-Montes and highlight the need to expand atmospheric monitoring networks in inland regions, as well as to implement mitigation strategies targeting the main emission sources identified in this study.

Keywords: air quality monitoring; Northeast of Trás-os-Montes; atmospheric pollutants; air quality; spatial variability.

Agradecimentos

A concretização desta dissertação representa o culminar de uma importante etapa académica e pessoal, marcada por muitos desafios, aprendizagens e crescimento. Este percurso não teria sido possível sem o apoio, incentivo e colaboração de diversas pessoas e instituições, às quais expresso a minha mais sincera gratidão.

Em primeiro lugar, manifesto o meu profundo agradecimento ao Professor Doutor Manuel Joaquim Sabença Feliciano, orientador desta dissertação, pela confiança depositada em mim, pela orientação científica, disponibilidade permanente, espírito crítico e valiosos ensinamentos ao longo de todo o desenvolvimento deste trabalho e relação pessoal que desenvolvemos. O seu acompanhamento foi fundamental para a concretização desta investigação. À Professora Doutora Estela Alexandra Domingos Vicente, coorientadora desta dissertação, que corrigiu incansavelmente e inúmeras vezes as versões anteriores, agradeço a disponibilidade, o apoio prestado, as sugestões construtivas e a partilha de conhecimentos que contribuíram significativamente para a qualidade deste trabalho. Ao Professor Doutor Jorge Alberto Martins, coorientador pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Londrina, expresso o meu sincero agradecimento pela colaboração, apoio académico e contributos científicos ao longo da graduação que enriqueceram esta investigação, fortalecendo a dimensão internacional proporcionada pelo programa de dupla diplomação.

Ao Instituto Politécnico de Bragança, instituição onde realizei o Mestrado em Tecnologia Ambiental, agradeço a formação de excelência proporcionada, bem como todas as condições disponibilizadas para o desenvolvimento desta dissertação. À Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, agradeço a oportunidade de integrar o programa de dupla diplomação, experiência que constituiu um importante enriquecimento académico, científico e pessoal. A todos os docentes, técnicos e colegas que, de forma direta ou indireta, contribuíram para a minha formação e para a realização deste trabalho, deixo o meu reconhecimento e agradecimento, especialmente à Professora Doutora Tatiane Cristina Dal Bosco e ao Professor Doutor Roger Nabeyama Michels, por terem sido meus pais científicos ao longo da graduação, sempre me apoiando nos melhores e piores momentos da minha carreira académica e pessoal.

Também dirijo uma palavra especial à minha família, especialmente minha mãe Selma Dionizio, ao meu pai Flavio Mendes, ao meu irmão Thomaz Henrique, às minhas avós Magali Mendes e Maria Dionizio, que hoje torce por mim lá do céu, à Roselane Soares e à Carmem Lúcia Talhari e a todos os meus tios, tias, primos, primas, madrinha e padrinho, pelo apoio incondicional, compreensão, incentivo e

confiança demonstrados ao longo desta caminhada. Nos momentos mais desafiantes, foram a minha principal fonte de motivação e força para prosseguir.

Um enorme agradecimento aos meus amigos, Sabrina Mendes, Guilherme Telles, João Lucas, Júlia Cezare, Pedro Vieira, Lígia Midori, Pedro Milani, Victor Hugo, Carol Goto e Rennan Ferreira, que durante esses anos de graduação na UTFPR foram minha base e fizeram parte de momentos memoráveis na minha vida; e aos meus amigos Mari Hilgert, Lari Cunha, Mylena Rosetti (integrantes do Gueto) e ao Artur Delpupo e ao Renan Lunardon (que juntos com a Mari, fazem parte do Enquadro) e ao Tiago Albrecht, , durante a minha estadia em Portugal, vocês todos fazem parte da família que eu escolhi, estarão para sempre no meu coração.

Por fim, agradeço a Ane Louise do passado por, apesar dos momentos e obstáculos difíceis que enfrentou ao longo dessa jornada, não ter desistido e ter seguido em frente. A todos aqueles que contribuíram para esta conquista, o meu mais sincero obrigado.

*"A vida me ensinou a nunca desistir,
nem ganhar, nem perder, mas procurar evoluir..."*

— Chorão, *Dias de Luta, Dias de Glória*

Sumário

1.1.	Contextualização do problema.....	12
1.2.	Justificação científica e social	13
1.3.	Objetivos	14
1.3.1.	Objetivos gerais	14
1.3.2.	Objetivos específicos	14
1.4.	Estrutura do documento	14
2.	FUNDAMENTOS E IMPACTES DA QUALIDADE DO AR.....	16
2.1.	Fundamentos da qualidade do ar e da poluição do ar	16
2.2.	Principais fontes de emissão e poluentes atmosféricos: implicações para a qualidade do ar e desenvolvimento sustentável	18
2.2.1.	Principais fontes de poluição atmosférica	18
2.2.2.	Contexto urbano vs. rural/interior e Enquadramento no desenvolvimento sustentável e políticas ambientais	21
2.3.	Impactes da Poluição Atmosférica na Saúde e no Ambiente	22
2.3.1.	Impactes na saúde humana	22
2.3.2.	Impactes no ambiente	24
3.	POLUENTES ATMOSFÉRICOS: PROPRIEDADES, FORMAÇÃO E COMPORTAMENTO NA ATMOSFERA.....	27
3.1.	Material particulado	27
3.1.1.	Propriedades físicas e dinâmica atmosférica	27
3.1.2.	Características químicas e especiações do aerossol	29
3.2.	Gases contaminantes	30
3.2.1.	Óxidos de azoto (NO_x)	30
3.2.2.	Dióxido de Enxofre (SO_2)	31
3.2.3.	Compostos de carbono: Monóxido de carbono (CO) e Compostos Orgânicos Voláteis (COV_s)	32
3.2.4.	Ozono troposférico (O_3)	33
4.	INTERAÇÕES METEOROLÓGICAS E VARIABILIDADE DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS	35
4.1.	Fundamentos da dinâmica atmosférica aplicada à poluição	35
4.2.	Influência das variáveis meteorológicas na físico-química e remoção de poluentes	36

4.3.	Variabilidade sazonal, extremos climáticos e dinâmica regional	38
4.4.	Abordagens metodológicas, modelação e análise multiescala	40
5.	ENQUADRAMENTO NORMATIVO E CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR	42
5.1.	Evolução do enquadramento normativo da qualidade do ar	42
5.2.	Metodologias de avaliação da qualidade do ar	43
5.3.	Monitorização, garantia da qualidade e gestão da informação	44
6.	METODOLOGIA.....	46
6.1.	Área de estudo.....	46
6.2.	Locais e períodos de medição	49
6.3.	Estação móvel de monitorização	52
6.4.	Integração/sincronização e processamento de dados	55
6.5.	Tratamento e validação de dados	56
7.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
7.1.	Séries temporais meteorológicas	58
7.1.2.	Perfis diários	62
7.2.	Material Particulado (PM ₁₀ e PM _{2,5})	63
7.2.1.	Séries temporais	63
7.2.2.	Perfis diários	68
7.3.	Poluentes gasosos (NO _x , O ₃ e CO).....	70
7.3.1.	Séries temporais	70
7.3.2.	Perfis diários	73
7.4.	Relação entre Condições Meteorológicas e Concentração de poluentes.....	75
7.4.1.	Correlação de Spearman.....	75
7.4.2.	Distribuição direcional de concentrações dos poluentes gasosos e particulados.....	78
8.	CONCLUSÃO	82
	REFERÊNCIAS.....	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representação esquemática das fontes de emissão, da transformação atmosférica, do transporte e dos impactes dos principais poluentes atmosféricos sobre a qualidade do ar.	17
Figura 2. Potencial de deposição de partículas em função do diâmetro aerodinâmico	23
Figura 3. Escala temporal típica dos processos de transformação de aerossóis das modas de nucleação, acumulação e sedimentação em regiões próximas à superfície e em condições de camada limite bem misturada	28
Figura 4. Variação diurna e noturna da Camada Limite da Atmosfera e suas implicações para os níveis de qualidade do ar (CLA).	35
Figura 5. Relações entre variáveis meteorológicas e processos de qualidade do ar.	38
Figura 6. Mapa do distrito de Bragança	46
Figura 7. Mapa do ciclo diário de temperatura da superfície terrestre em 2021 ...	48
Figura 8. Mapa da localização dos pontos de amostragem	50
Figura 9. Mapa de localização de possíveis fontes de poluição atmosférica e dos pontos de amostragem.....	51
Figura 10. a) Estação móvel de monitorização no seu conjunto, b) medidor de temperatura, humidade relativa, pressão atmosférica, vento e precipitação, c) monitores touchscreen interativos dos equipamentos de gases, d) monitores touchscreen interativos do equipamento de partículas	53
Figura 11. Séries temporais de médias horárias para os parâmetros temperatura (°C), humidade relativa (%), precipitação (mm), pressão (hPa), velocidade do vento (m/s) e direção do vento (°), ao longo da Campanha 1 (Câmara Municipal) (a), 2 (Teatro Municipal) (b) e 3 ETA (c).....	58
Figura 12. Boxplot dos perfis diários para os parâmetros temperatura (°C) (a ₁ , b ₁ e c ₁), humidade relativa (%) (a ₂ , b ₂ e c ₂), e velocidade do vento (m/s) (c ₁ , c ₂ e c ₃) para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c).....	62
Figura 13. Séries temporais de médias horárias da concentração de PM ₁₀ e PM _{2,5} para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c)	64
Figura 14. Perfis intradiários de PM ₁₀ e PM _{2,5} para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c).....	69
Figura 15. Histograma de frequência de PM _{2,5} (a) e PM ₁₀ (b) em Bragança nas campanhas 1, 2 e 3.....	70
Figura 16. Séries temporais dos poluentes gasosos NO _x , O ₃ e CO em Bragança nas campanhas 1 (a), 2 (b) e 3 (c).	71
Figura 17. Perfis intradiários de NO _x , O ₃ e CO para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c).....	73

Figura 18. Distribuição interquartis das concentrações médias horárias dos poluentes gasosos (NO ₂ , O ₃ e CO) ao longo das três campanhas de monitorização	75
Figura 19. Matriz de coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 1 em Bragança	76
Figura 20. Matriz de coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 2 em Bragança	77
Figura 21. Coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 3 em Bragança	77
Figura 22. Gráficos polares bivariados: distribuição de PM _{2,5} nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança, de acordo com a direção do vento	78
Figura 23. Gráficos polares bivariados: distribuição de PM ₁₀ nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança, de acordo com a direção do vento	79
Figura 24. Gráficos polares bivariados: distribuição de NO _x , CO e O ₃ nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança, de acordo com a direção do vento.....	80
Figura 25. Boxplots da distribuição de O ₃ (a), NO _x (b), CO (d), PM _{2,5} (c) e PM ₁₀ (e) em relação às diferentes faixas de temperatura (-2 a 2°C; 2 a 6°C; 6 a 10°C; 10 a 14°C; 14 a 18°C; 18 a 22°C).....	81

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Síntese das fontes de emissão, poluentes atmosféricos associados e assinaturas químicas.....	20
Tabela 2. Comparação entre valores-limite da UE (2008), novos limites da Diretiva (UE) 2024/2881 e Diretrizes da OMS (2021).....	43
Tabela 3. Descrição e Classificação dos pontos de amostragem.....	49
Tabela 4. Período de amostragem de cada campanha	52
Tabela 5. Especificações técnicas, métodos de análise e equipamentos utilizados para cada variável monitorizada.....	55
Tabela 6. Análise estatística descritiva do PM ₁₀ e PM _{2,5}	64
Tabela 7. Dias que excederam o valor-limite estabelecido na Diretiva (EU) 2024/2881 e a recomendação da OMS para PM ₁₀ nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança.....	66
Tabela 8. Dias que excederam a recomendação da OMS para PM _{2,5} em Bragança nas Campanhas 1, 2 e 3 e as respectivas datas.....	68
Tabela 9. Continuação. Análise estatística descritiva do NO _x , O ₃ e CO	71

INTRODUÇÃO

1.1. Contextualização do problema

O acesso a um ambiente limpo, saudável e sustentável é reconhecido pela Assembleia Geral das Nações Unidas como um direito humano universal para as gerações presentes e futuras (Health Effects Institute, 2024). Apesar desse reconhecimento, a poluição atmosférica continua a representar um dos principais desafios ambientais à escala global, sendo responsável por impactes significativos na saúde humana, nos ecossistemas e na qualidade de vida, tanto em áreas urbanas quanto rurais.

Desde a Revolução Industrial, o crescimento acelerado das atividades industriais, aliado à expansão da mobilidade urbana e ao aumento do consumo de combustíveis fósseis, tem contribuído significativamente para a degradação da qualidade do ar em escala global (Kumar et al., 2019; Postolache et al., 2009; Vohra et al., 2021). Nas últimas décadas, apesar da implementação de políticas ambientais e tecnologias de controle de emissões que resultaram em avanços em diversos países, a poluição atmosférica ainda permanece em níveis preocupantes em grande parte do mundo. Em muitos centros urbanos e regiões industrializadas, as concentrações de poluentes relacionados à queima de combustíveis fósseis, frequentemente ultrapassam os limites recomendados pela Organização Mundial da Saúde (World Health Organization [WHO], 2021), representando riscos significativos à saúde humana e aos ecossistemas.

A nível europeu, a poluição atmosférica continua a representar um dos principais riscos ambientais para a saúde humana e para os ecossistemas. De acordo com o relatório mais recente da Agência Europeia do Ambiente sobre a qualidade do ar na Europa (EEA, 2025), vários Estados-Membros da União Europeia ainda não cumprem integralmente as normas de qualidade do ar estabelecidas. A situação torna-se ainda mais crítica tendo em consideração estudos recentes (Brauer et al., 2024; Pope & Dockery, 2006; Sun & Zhu, 2019), que estabelecem uma relação direta entre a exposição prolongada a poluentes atmosféricos e o aumento da mortalidade prematura e da incidência de doenças respiratórias e cardiovasculares. Estes impactes evidenciam que, mesmo em regiões com políticas ambientais consolidadas, a qualidade do ar continua a ser um fator determinante para a saúde das populações.

Em Portugal, a problemática da poluição atmosférica assume características particulares, resultantes da diversidade geográfica, climática e socioeconómica do território. Embora as áreas urbanas concentrem tradicionalmente a maior parte da atenção científica e institucional, as regiões do interior apresentam desafios específicos, nomeadamente a escassez de estações de monitorização, a influência da topografia e das condições meteorológicas locais, bem como a utilização intensiva de biomassa para aquecimento doméstico (Agência Portuguesa do Ambiente [APA], 2024). Estes fatores dificultam a avaliação detalhada da variabilidade espacial e temporal da qualidade do ar fora dos grandes centros urbanos.

Estudar a qualidade do ar nas regiões do interior é fundamental para compreender os padrões de concentração e dispersão dos principais poluentes em contextos locais, contribuindo para a definição de políticas públicas mais eficazes e ajustadas às especificidades territoriais. A adoção de uma abordagem de monitorização integrada e representativa permitirá preencher lacunas existentes no conhecimento científico, promovendo a equidade ambiental e garantindo que as populações do interior tenham o mesmo acesso à informação e à proteção ambiental que as das regiões mais urbanizadas.

1.2. Justificação científica e social

O Nordeste Transmontano, situado no interior norte de Portugal, destaca-se por uma combinação singular de fatores geográficos, climáticos e socioeconómicos que o tornam particularmente relevante para o estudo da poluição atmosférica. Caracterizado por baixa densidade populacional, reduzida atividade industrial e condições meteorológicas marcadas por invernos frios e verões secos, a região apresenta condições propícias à acumulação de poluentes, sobretudo em períodos de estabilidade atmosférica. Embora seja uma área predominantemente rural, o tráfego rodoviário, a queima de biomassa (incluindo resíduos provenientes de atividades agrícolas, como restos de poda, palha e resíduos florestais) e o uso de lenha para aquecimento doméstico constituem importantes fontes locais de emissão atmosférica.

Contudo, o Nordeste Transmontano permanece como uma das regiões menos monitorizadas do país, devido à escassez de estações de medição contínua e à limitada disponibilidade de dados. Tal limitação dificulta a caracterização da variabilidade espacial e temporal dos poluentes, evidenciando a necessidade de estratégias de monitorização mais integradas e representativas, capazes de captar as dinâmicas conjuntas entre contextos urbanos, suburbanos e rurais.

A sua topografia montanhosa, marcada por vales e planaltos, aliada ao clima mediterrânico com influência continental, condiciona fortemente a circulação atmosférica e favorece a ocorrência de episódios de níveis elevados de poluição do ar, sobretudo durante o inverno (Feng et al., 2022; Jacob & Winner, 2009; Miao et al., 2018).

Do ponto de vista ambiental e social, o território enfrenta desafios típicos de regiões de baixa densidade populacional, como envelhecimento populacional, menor acesso a serviços e lacunas na informação ambiental. A ausência de redes de monitorização abrangentes limita a avaliação da exposição real das populações, reforçando a pertinência científica e social do presente estudo. Este trabalho contribui para preencher uma lacuna de conhecimento sobre a qualidade do ar em áreas interiores pouco estudadas, gerando dados inéditos com elevada resolução espacial e temporal, fundamentais para compreender os mecanismos de dispersão e acumulação de poluentes sob condições meteorológicas específicas do interior norte português.

Além disso, a investigação apresenta relevância social ao fornecer informação fiável que permite detetar episódios críticos de poluição e apoiar ações preventivas junto das populações, com especial atenção a grupos vulneráveis como idosos, crianças e pessoas com doenças respiratórias. Ao reforçar o princípio da equidade ambiental, reconhece-se o direito de todas as comunidades, independentemente da sua dimensão ou localização, a uma informação ambiental de qualidade.

Finalmente, os resultados obtidos poderão apoiar a formulação de políticas públicas regionais e nacionais, nomeadamente planos de qualidade do ar, estratégias de mobilidade sustentável e medidas de gestão de emissões associadas ao uso de biomassa. Ao mesmo tempo, os dados poderão contribuir para a calibração de modelos nacionais de dispersão atmosférica, auxiliando entidades como a Agência Portuguesa do Ambiente (APA) e as Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) na implementação de políticas mais adequadas à realidade das regiões interiores, promovendo um desenvolvimento ambientalmente equilibrado e cientificamente sustentado.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivos gerais

O objetivo principal deste trabalho é avaliar a qualidade do ar em diferentes contextos territoriais do Nordeste Transmontano (urbano, suburbano e rural), analisando a variabilidade espacial e temporal das concentrações de poluentes atmosféricos (CO, NO_x, O₃ e material particulado) e a influência das condições meteorológicas.

1.3.2. Objetivos específicos

Os objetivos específicos desta dissertação são: i) caracterizar a variabilidade da qualidade do ar em diferentes ambientes da região; ii) avaliar a influência das condições meteorológicas na concentração dos poluentes; iii) identificar e quantificar o impacto das diferentes fontes de emissão (tráfego, indústria e fundo).

1.4. Estrutura do documento

Esta dissertação encontra-se organizada em 8 capítulos. O Capítulo 1 (Introdução) contextualiza a problemática da poluição atmosférica, destacando a sua relevância no âmbito da saúde pública e ambiental e apresentando a justificativa para o desenvolvimento do estudo. Nesta seção, são também apresentados os objetivos gerais e específicos do estudo.

Em seguida, o Capítulo 2 reúne o referencial teórico e aborda conceitos fundamentais relacionados à qualidade do ar, os principais poluentes atmosféricos (como NO_x, CO, O₃ e material particulado), bem como impactos na saúde humana e nos ecossistemas. Além disso, são analisadas as principais fontes de emissão, contextos urbanos, suburbanos e rurais. O Capítulo 3, por sua vez, apresenta a caracterização dos poluentes atmosféricos, enquanto no Capítulo 4 são apresentadas as interações meteorológicas e a variabilidade dos poluentes atmosféricos.

O Capítulo 5 apresenta o enquadramento legal em Portugal e na União Europeia. Em seguida o Capítulo 6 reúne as informações metodológicas, como área de estudo, locais e período de medição, equipamentos e tratamento de dados utilizados.

No Capítulo 7 (resultados e discussão) são apresentados os resultados obtidos, fornecendo uma análise integrada da variabilidade espacial e temporal da qualidade do ar. A influência das condições meteorológicas e das fontes de emissão nos diferentes contextos analisados é também avaliada.

O Capítulo 8 (Conclusões e perspectivas futuras) sintetiza as principais conclusões. São ainda propostas medidas de mitigação e linhas de investigação futuras que visam o aperfeiçoamento das estratégias de monitorização e o desenvolvimento de políticas públicas mais eficazes na promoção da qualidade do ar e da saúde ambiental.

2. FUNDAMENTOS E IMPACTES DA QUALIDADE DO AR

2.1. Fundamentos da qualidade do ar e da poluição do ar

A atmosfera terrestre é composta predominantemente por azoto (N_2), oxigénio (O_2), argónio (Ar) e dióxido de carbono (CO_2), além de vapor de água e traços de outros gases. Contudo, alterações na composição natural da atmosfera, especialmente devido à emissão de substâncias poluentes, podem comprometer significativamente a qualidade do ar e desencadear impactes ambientais e sanitários relevantes (Seinfeld & Pandis, 2016).

A qualidade do ar constitui um dos principais indicadores ambientais associados à sustentabilidade urbana, à saúde pública e à preservação dos ecossistemas. A sua avaliação reflete o equilíbrio dinâmico entre as emissões atmosféricas provenientes de fontes naturais e antropogénicas e a capacidade da atmosfera de dispersar, transformar e remover os poluentes presentes no meio aéreo. Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2023), a qualidade do ar corresponde ao estado físico, químico e biológico da atmosfera num determinado local e período temporal, sendo determinada a partir da monitorização das concentrações de poluentes atmosféricos e da sua comparação com valores de referência definidos por legislação e diretrizes internacionais.

Os poluentes atmosféricos podem ser definidos como substâncias sólidas, líquidas ou gasosas introduzidas direta ou indiretamente na atmosfera em concentrações capazes de provocar efeitos adversos na saúde humana, nos ecossistemas, nos materiais e no clima (EEA, 2022). Estas emissões podem ter origem natural, como erupções vulcânicas, poeiras minerais e incêndios florestais, ou antropogénica, associadas principalmente à combustão de combustíveis fósseis, atividades industriais, tráfego rodoviário, agricultura, produção energética e queima de biomassa.

Do ponto de vista da formação atmosférica, os poluentes classificam-se em primários e secundários. Os poluentes primários são emitidos diretamente pelas fontes de emissão, como monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de azoto (NO_x) e material particulado (PM). Em contraste, os poluentes secundários são formados na atmosfera a partir de reações fotoquímicas e processos físico-químicos envolvendo poluentes primários e componentes naturais do ar, destacando-se o ozono troposférico (O_3), nitratos e sulfatos atmosféricos. A Figura 1 apresenta uma representação esquemática das fontes, da classificação e da formação dos principais poluentes atmosféricos e de seus efeitos.

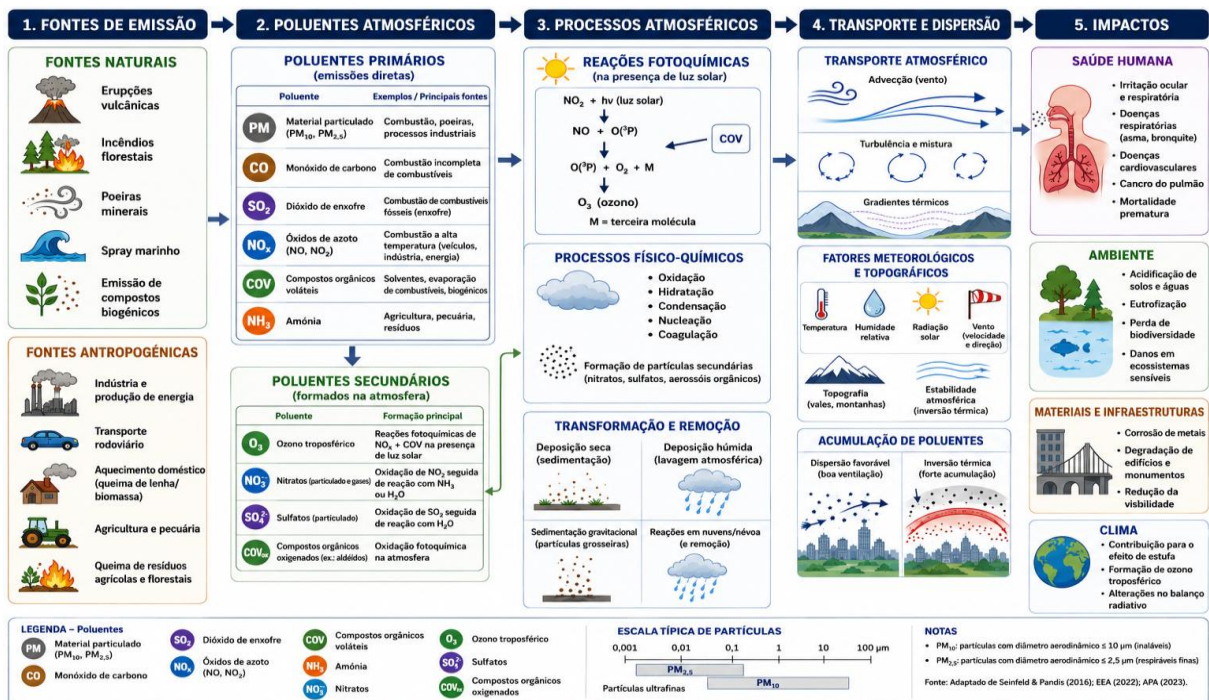


Figura 1. Representação esquemática das fontes de emissão, da transformação atmosférica, do transporte e dos impactos dos principais poluentes atmosféricos sobre a qualidade do ar.

Além da sua origem e formação, os poluentes atmosféricos também podem ser classificados de acordo com o seu estado físico, persistência atmosférica e escala espacial de impacto. Entre os contaminantes mais relevantes para a saúde pública destacam-se o material particulado inalável (PM₁₀ e PM_{2,5}), o NO₂, o SO₂, o CO e o O₃, todos amplamente monitorizados por redes nacionais e internacionais de qualidade do ar devido ao seu elevado potencial tóxico e capacidade de penetração no sistema respiratório humano.

A dinâmica atmosférica dos poluentes depende de diversos fatores meteorológicos e ambientais, incluindo velocidade e direção do vento, temperatura, radiação solar, humidade relativa e estabilidade atmosférica. Em condições de inversão térmica, por exemplo, ocorre a redução da dispersão vertical dos poluentes, favorecendo a sua acumulação próxima à superfície e elevando os níveis de exposição da população. Dessa forma, a compreensão integrada entre fontes emissoras, processos de transformação atmosférica e condições meteorológicas é essencial para a interpretação dos padrões de qualidade do ar.

A caracterização adequada dos poluentes atmosféricos e dos mecanismos que regulam o seu comportamento na atmosfera constitui a base científica para o desenvolvimento de estratégias eficazes de monitorização, modelação e gestão da qualidade do ar. Além disso, o conhecimento desses processos subsidia a formulação de políticas públicas e medidas mitigadoras voltadas à redução das emissões e à proteção da saúde humana e ambiental.

2.2. Principais fontes de emissão e poluentes atmosféricos: implicações para a qualidade do ar e desenvolvimento sustentável

2.2.1. Principais fontes de poluição atmosférica

A dinâmica da poluição atmosférica é governada por uma complexa rede de emissões que se dividem fundamentalmente entre a atividade do próprio planeta e a ação humana (Air Quality Index, 2017). Num primeiro plano, encontram-se as fontes naturais e geológicas, que englobam os fenômenos que libertam substâncias para a troposfera sem interferência humana. Entre os exemplos mais marcantes estão as erupções vulcânicas e os incêndios florestais espontâneos (Air Quality Index, 2017); a atividade microbiológica e a decomposição vegetal, responsáveis pela produção de metano (CH_4) em sistemas naturais e pela degradação da clorofila (Jaffe, 1973); e as emissões provenientes dos oceanos. Adicionalmente, o solo superficial e as pedreiras atuam como importantes fontes geológicas de material particulado mineral, apresentando perfis dominados por partículas macroscópicas compostas especialmente por cálcio (Ca) (Akyüz & Cabuk, 2009).

No inventário global de emissões naturais, a própria vegetação viva assume um papel crítico através da libertação massiva de compostos orgânicos voláteis biogênicos (COV_b), estimando-se que as emissões globais de isopreno e monoterpenos pela vegetação superem significativamente as fontes antropogênicas destes compostos (Guenther et al., 2006). Contudo, são as atividades associadas ao desenvolvimento humano (fontes antropogênicas) que exercem a maior pressão sobre a qualidade do ar, abrangendo emissões de instalações fixas e meios de transporte, como fábricas, veículos e navios, bem como atividades como a mineração, o uso de aerossóis e solventes, e operações militares (Air Quality Index, 2017). O tráfego veicular constitui uma das principais fontes em ambientes urbanos, sendo particularmente relevante para a emissão de material particulado (PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$). As partículas associadas ao tráfego não provêm exclusivamente das emissões de escape, mas também de fontes não exaustivas relacionadas ao desgaste mecânico de pneus, travões e pavimento rodoviário, bem como da ressuspensão de poeiras depositadas na superfície das vias devido à circulação (Akyüz & Cabuk, 2009; Pant and Harrison, 2013; Thorpe & Harrison, 2008). Estas fontes não exaustivas ganharam uma relevância crítica na literatura científica, uma vez que, com a progressiva eletrificação e modernização dos motores, o desgaste de travões (rico em metais como cobre e ferro) e o desgaste de pneus representam atualmente a maior fração de partículas emitidas pelo transporte rodoviário moderno (Grigoratos & Martini, 2015). As emissões de tráfego variam na intensidade e são influenciadas pela dimensão do veículo e pela via de geração mecânica; observa-se uma correlação positiva entre o tamanho do veículo e a massa de partículas emitida, com veículos de grande porte a apresentarem taxas superiores em todas as categorias (Simons, 2013). O desgaste de pneus e pavimento contribui predominantemente com partículas de maior diâmetro, enquanto o desgaste de travões destaca-se pela emissão de partículas finas (Simons, 2013). Nos centros urbanos, os motores dos veículos são também os principais responsáveis pela carga

de monóxido de carbono, resultante da combustão incompleta de combustíveis fósseis (Gonzalez et al., 2021). O setor industrial e de produção de energia constitui outro pilar das emissões globais, com uma assinatura química distinta que combina poluentes de combustão e emissões fugitivas. Com base nos dados do inventário global EDGAR (Emissions Database for Global Atmospheric Research), a indústria é uma fonte primária e estacionária de SO_2 e NO_x , decorrentes da queima intensiva de combustíveis fósseis, como o carvão (lignito), uma fonte altamente significativa de material particulado, em caldeiras e fornos (Alloway & Ayres, 1994; Crippa et al., 2018). O setor destaca-se ainda pela liberação de material particulado e compostos orgânicos voláteis (COV_s) específicos, cujas tipologias variam conforme o subsetor: as siderúrgicas de forno, por exemplo, caracterizam-se como grandes emissoras de partículas enriquecidas em metais pesados como o zinco (Zn), ferro (Fe) e chumbo (Pb) (Akyüz & Cabuk, 2009). A natureza pontual destas fontes, associada a chaminés de elevada altitude, permite uma dispersão vertical que, embora reduza os impactos imediatos ao nível do solo em áreas adjacentes, contribui significativamente para o transporte de poluentes a longa distância (Crippa et al., 2018).

Com forte expressão nos meses de inverno, a queima de biomassa (incluindo madeira para aquecimento residencial e resíduos da produção de azeite) gera uma emissão complexa composta por substâncias gasosas e particuladas com amplos efeitos na saúde humana (Akyüz & Cabuk, 2009; Brauer, 1998). Esta fonte caracteriza-se quimicamente pela emissão significativa de partículas enriquecidas em potássio (K), elemento amplamente utilizado na literatura científica como marcador químico deste tipo de combustão (Akyüz & Cabuk, 2009). Entre os gases identificados nesta queima e na de resíduos agrícolas estão o monóxido de carbono, dióxido de carbono, óxidos de azoto, aldeídos (como o formaldeído e a acroleína) e hidrocarbonetos aromáticos como o benzeno (Bertora et al., 2010; Brauer, 1998). A agricultura e a pecuária intensiva fecham o grupo das principais fontes primárias, destacando-se pela emissão de amónia (NH_3), oriunda da aplicação de fertilizantes nitrogenados e da decomposição de dejetos animais, e de óxido nitroso (N_2O), um potente gás com efeito de estufa e precursor da degradação da camada de ozono estratosférico, gerado por processos microbiológicos no solo (Bertora et al., 2010). Práticas como a mobilização do solo e o uso de maquinaria agrícola adicionam ainda cargas substanciais de material particulado e COV_s ao inventário (Bertora et al., 2010). Focar a análise apenas nestas emissões diretas induz, contudo, em erro, existindo uma discrepância relevante nas métricas globais de poluentes como o CO: enquanto inventários tradicionais estimam as emissões anuais em cerca de 888 Tg, dados obtidos via satélite apontam para valores de até 1350 Tg, sugerindo que as fontes urbanas, as variações sazonais e as interações atmosféricas podem estar a ser subestimadas nos cálculos convencionais (Gonzalez et al., 2021). Grande parte desta complexidade deve-se à existência de poluentes de origem secundária, gerados in situ através de reações químicas e fotoquímicas na atmosfera (Alloway & Ayres, 1994). O exemplo mais crítico deste fenómeno é o ozono troposférico (O_3). Este gás distingue-se dos restantes por não ser emitido diretamente por nenhuma fonte primária; forma-se

exclusivamente na troposfera através de reações fotoquímicas complexas que envolvem precursores como os NO_x e os COV_s na presença de radiação solar (EEA, 2022; Jaffe, 1973; Seinfeld & Pandis, 2016). A dinâmica de formação do O_3 é altamente não-linear e controlada pela razão NO_x/COV_s ; em centros urbanos densos, observa-se frequentemente um regime limitado por COV_s , onde a redução direta de NO_x pode, paradoxalmente, levar a um aumento temporário das concentrações locais de ozono (Atkinson, 2000). A sua formação e acumulação dependem, por isso, estritamente de fatores meteorológicos, como a radiação UV, a temperatura e a circulação atmosférica, o que lhe confere uma elevada variabilidade espacial e temporal (EEA, 2022; Seinfeld & Pandis, 2016). O próprio CO atmosférico também participa nesta química, sendo gerado secundariamente através da oxidação fotoquímica do metano e de COV_s na atmosfera (Jaffe, 1973).

Outro mecanismo secundário vital é a formação de material particulado secundário (MPS) a partir de poluentes gasosos como o SO_2 e o NO_x . Para além dos seus efeitos diretos, estes gases sofrem oxidação e reagem com a humidade do ar e com a amónia de origem agrícola, atuando como precursores fundamentais em processos de deposição atmosférica e na formação de aerossóis secundários finos, como o nitrato de amónio (NH_4NO_3) e o sulfato de amónio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), à escala regional (Crippa et al., 2018; Bertora et al., 2010; Alloway & Ayres, 1994). Estes processos de nucleação e crescimento de novas partículas a partir da fase gasosa (*gas-to-particle conversion*) desempenham um papel dominante na carga total de partículas finas em suspensão nas massas de ar continentais (Kulmala et al., 2004). Além dos compostos inorgânicos, os COV_s oxidados condensam-se rapidamente para formar os chamados Aerossóis Orgânicos Secundários (AOS), que representam uma fração massiva e quimicamente complexa do material particulado fino global (Kanakidou et al., 2005). A mitigação destes poluentes secundários constitui um dos maiores desafios atuais, dado que a sua assinatura química final se manifesta frequentemente a grandes distâncias das fontes primárias que lhes deram origem.

Tabela 1. Síntese das fontes de emissão, poluentes atmosféricos associados e assinaturas químicas.

Tipo de Fonte	Subsetor / Origem	Principais Poluentes Associados	Marcadores / Assinatura Química	Referências
Naturais / Geológicas	Solo superficial, pedreiras, vulcões, oceanos, fogos espontâneos, vegetação.	Partículas crustais, SO_2 , CH_4 , CO, COV_s biogénicos (isopreno, terpenos).	Enriquecimento em Cálcio (Ca) nas partículas; emissões de clorofila/vegetação.	Jaffe (1973); Akyüz & Cabuk (2009)
Antrópicas	Tráfego Veicular (Urbano).	Material Particulado (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$), NO_x , Monóxido de Carbono (CO).	Partículas de desgaste (pneus/travões) vs. partículas de escape.	Thorpe & Harrison (2008); Pant & Harrison (2013); Gonzalez (2021)
	Indústria e Energia (Fontes pontuais/estacionárias).	Dióxido de enxofre (SO_2), Óxidos de azoto (NO_x), COV_s , Partículas (queima de lignito).	Metais pesados: Zinco (Zn), Ferro (Fe) e Chumbo (Pb) nas siderúrgicas.	Alloway & Ayres (1994); Akyüz & Cabuk (2009); Crippa (2018)
	Queima de Biomassa (Aquecimento e Agrícola).	CO, CO_2 , NO_x , Aldeídos (formaldeído), Benzeno, Fuligem.	Elevado teor de Potássio (K) usado como traçador químico.	Brauer (1998); Bertora (2010); Akyüz & Cabuk (2009)
	Agricultura e Pecuária	Amónia (NH_3), Óxido nítrico (N_2O), Partículas de mobilização de solo.	Gases precursores de neutralização ácida (NH_3).	Bertora et al. (2010)
Secundárias	Fotoquímica e Oxidação (Ativação solar na troposfera).	Ozono troposférico (O_3), CO secundário (via oxidação de CH_4 e COV_s).	Dependência estrita de radiação UV e temperatura.	Jaffe (1973); Seinfeld & Pandis (2016); EEA (2022)
	Aerossóis e Deposição (Gases + NH_3 + Humidade).	Ácido sulfúrico (H_2SO_4), Ácido nítrico (HNO_3), Nitrato de amónio, Sulfato de amónio.	Partículas finas ($\text{PM}_{2.5}$) geradas in situ por reação ácido-base.	Alloway & Ayres (1994);

2.2.2. Contexto urbano vs. rural/interior e Enquadramento no desenvolvimento sustentável e políticas ambientais

Além da natureza intrínseca das fontes, a dinâmica de exposição e a tipologia dos poluentes alteram-se drasticamente entre cenários geográficos. Nos ambientes urbanos, a densidade populacional coincide com uma atmosfera saturada de poluentes de combustão automóvel e industrial, com especial relevo para os óxidos de azoto, monóxido de carbono e material particulado fino (PM_{2,5}) derivado de fontes exaustivas e não exaustivas. Por conseguinte, o enquadramento das políticas ambientais nas cidades foca-se tradicionalmente no controlo rigoroso das emissões diretas de gases de escape e chaminés para reduzir a exposição aguda em áreas de elevada densidade.

Em contrapartida, no interior e nas zonas rurais, a pressão sobre a qualidade do ar assume uma assinatura química distinta. O peso das emissões residenciais provenientes da queima de biomassa para aquecimento e confecção de alimentos liberta fluxos constantes de carbono orgânico e material particulado enriquecido em K, aos quais se somam as emissões agrícolas significativas de amónia. Esta assimetria evidencia que o desenvolvimento sustentável não pode adotar uma abordagem regulatória uniforme; as estratégias de mitigação urbana devem centrar-se na mobilidade verde e na reconversão industrial, enquanto as políticas para o interior exigem uma reforma estrutural nas práticas agrícolas e no acesso subsidiado a energias residenciais limpas para reduzir efetivamente a mortalidade prematura global (Lelieveld et al., 2021).

Sob a ótica da sustentabilidade e da justiça ambiental, as políticas públicas enfrentam ainda o desafio complexo da "poluição transfronteiriça". Os poluentes primários e precursores emitidos nos grandes centros urbanos não permanecem estáticos; são transportados por correntes atmosféricas à escala regional, sofrendo transformações fotoquímicas que resultam na formação de O₃ e aerossóis secundários sobre o ambiente rural. Este fenómeno gera um paradoxo socioambiental, onde os picos de concentração de O₃ e os consequentes danos necróticos nas culturas agrícolas ocorrem frequentemente em zonas rurais e do interior, cujas populações e ecossistemas acabam por subsidiar o custo ambiental da atividade urbana e industrial sobre a qual possuem pouca ou nenhuma governança. Como tal, o planeamento ambiental moderno exige uma gestão integrada que trate a bacia aérea como uma unidade ecológica contínua e indivisível, rejeitando a abordagem tradicional de focar apenas em pontos críticos (*hotspots*) isolados, garantindo assim que o direito ao ar limpo seja equitativo entre os habitantes das cidades e do campo (WHO, 2021). Esta gestão integrada e a consequente avaliação do risco dependem crucialmente da capacidade de monitorização contínua e da incorporação célere desses dados nos instrumentos de ordenamento do território.

A integração de sistemas avançados de monitorização atmosférica, que combinam sensores remotos, *IoT* e modelação preditiva, surge como um pilar essencial para o

desenvolvimento urbano sustentável, permitindo que autarquias, cientistas e decisores políticos colaborem na gestão ambiental ativa (Nugroho et al., 2025). Afinal, o conceito de desenvolvimento sustentável pressupõe um equilíbrio dinâmico entre as dimensões económica, social e ambiental, orientadas para a conservação dos ecossistemas e a saúde das populações, sendo a qualidade do ar o indicador mais imediato desse equilíbrio (Mensah, 2019).

Desta forma, as diretrizes globais de saúde pública reforçam que alcançar as metas da Agenda 2030 depende de uma transição energética bimodal e sensível às assimetrias regionais (WHO, 2021). Os dados empíricos gerados pelas redes de monitorização funcionam como ferramentas de diagnóstico fundamentais para desenhar a malha urbana, mitigar plumas de poluição e proteger os ecossistemas circundantes (EEA, 2022; Nugroho et al., 2025; WHO, 2021). Por fim, este planeamento deve ser fortemente intersectado com os fatores socioeconómicos locais. Os processos de urbanização acelerada, a desigualdade social e os baixos rendimentos tendem a concentrar as populações vulneráveis em zonas de maior impacto ambiental, intensificando os efeitos biológicos dos poluentes e ampliando as disparidades de exposição a que os diferentes grupos populacionais estão sujeitos (Carreras et al., 2015).

2.3. Impactes da Poluição Atmosférica na Saúde e no Ambiente

2.3.1. Impactes na saúde humana

Nas últimas décadas, a expansão urbana e o aumento da densidade populacional têm contribuído para a intensificação das emissões atmosféricas e para a deterioração da qualidade do ar nas cidades. Como consequência, um número crescente de pessoas encontra-se exposto a ambientes urbanos associados a efeitos adversos à saúde humana (Dadvand et al., 2012). Embora vários fatores de risco ambiental já tenham sido identificados, a exposição à poluição atmosférica tem causado um impacto negativo à população humana (Gasparini et al., 2022). O Estudo sobre a Carga Global de Doenças de 2015 revelou que a poluição atmosférica foi responsável por aproximadamente 6,4 milhões de mortes em todo o mundo e que esta pode ser considerada um fator que impacta tanto a morbilidade quanto a mortalidade (Khomenko et al. 2021).

A maior exposição a material particulado, dióxido de azoto e ozono troposférico é atribuída ao aumento do número de mortes e ao deterioramento geral das condições de saúde na região europeia (Dominski et al., 2021). Num estudo realizado por Labib (2024), evidenciou-se que a exposição média anual à poluição do ar é relativamente mais importante na previsão da mortalidade e morbilidade prematuras do que a exposição a temperaturas adversas. As relações não lineares exposição-resposta mostraram que concentrações crescentes de NO₂ estão associadas a condições de maior mortalidade e morbilidade. A exposição contínua a vários tipos de substâncias químicas tóxicas, cancerígenas e perigosas causa problemas agudos e crónicos a depender da substância e do tempo de exposição (Wogan et al., 2004).

Os efeitos agudos, relacionados a um curto prazo de exposição (como horas ou dias), são temporários e variam de desconforto e podem ser intimamente vinculados à tosse, falta de ar, chiado no peito, entre outras doenças mais pontuais (servem como um indicador de morbidade). Por outro lado, os efeitos crônicos são aqueles relacionados a um longo prazo de exposição, podendo durar anos ou por toda a vida e podem até levar à morte, como, por exemplo, doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), asma crônica, insuficiência pulmonar, doenças cardiovasculares e mortalidade cardiovascular, além de problemas neurológicos, reprodutivos, respiratórios e cancerígenos (Manisalidis et al., 2020).

As propriedades físico-químicas dos poluentes atmosféricos influenciam diretamente o seu comportamento na atmosfera, o desconforto e os efeitos na saúde humana e nos ecossistemas. Entre estes poluentes, o material particulado (PM) destaca-se devido à sua elevada complexidade química e à sua capacidade de penetrar no sistema respiratório, estando amplamente associado a efeitos adversos na saúde pública (Brook et al., 2010). Paralelamente, poluentes gasosos como o NO_x , O_3 , SO_2 e o CO desempenham igualmente um papel relevante na degradação da qualidade do ar, contribuindo para processos inflamatórios, doenças respiratórias e alterações cardiovasculares (Kelly & Fussell, 2012; Sun & Zhu, 2019).

De forma geral, os efeitos toxicológicos destes poluentes dependem de fatores como a concentração, o tempo de exposição, a composição química e a capacidade de interação com os tecidos biológicos. No caso específico do material particulado, características como o diâmetro aerodinâmico e o potencial oxidativo condicionam a profundidade de deposição no trato respiratório e a intensidade das respostas biológicas induzidas, aspetos que serão discutidos com maior detalhe nas secções seguintes. A Figura 2 ilustra o potencial de deposição das partículas em diferentes regiões do trato respiratório em função do seu diâmetro aerodinâmico, evidenciando a relação direta entre granulometria e profundidade de penetração.

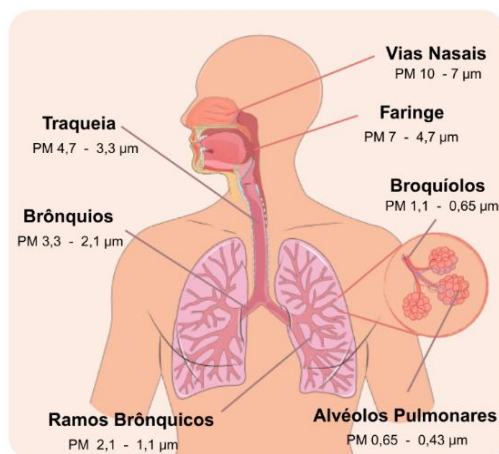


Figura 2. Potencial de deposição de partículas em função do diâmetro aerodinâmico
Fonte: Adaptado de Kim et al., 2015.

Apesar de ser uma ameaça global, os efeitos agudos e crónicos não se distribuem equitativamente na população, sendo os grupos mais sensíveis e vulneráveis afetados mais severamente (Manisalidis et al., 2020). Crianças e idosos apresentam maior suscetibilidade devido, respetivamente, à imaturidade dos sistemas respiratório e imunitário e ao declínio natural das funções fisiológicas, frequentemente acompanhado por comorbilidades crónicas (Thangavel et al., 2022). Adicionalmente, as mulheres constituem um grupo de vulnerabilidade específica, particularmente em contextos de exposição a poluentes derivados da combustão de biomassa e atividades domésticas, onde a inalação continuada de partículas está associada a um risco acrescido de doenças respiratórias crónicas e desfechos reprodutivos adversos (Dherani et al., 2008). Além destes, indivíduos com patologias pré-existentes, como asma ou diabetes, e grávidas, devido aos riscos de desfechos neonatais adversos, como o baixo peso à nascença, constituem grupos de risco prioritários na gestão da saúde pública (Health Effects Institute, 2024).

Paralelamente, a vulnerabilidade é amplificada por determinantes socioeconómicos, criando uma disparidade na capacidade de resposta à exposição ambiental. Populações residentes em áreas de maior densidade de tráfego ou na proximidade de zonas industriais, muitas vezes associadas a estratos socioeconómicos mais baixos, enfrentam uma exposição cumulativa superior e possuem, simultaneamente, menor acesso a cuidados de saúde preventivos e dietas adequadas que poderiam mitigar o stress oxidativo causado pelos poluentes (Vohra et al., 2021).

O NO₂ está associado à inflamação das vias respiratórias, ao agravamento da asma e ao aumento do risco de doenças cardiovasculares, sendo também as crianças e idosos os grupos mais vulneráveis (Pope & Dockery, 2006; WHO, 2021), enquanto o dióxido de enxofre e o ozono troposférico provocam irritação das vias respiratórias e agravamento de condições preexistentes, com o ozono causando adicionalmente a redução da função pulmonar (Manisalidis et al., 2020). No âmbito toxicológico, o monóxido de carbono (CO) compromete o transporte eficiente de oxigénio ao formar carboxihemoglobina (CO-Hb) devido à sua elevada afinidade pela hemoglobina (Nelson & Cox, 2012); por ser um gás incolor e inodoro, a sua deteção é dificultada, podendo causar tonturas, perda de consciência e morte em concentrações elevadas (Salthammer, 2024).

2.3.2. Impactes no ambiente

Para além dos impactes diretos na saúde humana, a poluição atmosférica exerce efeitos adversos significativos sobre os ecossistemas naturais. O fenómeno que provoca a queda significativa no pH da água da chuva e das águas superficiais devido às elevadas e crescentes emissões de dióxido de enxofre, ficou conhecido como chuva ácida (Grenfelt et al., 2020). Uma vez depositadas, as emissões de SO₂, NO_x e NH₃ atuam como agentes acidificantes nos solos e lagos. Caso essa deposição ácida exceda a fração mineralizante capaz de neutralizar essa acidez, resultará na alteração

da composição química do solo e da água, comprometendo a vida terrestre e aquática (Amman et al., 1999).

A acidificação dos solos devido à chuva ácida pode desencadear diversos problemas, sendo os principais a mobilização de metais tóxicos e a lixiviação de nutrientes. Em solos sob condições de pH reduzido (geralmente inferior a 5,0), o alumínio, antes imobilizado em minerais estáveis, é libertado na sua forma iônica mais fitotóxica, o catião alumínio (Al^{3+}). Esta espécie química ataca diretamente o sistema radicular, ligando-se às paredes celulares e às membranas plasmáticas das pontas das raízes, o que inibe a divisão celular e a elongação radicular. Como consequência direta, o sistema radicular torna-se atrofiado e ineficiente, comprometendo drasticamente a capacidade da planta de absorver água e nutrientes essenciais do solo, o que culmina numa redução da biomassa e numa maior vulnerabilidade a estresses hídricos (Bojórquez-Quintal et al., 2017).

A deposição ácida persistente compromete a estabilidade dos ecossistemas florestais ao desencadear a lixiviação de nutrientes, um processo no qual a entrada excessiva de iões de hidrogénio (H^+) e compostos de azoto desloca catiões essenciais como o cálcio (Ca^{2+}) e o magnésio (Mg^{2+}) do complexo de troca do solo. Este desequilíbrio iónico força a transferência destes nutrientes para o lençol freático, tornando-os indisponíveis para a absorção radicular (De Vos et al., 2012).

Os sulfatos derivados do SO_2 atuam como núcleos de condensação de nuvens e promovem a dispersão da radiação solar, contribuindo para um efeito de arrefecimento atmosférico (Lelieveld & Heintzenberg, 1992). Essa propriedade confere ao SO_2 um papel indireto no balanço radiativo, embora os seus impactes ambientais e sanitários negativos sejam amplamente reconhecidos.

Além da acidificação dos ecossistemas, também ocorre a eutrofização, um fenómeno que ocorre quando o excesso de azoto proveniente de emissões industriais, do tráfego rodoviário e da amónia agrícola é depositado em ambientes naturalmente limitados em nutrientes. Nos solos, esta fertilização indesejada altera a composição das comunidades vegetais, favorecendo o crescimento desproporcional de espécies nitrófilas em detrimento da biodiversidade nativa. Quando transportado para corpos hídricos através do escoamento superficial, o azoto atmosférico contribui para o florescimento de algas, o que reduz a oxigenação da água e compromete severamente a sobrevivência da fauna aquática, desequilibrando a cadeia trófica (Field et al., 2017; Manisalidis et al., 2020).

Episódios como tempestades de poeira, associados a concentrações elevadas de PM_{10} , contribuem para a degradação da qualidade ambiental, redução da visibilidade e perturbação de ecossistemas, afetando processos fisiológicos das plantas e ciclos ecológicos (Kelly & Fussell, 2012). Por outro lado, a poluição ambiental também é prejudicial a materiais e patrimónios culturais como edifícios históricos, sítios arqueológicos e monumentos, pois deteriora e/ou contribui para o surgimento de

novos fenómenos de deterioração (Bertolin, 2019), ao afetar a estrutura e/ou a composição dos materiais afetados.

De acordo com o modelo de interação de riscos proposto por Sesana et al. (2021), a poluição atmosférica atua como um dos principais agentes catalisadores da deterioração do património cultural. Esse processo está associado, sobretudo, à deposição de poluentes acidificantes, como SO_2 , NO_x e compostos contendo cloretos, que promovem alterações físico-químicas nos materiais expostos ao ambiente externo. Segundo os autores, a degradação ocorre principalmente por meio de dois mecanismos: a deposição húmida (*wet deposition*), em que os poluentes atmosféricos se dissolvem na precipitação atmosférica, originando a chuva ácida, e a deposição seca (*dry deposition*), caracterizada pela sedimentação direta de partículas e gases sobre as superfícies. Ambos os processos contribuem para a corrosão de metais, vidros e materiais pétreos, ocasionando a recessão de superfícies carbonatadas, a formação de crostas e o escurecimento (*blackening*) de fachadas históricas. Além disso, a poluição atmosférica potencializa processos de biodeterioração, uma vez que a deposição de nutrientes e contaminantes favorece o crescimento de algas, fungos e líquenes, acelerando a degradação física e química dos materiais constituintes do património histórico (Pöschl, 2005; Sesana et al., 2021).

Além disso, os aerossóis atmosféricos podem exercer diferentes efeitos radiativos dependendo da sua composição química. Enquanto partículas ricas em carbono negro (*black carbon*) tendem a absorver radiação solar, contribuindo para o aquecimento atmosférico, aerossóis inorgânicos e orgânicos secundários apresentam predominantemente comportamento refletivo, favorecendo efeitos de arrefecimento climático. O carbono negro exerce um forçamento radiativo positivo significativo, sendo reconhecido como um dos principais forçadores climáticos de vida curta responsáveis pelo aquecimento global (Bond et al., 2013). Esta complexidade torna o $\text{PM}_{2,5}$ um dos principais fatores de incerteza nas modelações climáticas globais, devido à sua influência no balanço radiativo da Terra e nos processos de formação e de dinâmica das nuvens.

Para além dos efeitos climáticos, o material particulado exerce impactes significativos sobre os sistemas ecológicos e atmosféricos, afetando o ciclo hidrológico, a disponibilidade de radiação solar e a produtividade dos ecossistemas. Neste contexto, variáveis meteorológicas como temperatura, precipitação e humidade relativa influenciam diretamente a formação, dispersão e deposição do $\text{PM}_{2,5}$, evidenciando o carácter dinâmico e multifatorial da poluição atmosférica (Zhu et al., 2022). Outro poluente gasoso com impactes significativos nos ecossistemas é o O_3 , reconhecido pelos seus efeitos adversos sobre a vegetação. A exposição ao O_3 pode provocar danos nos tecidos foliares, comprometer a atividade fotossintética e reduzir o crescimento e a produtividade agrícola. Para além dos impactes ecológicos, o O_3 atua também como um poluente climático de curta duração, contribuindo para o balanço radiativo da atmosfera e para o aquecimento global (Zhu et al., 2022).

3. POLUENTES ATMOSFÉRICOS: PROPRIEDADES, FORMAÇÃO E COMPORTAMENTO NA ATMOSFERA

3.1. Material particulado

3.1.1. Propriedades físicas e dinâmica atmosférica

O material particulado (PM) atmosférico define-se como um sistema polidisperso de partículas sólidas e líquidas suspensas num meio gasoso. A propriedade física mais crítica para descrever este sistema é o diâmetro aerodinâmico (d_a), definido como o diâmetro de uma esfera de densidade unitária (1 g/cm^3) que possui a mesma velocidade terminal de sedimentação que a partícula em estudo (Hinds, 1999).

Conforme a sistematização de Pöschl (2005), as partículas com diâmetro inferior a $1 \mu\text{m}$ (PM_{10}), classificadas dentro da fração das partículas finas e ultrafinas, possuem uma alta capacidade de penetração, atingindo diretamente os alvéolos pulmonares. Devido à sua baixa taxa de sedimentação, o PM_{10} permanece por períodos prolongados em suspensão e é transportado a longas distâncias sob forte influência de processos de difusão.

De forma semelhante, o $\text{PM}_{2,5}$ refere-se às partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a $2,5 \mu\text{m}$, apresentando relevância crítica para a saúde pública por estar frequentemente associado a processos de combustão e à formação de aerossóis secundários. Segundo Pöschl (2005), estas partículas são capazes de alcançar as regiões mais profundas do pulmão e permanecem suspensas por longos intervalos. Essa característica não apenas amplia o risco de exposição populacional, mas também favorece reações químicas complexas na atmosfera, contribuindo para a persistência da carga poluidora.

Por outro lado, o PM_4 engloba partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a $4 \mu\text{m}$ e define a chamada "fração respirável", sendo uma métrica fundamental em contextos de higiene ocupacional. Esta faixa de tamanho representa o limite técnico das partículas que conseguem ultrapassar as defesas das vias aéreas superiores para atingir a região traqueobrônquica e porções internas dos pulmões. Por essa razão, o PM_4 é o padrão utilizado em estudos de exposição em ambientes de trabalho para avaliar riscos respiratórios específicos (Pöschl, 2005).

Finalmente, o PM_{10} corresponde às partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a $10 \mu\text{m}$, abrangendo tanto as frações finas quanto as grossas do aerossol. Por possuírem maior massa, estas partículas sofrem maior influência da sedimentação gravitacional e tendem a depositar-se predominantemente nas vias aéreas superiores, sendo removidas da atmosfera de forma mais célere. Contudo, o PM_{10} permanece como um indicador indispensável da carga mássica total de poluentes, desempenhando um papel relevante tanto nos impactos ambientais imediatos quanto na monitorização da qualidade do ar em escala local e regional (Pöschl, 2005).

A massa e o número de partículas na atmosfera não se distribuem de forma uniforme, mas organizam-se numa distribuição trimodal que reflete diretamente a história de formação e as transformações físico-químicas do aerossol (Seinfeld & Pandis, 2016). O modo de nucleação compreende as partículas ultrafinas, com diâmetro aerodinâmico (d_a) inferior a 0,1 μm , resultantes da condensação de gases quentes durante processos de combustão ou da nucleação homogênea de precursores gasosos (Kulmala et al., 2004), como os óxidos de azoto, o dióxido de enxofre e COV_s . Devido à sua elevada energia superficial, estas partículas apresentam um tempo de residência curto na atmosfera, sendo rapidamente integradas em frações maiores através de processos de coagulação, pela colisão entre partículas, ou de condensação, pela adição de vapor à sua superfície (Hinds, 1999).

O modo de acumulação situa-se na gama entre 0,1 μm e 2,5 μm , representando a fase em que o aerossol atinge a sua maior estabilidade física. Esta fração resulta do crescimento das partículas provenientes do modo de nucleação e da condensação de vapores secundários; dada a menor eficiência dos mecanismos de remoção natural (deposições seca e húmida) nesta escala de magnitude, fenómeno conhecido como o "gap" de deposição de Greenfield, estas partículas, que compõem o $\text{PM}_{2,5}$, caracterizam-se por um elevado tempo de residência atmosférica e por uma notável capacidade de transporte a longa distância (Pöschl, 2005).

O modo grosseiro (ou de sedimentação) engloba as partículas com d_a superior a 2,5 μm , constituindo a fração mecânica do PM_{10} . Estas originam-se predominantemente de processos mecânicos, tais como o desgaste de pavimentos e travões, a ressuspensão de poeiras e atividades extrativas (Harrison, 1995). Em virtude da sua massa elevada, o principal mecanismo de remoção deste modo é a sedimentação gravitacional, fator que limita o seu transporte e confina a sua influência a áreas mais próximas das fontes emissoras originais (Hinds, 1999; Seinfeld & Pandis, 2016).

As informações apresentadas sobre as modas estão ilustradas sinteticamente na Figura 3.



Figura 3. Escala temporal típica dos processos de transformação de aerossóis das modas de nucleação, acumulação e sedimentação em regiões próximas à superfície e em condições de camada limite bem misturada
Fonte: Adaptado de: Carslaw, 2022.

Os aerossóis também podem ser classificados quanto ao seu mecanismo de origem e são chamados de processos de formação primária ou secundária. Aerossóis de origem primária são aqueles que são emitidos diretamente para a atmosfera, enquanto os de origem secundária são aqueles que se formam na atmosfera a partir de processos e reações físico-químicas (Carslaw, 2022).

Os aerossóis primários podem ainda ser classificados de acordo com a sua composição química em orgânicos e inorgânicos. Os aerossóis orgânicos são geralmente originados de processos de combustão e emissões biogénicas, sendo constituídos predominantemente por compostos à base de carbono. Já os aerossóis inorgânicos incluem partículas de poeira mineral, spray marinho, cinzas e óxidos metálicos provenientes da combustão de combustíveis fósseis e biomassa (Duarte & Duarte, 2020).

Por sua vez, os aerossóis secundários resultam da conversão atmosférica de gases precursores em partículas líquidas ou sólidas através de reações fotoquímicas e processos de condensação. Com base nas suas propriedades químicas, estes podem ser divididos em aerossóis inorgânicos secundários (*Secondary Inorganic Aerosols – SIA*), compostos principalmente por sulfatos, nitratos e amónio, e aerossóis orgânicos secundários (*Secondary Organic Aerosols – SOA*), formados pela oxidação atmosférica de compostos orgânicos voláteis (Carslaw, 2022).

3.1.2. Características químicas e especiações do aerossol

A complexidade do material particulado reside na sua natureza heterogénea, sendo a sua característica química um reflexo direto das fontes de emissão e do histórico de processamento atmosférico. Esta composição pode ser estratificada em três grupos principais: frações inorgânicas, componentes carbonáceos e metais traço.

A massa do PM, particularmente na fração fina PM_{2,5}, é frequentemente dominada por iões inorgânicos secundários (SIA - *Secondary Inorganic Aerosols*), nomeadamente sulfatos (SO₄²⁻), nitratos (NO₃⁻) e amónio (NH₄⁺). Estes resultam da oxidação atmosférica do SO₂ e do NO_x e subsequente neutralização pelo NH₃, formando sais estáveis que aumentam a higroscopicidade do aerossol (Seinfeld & Pandis, 2016). Em ambientes costeiros ou sob condições de transporte de longa distância, iões como o cloreto (Cl⁻) e o sódio (Na⁺) assumem relevância, alterando a força iónica da partícula e a sua reatividade superficial.

A fração carbonácea dos aerossóis atmosféricos compreende uma mistura complexa de compostos, usualmente dividida em carbono orgânico (OC) e carbono elementar (EC), de acordo com as suas propriedades físico-químicas e definições operacionais. O EC representa a fração mais refratária e termicamente estável, sendo quantificado por métodos termo-ópticos, enquanto o *Black Carbon* (BC), frequentemente utilizado como termo correlato, é definido com base na sua forte capacidade de absorção de radiação eletromagnética. Apesar da associação frequente, EC e BC não são estritamente equivalentes, refletindo diferenças nos princípios de medição e nas

abordagens analíticas adotadas (Gelencsér, 2004). O EC é emitido predominantemente como poluente primário, resultante de processos de combustão incompleta, incluindo o tráfego rodoviário e a queima de biomassa.

Em contrapartida, o OC apresenta uma natureza mais complexa, incluindo tanto compostos emitidos diretamente por fontes primárias como aqueles formados na atmosfera via oxidação de COVs, resultando nos chamados SOA (Seinfeld & Pandis, 2016). A distinção rigorosa entre estas frações, bem como a análise da razão OC/EC, constitui uma ferramenta fundamental para metodologias de identificação de fontes (*Source Apportionment*) e para a compreensão aprofundada do impacto climático e das propriedades óticas do material particulado (Pöschl, 2005).

Os metais presentes no PM funcionam como indicadores específicos de fontes antropogénicas e naturais. Elementos como o ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e antimónio (Sb) são marcadores clássicos de fontes não-exaustivas do tráfego, resultantes do desgaste de travões e pneus (Harrison & de Mora, 1996). Por outro lado, metais como o chumbo (Pb), cádmio (Cd) e manganês (Mn) estão frequentemente associados a emissões industriais e processos de combustão a alta temperatura. A presença destes metais, mesmo em concentrações vestigiais, é de extrema relevância sanitária devido ao seu potencial de induzir stress oxidativo e toxicidade celular após inalação e deposição alveolar (Kelly & Fussell, 2012).

3.2. Gases contaminantes

3.2.1. Óxidos de azoto (NO_x)

No contexto dos poluentes gasosos, o termo NO_x refere-se à soma do NO e do NO₂, dois gases que coexistem em rápido equilíbrio dinâmico na troposfera através do chamado ciclo fotolítico de Lelieveld ou ciclo de Chapman (Finlayson-Pitts & Pitts, 2000). Embora o NO represente a maior fração das emissões primárias em ambientes urbanizados, ele é rapidamente oxidado na atmosfera por reação com o oxigénio molecular (O₂) ou com o ozono, convertendo-se em NO₂, o composto central e mais estável na química troposférica (Cónsul et al., 2004). Ao contrário do NO, que é um gás incolor, o NO₂ apresenta-se como um gás de coloração castanha avermelhada e forte poder oxidante, possuindo uma toxicidade biológica significativamente superior que afeta diretamente o sistema respiratório humano (WHO, 2006).

A relevância atmosférica dos NO_x reside na sua natureza ambivalente, atuando simultaneamente como poluentes de ação direta e como precursores catalisadores na química secundária. Através da sua fotólise (quebra molecular induzida pela radiação ultravioleta), o NO₂ liberta um átomo de oxigénio fundamental para a produção de ozono ao nível do solo, ao mesmo tempo que participa em vias de oxidação que conduzem à formação de ácido nítrico (HNO₃) e nitratos particulados (Seinfeld & Pandis, 2016). Este duplo papel químico converte os NO_x no motor fundamental dos episódios de smog fotoquímico e da acumulação de material particulado fino regional.

Adicionalmente, a variabilidade temporal e espacial das concentrações de NO_x é fortemente condicionada pela escala micrometeorológica local. Devido ao seu tempo de vida relativamente curto na camada limite atmosférica, que varia entre poucas horas no verão e cerca de um dia no inverno, os níveis de NO_2 são extremamente sensíveis a fenómenos de inversão térmica e estabilidade atmosférica, que confinam o poluente junto ao solo, bem como aos padrões de vento que ditam a sua dispersão urbana (Sillman, 1999). Isto reforça a necessidade de correlacionar rigorosamente a sua análise com as variáveis climáticas da região em estudo.

3.2.2. Dióxido de Enxofre (SO_2)

O SO_2 é um gás incolor, denso, não inflamável e dotado de um odor forte e sufocante, sendo quimicamente classificado como um poluente primário de elevada reatividade na troposfera. Ao nível da saúde pública e dos ecossistemas, o SO_2 atua como um potente irritante das vias respiratórias superiores e um agente corrosivo de materiais, apresentando um tempo de vida atmosférico relativamente curto (tipicamente de 1 a 4 dias), o que torna as suas concentrações fortemente dependentes da proximidade geográfica aos pontos de emissão e das condições de mistura locais (Deng et al., 2022; He, 2024).

A grande relevância do SO_2 na física e química da atmosfera reside na sua capacidade de sofrer transições de fase e oxidação, atuando como o principal precursor de acidez e de compostos secundários particulados. Na troposfera, a transformação do SO_2 em iões sulfato (SO_4^{2-}) ocorre através de duas vias concorrentes: a oxidação homogénea em fase gasosa, iniciada predominantemente pelo radical hidroxilo (OH) durante o dia, e as reações heterogéneas que envolvem a adsorção e oxidação do gás em superfícies de partículas orgânicas e inorgânicas preexistentes (Zhang et al., 2020). Estes sulfatos secundários acumulam-se predominantemente na fração fina do material particulado ($\text{PM}_{2.5}$), alterando as propriedades óticas da atmosfera e o balanço radiativo terrestre (Seinfeld & Pandis, 2016).

Paralelamente, os mecanismos de conversão do SO_2 são fortemente dominados por reações multifásicas no interior de gotículas de água (nuvens, nevoeiro ou aerossóis aquosos). Ao dissolver-se na fase líquida, o gás estabelece um equilíbrio termodinâmico governado pela lei de Henry, dissociando-se em espécies intermediárias como o ião hidrogenossulfito (HSO_3^-) e o ião sulfito (SO_3^{2-}), dependendo estritamente do pH da gotícula. A oxidação subsequente destas espécies aquosas por oxidantes fortes, nomeadamente o peróxido de hidrogénio (H_2O_2) e o O_3 , acelera a conversão cinética para ácido sulfúrico (H_2SO_4), um processo multifásico clássico descrito por McArdle e Hoffmann (1983). Uma vez formado, o ácido sulfúrico livre reduz drasticamente o pH das águas meteóricas, precipitando o fenómeno da deposição ácida (chuva ácida) com graves impactes na acidificação de solos e corpos hídricos (Grennfelt et al., 2020). No entanto, na presença de gases alcalinos como a amónia (NH_3), o H_2SO_4 sofre uma reação rápida de neutralização ácido-base,

resultando na nucleação de sulfato de amónio $[(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4]$, um sal cristalino estável que constitui um dos principais componentes dos aerossóis atmosféricos regionais.

3.2.3. Compostos de carbono: Monóxido de carbono (CO) e Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)

Os compostos de carbono presentes na atmosfera incluem o CO e os compostos COVs, ambos relevantes no contexto da qualidade do ar e da química troposférica. Estes poluentes desempenham papel fundamental tanto pelos seus efeitos diretos na saúde humana quanto pela sua participação na formação de poluentes secundários, especialmente o O_3 .

O principal mecanismo de formação do CO na atmosfera ocorre através da oxidação de hidrocarbonetos, particularmente do metano, que reage com radicais hidroxila ($\text{OH}^\bullet$), formando dióxido de carbono (CO_2) e radical hidroperoxila ($\text{HO}_2^\bullet$) (Salthammer, 2024). Em áreas urbanas, contudo, o monóxido de carbono é predominantemente gerado pela combustão incompleta de combustíveis fósseis, gás e biomassa, sendo o tráfego rodoviário uma das principais fontes emissoras. Processos naturais, como atividade vulcânica, queimadas e reações atmosféricas, também contribuem para a sua presença na atmosfera, classificando-o como poluente primário (Salthammer, 2024). O tempo de vida atmosférico do CO na troposfera varia entre 30 e 90 dias, permitindo o seu transporte a médias e longas distâncias (Salthammer, 2024). Quimicamente, o CO atua como importante regulador da capacidade oxidativa da atmosfera, ao consumir radicais hidroxila, influenciando a persistência de outros poluentes.

Os compostos orgânicos voláteis, por sua vez, constituem uma ampla classe de substâncias orgânicas com elevada pressão de vapor, capazes de se volatilizar facilmente à temperatura ambiente. Estes compostos são emitidos tanto por fontes antropogénicas, como combustão de combustíveis fósseis, evaporação de gasolina e diesel, uso de solventes industriais e biodegradação de resíduos em aterros sanitários (Sahu et al., 2016), quanto por fontes biogénicas, associadas à vegetação e processos naturais.

Na atmosfera, os COVs participam de reações fotoquímicas na presença de radiação solar e óxidos de azoto, atuando como precursores na formação do O_3 . A oxidação de COVs com elevada reatividade fotoquímica também contribui para a formação de SOA, componentes importantes do material particulado fino (Seinfeld & Pandis, 2016).

Entre os COVs mais relevantes destacam-se compostos aromáticos como benzeno e tolueno, reconhecidos pelo seu potencial tóxico e pelos efeitos adversos associados à exposição prolongada ou a concentrações elevadas (Fang et al., 2019). O formaldeído constitui um dos compostos mais preocupantes, devido à sua ubiquidade e ao comprovado potencial carcinogénico. A sua amostragem e quantificação apresentam desafios analíticos decorrentes da sua elevada polaridade e reatividade (Fang et al., 2019). As principais fontes incluem materiais de construção,

revestimentos, tintas, pesticidas e processos industriais. De forma integrada, tanto o CO quanto os COVs exercem influência direta e indireta na qualidade do ar, seja pelos seus efeitos tóxicos específicos, seja pela sua participação na formação de ozono troposférico e aerossóis secundários. A sua concentração atmosférica é fortemente modulada por padrões de emissão, radiação solar, temperatura e estabilidade atmosférica, reforçando a importância da análise conjunta com variáveis meteorológicas.

3.2.4. Ozono troposférico (O₃)

O ozono é um gás constituído por três átomos de oxigénio, incolor e de odor característico, presente em duas camadas distintas da atmosfera: na troposfera e na estratosfera (Yamamoto et al., 2021). O seu papel e impacto dependem da camada em que se encontra. Na estratosfera, o ozono desempenha função essencial ao absorver a radiação ultravioleta, protegendo os organismos terrestres dos seus efeitos nocivos (Van Der Leun, 2004). Em contrapartida, quando presente na troposfera, particularmente próximo à superfície e em concentrações elevadas, é considerado um poluente atmosférico prejudicial à saúde humana e aos ecossistemas (Crutzen, 1988; Rim et al., 2016).

O ozono troposférico é classificado como poluente secundário, uma vez que não é emitido diretamente por fontes específicas, sendo formado a partir de reações fotoquímicas envolvendo poluentes precursores. Dois mecanismos principais explicam sua formação. No primeiro, os NO_x, emitidos predominantemente por processos de combustão de combustíveis fósseis, são convertidos em NO₂, que, sob radiação solar, sofre fotodissociação, liberando um átomo de oxigénio reativo. Esse átomo combina-se com o oxigénio molecular, originando a molécula de ozono (Bina Rani et al., 2011).

No segundo mecanismo, o CO e os COVs reagem na presença de radicais hidroxila (·OH), formando radicais peróxidos que promovem a conversão de NO em NO₂ sem consumo de ozono. O NO₂ formado sofre novamente fotodissociação, permitindo a acumulação progressiva de O₃ na atmosfera (Yamamoto et al., 2021). Esses processos são fortemente dependentes da intensidade da radiação solar, da temperatura e da estabilidade atmosférica, o que explica a maior ocorrência de episódios de poluição por ozono em períodos de elevada insolação.

A distribuição espacial do ozono apresenta comportamento complexo. Embora alguns estudos apontem concentrações mais elevadas em áreas urbanas (Andrade et al., 2012), outros identificam valores superiores em zonas suburbanas ou rurais. Essa variação decorre da interação entre múltiplos fatores, incluindo a formação de *smog* fotoquímico, o transporte atmosférico de massas de ar, características topográficas locais e a presença de óxido nítrico (NO), que em ambientes urbanos pode reagir com o O₃, reduzindo suas concentrações locais, processo conhecido como titulação do ozono (Arbaugh et al., 2003; Yamamoto et al., 2021).

A sua variabilidade temporal e espacial reflete a interação dinâmica entre emissões de precursores, processos fotoquímicos e condições meteorológicas, tornando o ozono um dos poluentes mais sensíveis às mudanças climáticas e às estratégias de gestão da qualidade do ar.

4. INTERAÇÕES METEOROLÓGICAS E VARIABILIDADE DOS POLUENTES ATMOSFÉRICOS

4.1. Fundamentos da dinâmica atmosférica aplicada à poluição

A distribuição espacial e temporal dos poluentes atmosféricos é fortemente condicionada pela dinâmica da atmosfera, particularmente pelos processos que ocorrem na troposfera, camada inferior da atmosfera onde se concentram as atividades humanas e se desenvolvem os principais fenômenos meteorológicos. A compreensão da variabilidade da qualidade do ar exige, portanto, a integração dos princípios da dinâmica atmosférica com os processos físico-químicos de transformação e transporte dos poluentes (Seinfeld & Pandis, 2016).

Um dos conceitos centrais nesta interação é a camada limite atmosférica (CLA), definida como a porção da troposfera diretamente influenciada pela superfície terrestre e que responde às forçantes de superfície num período temporal da ordem de uma hora ou menos (Stull, 1988). A altura da CLA apresenta elevada variabilidade, podendo atingir valores típicos de 100–300 m durante a noite e 1000–2000 m durante o dia, dependendo das condições de convecção, como se ilustra na Figura 4. Esta variação controla diretamente o volume disponível para diluição dos poluentes, influenciando as concentrações observadas à superfície.

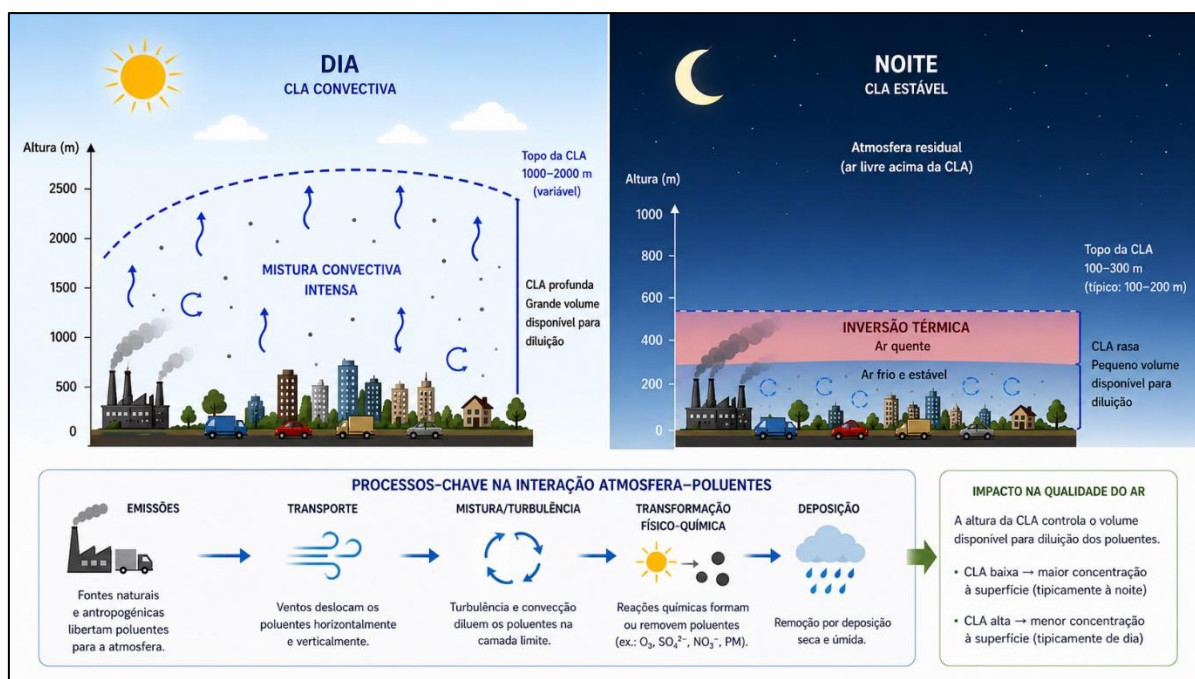


Figura 4. Variação diurna e noturna da Camada Limite da Atmosfera e suas implicações para os níveis de qualidade do ar (CLA).

Fonte: Autoria própria (2026), com auxílio da ferramenta de IA generativa ChatGPT, baseada nos conceitos de Stull (1988) e Seinfeld & Pandis (2016).

A estabilidade atmosférica constitui outro fator determinante. Em condições de instabilidade, o ar quente próximo à superfície ascende, promovendo mistura vertical e dispersão dos poluentes. Em contraste, em condições estáveis, particularmente durante episódios de inversão térmica por radiação, forma-se uma camada de ar mais

quente sobre uma camada de ar frio próxima à superfície, dificultando a convecção vertical e favorecendo a acumulação de poluentes (Wallace & Hobbs, 2006). Episódios de inversão térmica estão frequentemente associados a aumentos significativos das concentrações de poluentes gasosos e de material particulado em áreas urbanas e em áreas rurais (Moraes, 2004).

Além da dinâmica vertical, os processos horizontais de transporte atmosférico desempenham papel relevante na redistribuição dos poluentes. Na circulação sinótica, os sistemas de alta e baixa pressão e os padrões regionais de vento podem promover tanto a dispersão como o transporte de poluentes a longas distâncias, fenómeno particularmente relevante para partículas finas e ozono troposférico (Jacob & Winner, 2009).

4.2. Influência das variáveis meteorológicas na físico-química e remoção de poluentes

A qualidade do ar resulta da interação dinâmica entre emissões antropogénicas e variáveis meteorológicas específicas que condicionam a produção, o transporte e a remoção físico-química de poluentes (Santos et al., 2018). O vento e a turbulência da circulação atmosférica são controlados por gradientes de pressão, conduzindo o vento de áreas de alta para baixa pressão, sendo modulados pela topografia e pela rugosidade superficial (Wittwer, 2006). O vento horizontal é de facto o principal mecanismo de transporte e diluição dos poluentes, sendo que maiores velocidades do vento estão associadas a menores concentrações de poluentes, enquanto condições de vento fraco favorecem a sua acumulação. A intensidade e a direcção do vento são fundamentais na identificação de fontes emissoras e na análise de transporte regional, sendo frequentemente analisadas através de rosas dos ventos (Poddaeva & Fedosova, 2022). A turbulência atmosférica, resultante da combinação de efeitos térmicos (convecção) e mecânicos (atrito do vento com a superfície), controla, por sua vez, a dispersão vertical. A sua intensidade determina a eficiência da mistura atmosférica e, conseqüentemente, a diluição dos poluentes (Moraes, 2004).

A temperatura e a radiação desempenham um papel central na química atmosférica. Temperaturas elevadas intensificam processos convectivos e favorecem a formação de poluentes secundários, como o ozono troposférico e aerossóis orgânicos secundários (SOA), especialmente quando combinadas com elevada radiação solar (Sillman, 1999). Estudos indicam que a produção de SOA pode representar uma fração significativa do aerossol orgânico total sob condições quentes e secas (Gao et al., 2022).

A radiação solar atua como catalisador das reações fotoquímicas responsáveis pela formação do ozono. A dissociação do dióxido de azoto e a consequente produção de oxigénio monoatômico dependem diretamente da intensidade da radiação incidente, resultando em concentrações mais elevadas de O_3 em ambientes com maior insolação (Ayoade, 2002). Assim, os fatores meteorológicos não apenas modulam a

dispersão, mas também influenciam diretamente os mecanismos de transformação química na atmosfera (Seinfeld & Pandis, 2016).

A humidade relativa e a precipitação intervêm nos mecanismos mais eficientes de “limpeza” e remoção de poluentes gasosos e particulados da atmosfera, influenciando a sua concentração e tempo de residência. A humidade relativa influencia tanto a química atmosférica como os processos de formação e crescimento de partículas; em determinadas condições, pode reduzir ou atenuar a radiação UV/UV-B disponível e afetar ou reduzir a taxa de formação de ozono, além de promover processos de crescimento higroscópico de aerossóis (Seinfeld & Pandis, 2016). Partículas micrométricas e submicrométricas apresentam elevada afinidade com moléculas de água, favorecendo o crescimento de gotículas e a subsequente remoção atmosférica (Gonçalves & Massambani, 2010). A remoção ocorre por duas vias principais: Deposição Húmida (*Scavenging*): Atua na remoção de aerossóis e gases através de dois mecanismos distintos (Seinfeld & Pandis, 2016): *Rainout* (ou *in-cloud scavenging* - ICS): ocorre no interior das nuvens, onde as partículas de poluentes atuam como núcleos de condensação (CCN) para o vapor de água, sendo incorporadas nas gotículas em formação ou colidindo com gotas já existentes. *Washout* (ou *below-cloud scavenging* - BCS): refere-se à remoção que ocorre abaixo da base das nuvens, onde as gotas de chuva ou cristais de neve em queda capturam, por impacto ou interceptação, as partículas e gases solúveis presentes na coluna de ar (Wang et al., 2010). Durante esse processo, gases solúveis como o SO₂ podem ser oxidados e formar ácido sulfuroso e ácido sulfúrico, contribuindo para a formação de aerossóis secundários e para fenómenos como a chuva ácida (Rogers & Yau, 1979; Shi et al., 2023). Diversos estudos apontam uma correlação negativa significativa entre precipitação e concentrações de PM_{2,5}, evidenciando o papel da deposição húmida na redução temporária da carga poluente atmosférica (Witkowska & Lewandowska, 2016).

A eficiência global destes mecanismos é condicionada pelo tamanho das partículas, pela intensidade e duração da precipitação e pelas propriedades higroscópicas dos aerossóis (Luan et al., 2019; Wang et al., 2010). Deposição Seca: depende da velocidade do vento, propriedades das partículas e características da superfície (Grantz et al., 2003), sendo ainda fortemente condicionada pela turbulência atmosférica e pela rugosidade do meio receptor, fatores que controlam a eficiência do transporte e da captura dos poluentes na interface atmosfera-superfície. Para poluentes de baixa higroscopicidade como o ozono, a deposição seca é o principal processo de remoção física. Em síntese, os processos de dispersão, transformação e transporte atmosférico são controlados por um conjunto integrado de fatores meteorológicos, topográficos e estruturais, conforme exemplificado no diagrama da Figura 5.

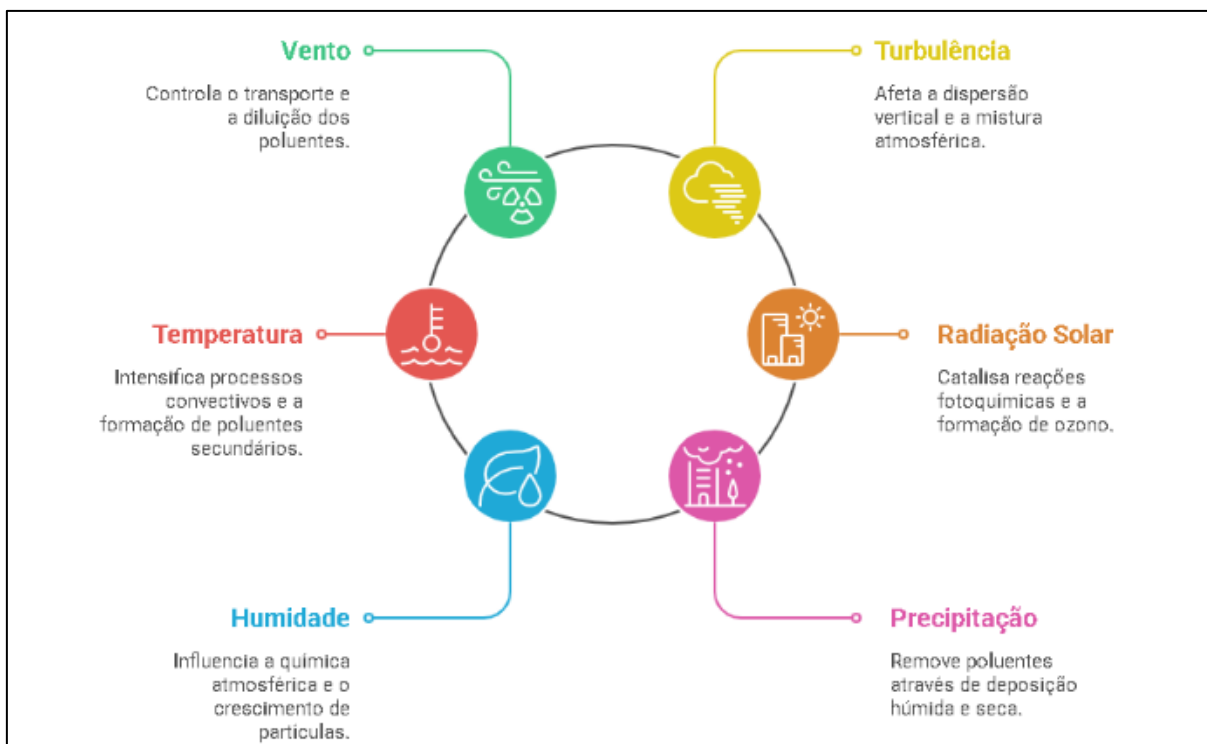


Figura 5. Relações entre variáveis meteorológicas e processos de qualidade do ar.

Fonte: Autoria própria (2026), com auxílio da ferramenta de IA generativa Napkin, baseada nos conceitos de Seinfeld & Pandis (2016) e Santos et al. (2018).

4.3. Variabilidade sazonal, extremos climáticos e dinâmica regional

A interação entre clima e qualidade do ar ocorre em múltiplas escalas temporais e espaciais, sendo influenciada tanto por variabilidade meteorológica de curto prazo quanto por tendências climáticas de longo prazo. Segundo o Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2021), as alterações climáticas modificam a frequência, intensidade e duração de eventos extremos, afetando diretamente os processos físico-químicos atmosféricos. A variabilidade sazonal e regional reflete a estreita interação entre estas condições meteorológicas e as fontes emissoras: a Dinâmica de Inverno e Inversões Térmicas Locais em áreas urbanas, níveis mais elevados de poluição são frequentemente observados no inverno, quando a estabilidade atmosférica, a redução da altura da camada limite atmosférica e o aumento de emissões antropogénicas (como o aquecimento residencial e dióxido de azoto) favorecem a acumulação de poluentes (Querol et al., 2008).

Durante os episódios de Inversões Térmicas de Radiação (ITR), as emissões resultantes desta queima são confinadas ao nível do solo, dentro dos vales. Este aprisionamento eleva significativamente as concentrações de material particulado (MP), sendo o principal responsável pelas ultrapassagens dos valores-limite de qualidade do ar em PM_{10} e $PM_{2,5}$ observadas nos meses de inverno nas áreas urbanas do interior (Borrego et al., 2010), constituindo um risco direto para a saúde pública na região.

Em contrapartida, durante o verão, a maior radiação solar e a estabilidade atmosférica favorecem episódios de ozono. Em áreas rurais, as concentrações de material particulado tendem a aumentar durante o estio, associadas a intrusões de massas de ar africanas, estagnação atmosférica e ressuspensão de poeiras devido à menor precipitação (Escudero et al., 2005). Regionalmente, o acentuado regime de seca meteorológica durante o verão transmontano, que a caracteriza como uma das regiões mais secas do país nessa estação, reduz significativamente a capacidade de deposição húmida (Borrego et al., 2010). A escassez de precipitação, aliada às elevadas temperaturas e à intensa radiação solar (características do clima continental), favorece a formação fotoquímica de ozono troposférico e a ressuspensão de poeiras e partículas depositadas (PM). Adicionalmente, eventos de transporte de poeiras do Saara são recorrentes na Península Ibérica, afetando o interior norte e provocando aumentos expressivos e esporádicos nas concentrações de PM₁₀ na atmosfera (APA, 2024). As ondas de calor constituem um dos principais fatores de agravamento da poluição atmosférica.

Jacob e Winner (2009) demonstraram que o aumento da temperatura intensifica reações fotoquímicas e favorece a formação de ozono troposférico. Episódios prolongados de calor estão frequentemente associados à estagnação atmosférica, reduzida ventilação e maior estabilidade da camada limite, criando condições propícias ao acúmulo de poluentes. Estudos europeus evidenciam que eventos extremos de temperatura resultam em incrementos significativos nas concentrações de O₃ e PM_{2,5}, com impactes na mortalidade e morbilidade (EEA, 2022). Além disso, temperaturas elevadas estimulam a emissão de Compostos Orgânicos Voláteis Biogénicos (COV_B), particularmente em regiões com elevada cobertura vegetal, o que intensifica a produção de ozono e de aerossóis orgânicos secundários (Guenther et al., 2012). Os incêndios florestais, cuja frequência e intensidade têm aumentado devido ao aumento da aridez e das secas prolongadas previstas em cenários de aquecimento global, representam outra fonte crítica de poluição associada a extremos climáticos.

A combustão de biomassa emite grandes quantidades de partículas finas, carbono negro, monóxido de carbono e precursores fotoquímicos, podendo afetar regiões situadas a centenas ou milhares de quilómetros de distância (Jaffe et al., 2020). No contexto das alterações climáticas globais, modelos climatoquímicos indicam que o aquecimento poderá intensificar episódios de poluição fotoquímica, prolongar eventos extremos e alterar regimes de precipitação (Fiore et al., 2015). Adicionalmente, certos poluentes atuam como forçadores climáticos de curta duração (*short-lived climate pollutants*), como o ozono troposférico e o carbono negro, contribuindo para o aquecimento radiativo e estabelecendo um ciclo de retroalimentação (*feedbacks*) entre clima e poluição (UNEP & WMO, 2011).

4.4. Abordagens metodológicas, modelação e análise multiescala

A variabilidade observada nas concentrações de poluentes não pode ser interpretada exclusivamente com base nos níveis de emissão, uma vez que os fatores meteorológicos modulam fortemente os mecanismos de transporte, transformação e remoção através de interações não lineares (Fiore et al., 2015; Jacob & Winner, 2009). Para isolar e compreender estas dinâmicas, a literatura científica recorre a diferentes ferramentas estatísticas, numéricas e de análise multiescala. A influência da meteorologia sobre os poluentes atmosféricos tem sido amplamente investigada por meio de abordagens estatísticas multivariadas. Modelos Lineares Generalizados (GLM) e Modelos Aditivos Generalizados (GAM) são frequentemente aplicados para quantificar relações não lineares entre temperatura, radiação solar, humidade relativa, velocidade do vento e concentrações de NO₂, O₃ e PM_{2,5} (Carslaw & Taylor, 2009; Pearce et al., 2011).

Estes modelos permitem isolar o efeito meteorológico das tendências de emissão, constituindo uma ferramenta essencial para a chamada meteorological normalisation, técnica utilizada para avaliar a eficácia real de políticas de controle da poluição. Além das abordagens estatísticas, os modelos físico-químicos desempenham papel central na compreensão integrada do sistema atmosfera–poluição. Em escala local, modelos de dispersão gaussianos, como descritos por Zannetti (1990), são amplamente utilizados para estimar concentrações a partir de fontes pontuais. Já em escala urbana e regional, modelos de transporte químico (*Chemical Transport Models* – CTMs), como o CMAQ e o CHIMERE, simulam simultaneamente transporte, reações químicas e deposição de poluentes, permitindo análises de sensibilidade a cenários meteorológicos e de emissão (Seinfeld & Pandis, 2016).

Análise em Múltiplas Escalas Espaciais, como a variabilidade espacial da poluição manifesta-se em diferentes níveis de agregação. A morfologia do edificado e o chamado efeito *street canyon* condicionam os padrões locais de ventilação e retenção de poluentes, influenciando particularmente as concentrações de NO₂ e material particulado à escala do cidadão (Stewart, 2011). Em áreas urbanas, o aquecimento das superfícies construídas também intensifica a temperatura do ar e altera os fluxos atmosféricos locais, contribuindo para o efeito de ilha de calor urbana. Em escala urbana, a altura da camada limite atmosférica e a estabilidade térmica determinam a capacidade global de diluição vertical dentro da malha urbana. Escala regional: Padrões de circulação atmosférica, transportes transfronteiriços e alterações na circulação regional desempenham o papel determinante na distribuição de ozono e partículas secundárias, podendo modificar significativamente os padrões regionais de poluição mesmo na ausência de variações nas emissões locais (Jacob & Winner, 2009).

Do ponto de vista da governança ambiental, a integração de variáveis meteorológicas e concentrações de poluentes é essencial para o desenvolvimento de sistemas de previsão e alerta precoce. Modelos preditivos baseados em assimilação de dados

meteorológicos e químicos permitem antecipar episódios críticos e apoiar medidas temporárias de restrição de emissões, como o controle de tráfego ou a limitação de atividades industriais (EEA, 2022). A distinção clara entre variabilidade meteorológica e mudanças estruturais nas emissões é, portanto, uma condição indispensável para interpretar tendências, avaliar de forma justa as políticas de controle implementadas e projetar cenários futuros sob diferentes regimes climáticos (Fiore et al., 2015).

5. ENQUADRAMENTO NORMATIVO E CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO AR

5.1. Evolução do enquadramento normativo da qualidade do ar

A definição de padrões legais de qualidade do ar constitui um dos principais instrumentos de política ambiental contemporânea. Estes padrões traduzem evidências científicas em limites juridicamente vinculativos, visando reduzir os riscos para a saúde humana e mitigar impactes ambientais. No entanto, a definição de valores-limite envolve um equilíbrio complexo entre evidência científica, viabilidade técnica e considerações socioeconómicas (WHO, 2021).

Durante mais de uma década, o enquadramento europeu foi estabelecido pela Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, que fixou valores-limite para poluentes como PM₁₀, PM_{2,5}, NO₂, SO₂, O₃ e CO. Contudo, evidências científicas acumuladas demonstraram que efeitos adversos à saúde ocorrem mesmo abaixo desses limites, particularmente no caso do material particulado fino e do dióxido de azoto (EEA, 2022; WHO, 2021).

Face à consolidação da evidência científica relativa aos efeitos adversos da poluição atmosférica, foi aprovada a Diretiva 2024/2881 do Parlamento Europeu e do Conselho, que estabelece metas mais restritivas e aproxima progressivamente os padrões europeus das Diretrizes da OMS. Entre as alterações mais relevantes destacam-se a redução do valor-limite anual de PM_{2,5} para 10 µg/m³ até 2030 e do NO₂ para 20 µg/m³, reforçando igualmente os mecanismos de monitorização, transparência e responsabilização dos Estados-Membros.

Ainda assim, permanece uma discrepância significativa entre os valores legalmente vinculativos na União Europeia e os níveis recomendados pela OMS. As Diretrizes de 2021 recomendam, por exemplo, limites anuais de 5 µg/m³ para PM_{2,5} e 10 µg/m³ para NO₂, refletindo evidência de que não existe limiar seguro claramente definido para estes poluentes. Essa diferença evidencia a tensão estrutural entre proteção máxima da saúde pública e viabilidade económica e política das medidas de controlo.

Em Portugal, o regime jurídico da qualidade do ar encontra-se estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, na sua redação atualmente em vigor, resultante das alterações introduzidas pelos Decretos-Leis n.ºs 43/2015, de 27 de março, e 47/2017, de 10 de maio, que transpõem a Diretiva 2008/50/CE para o ordenamento jurídico nacional. A aplicação e monitorização são coordenadas pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA), responsável pela gestão da rede nacional de estações de medição e pelo reporte de dados à Comissão Europeia.

Com a publicação da Diretiva (UE) 2024/2881, o sistema nacional encontra-se em processo obrigatório de transposição e adaptação técnica. Este novo quadro normativo estabelece padrões de qualidade do ar significativamente mais rigorosos, exigindo a atualização célere dos procedimentos operacionais e a revisão mandatária

dos instrumentos regulamentares nacionais para assegurar a conformidade com as novas metas europeias de redução de poluentes.

Esta diretiva ainda propõe que até 1 de janeiro de 2050, esses valores sejam reduzidos para 100 µg/m³ a não exceder em mais de 3 dias por ano de calendário (percentil 99) e um AOT40 de 6 000 µg/m³ × h, respectivamente, para a proteção à saúde humana e à vegetação. Em relação aos NMCOV_s, apenas é indicada uma lista de substâncias de que se recomenda a medição, descrita no anexo VII da diretiva em vigor, 2881/2024.

Para melhor compreender a evolução e o grau de alinhamento entre os diferentes referenciais normativos, apresenta-se, na Tabela 2, uma comparação entre os valores-limite anteriormente vigentes na União Europeia, os novos limites definidos na Diretiva (UE) 2024/2881 e as recomendações da OMS.

Tabela 2. Comparação entre valores-limite da UE (2008), novos limites da Diretiva (UE) 2024/2881 e Diretrizes da OMS (2021).

Poluente	UE (Diretiva 2008/50/CE)	UE (Diretiva 2024/2881 – Meta 2030)	OMS (2021)
PM _{2,5} (anual)	25 µg/m³	10 µg/m³	5 µg/m³
PM ₁₀ (anual)	40 µg/m³	20 µg/m³	15 µg/m³
NO ₂ (anual)	40 µg/m³	20 µg/m³	10 µg/m³
O ₃ (8h máx.)	120 µg/m³ (valor-alvo)	120 µg/m³ (com reforço de metas)	100 µg/m³

A análise comparativa evidencia que a nova diretiva representa um avanço significativo para os valores-limite se comparada com a diretiva anterior, entretanto, os valores estipulados pela OMS ainda são mais rigorosos. Este desfasamento implica que o cumprimento legal não corresponde necessariamente à eliminação do risco para a saúde, sobretudo em populações vulneráveis.

Adicionalmente, a eficácia dos instrumentos normativos depende não apenas da definição de limites, mas também da capacidade de monitorização, fiscalização e implementação de planos de melhoria da qualidade do ar. Fatores meteorológicos, características territoriais e padrões de mobilidade urbana continuam a desempenhar um papel determinante na ocorrência de excedências, mesmo em contextos com enquadramento regulamentar robusto (Carslaw et al., 2007).

5.2. Metodologias de avaliação da qualidade do ar

O Decreto-Lei n.º 102/2010 estabelece os critérios técnicos e metodológicos aplicáveis à monitorização e avaliação dos principais poluentes atmosféricos regulamentados, assegurando alinhamento com os padrões europeus (Diário da República, 2010; European Parliament & Council, 2008). De acordo com o artigo 6º do referido decreto-lei, a avaliação pode ser realizada por meio de quatro abordagens

complementares: a) Medições fixas usando métodos de referência ou equivalentes; b) Medições indicativas; c) Modelação e d) Estimativas objetivas.

A escolha da metodologia depende dos níveis de concentração registados em cada zona ou aglomeração, sendo definidos dois limiares estatísticos: o limiar superior de avaliação (LSA) e o limiar inferior de avaliação (LIA). Quando os níveis de um poluente excedem o LSA, é obrigatória a realização de medições fixas contínuas. Se os níveis se situarem entre o LSA e o LIA, a avaliação pode combinar medições fixas com modelação ou medições indicativas. Por fim, quando os níveis se mantêm abaixo do LIA, é admissível recorrer exclusivamente a modelação ou estimativas objetivas (Diário da República, 2010; European Parliament & Council, 2008).

Para os poluentes SO₂, NO₂ e NO_x, partículas em suspensão (PM₁₀ e PM_{2,5}) e CO, aplicam-se estes critérios de avaliação estabelecidos na normativa vigente. No que concerne ao ozono, a legislação determina que, sempre que os objetivos de longo prazo sejam excedidos, torna-se obrigatória a manutenção de medições fixas nas zonas ou aglomerações afetadas. Adicionalmente, o regime jurídico prevê a obrigatoriedade de monitorização e a implementação de planos de ação sempre que se verifique o risco de excedência dos limiares de informação ou de alerta (Diário da República, 2010; European Parliament & Council, 2008).

5.3. Monitorização, garantia da qualidade e gestão da informação

A localização dos pontos de amostragem constitui outro elemento central do sistema de avaliação. Os critérios técnicos para instalação das estações encontram-se definidos nos anexos III e IV do Decreto-Lei n.º 102/2010 e incluem requisitos relativos à representatividade espacial, altura de instalação, afastamento de obstáculos, proximidade a vias de tráfego e caracterização da zona (urbana, suburbana, industrial ou rural). Estes critérios visam garantir que as medições reflitam adequadamente a exposição da população ou os níveis de fundo regional (APA, 2022).

Para além da recolha de dados, o enquadramento normativo impõe requisitos rigorosos de garantia e controlo de qualidade. Estes incluem a utilização obrigatória dos métodos de referência para a avaliação das concentrações, conforme estabelecido no Anexo VII do Decreto-Lei n.º 102/2010, que define as técnicas analíticas normalizadas para cada poluente (e.g., quimioluminescência para o dióxido de azoto, fotometria UV para o ozono e gravimetria para o PM). Adicionalmente, o sistema exige a observância de limites máximos de incerteza, calibração periódica rastreável a padrões nacionais, validação rigorosa dos dados e participação em exercícios de comparabilidade interlaboratorial. Estes requisitos são fundamentais para assegurar a fiabilidade estatística das séries temporais e permitir o reporte harmonizado à Comissão Europeia e à Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2022).

No domínio da comunicação pública, a qualidade do ar é sintetizada através do Índice de Qualidade do Ar (IQAr), instrumento que converte os valores medidos dos poluentes regulamentados numa classificação qualitativa simplificada. Em Portugal, o

índice classifica a qualidade do ar em categorias como “Muito Bom”, “Bom”, “Médio”, “Fraco” ou “Mau”, com base nos poluentes mais críticos em cada momento (APA, 2022). Este mecanismo facilita a interpretação dos dados pela população e apoia medidas preventivas, especialmente para grupos vulneráveis.

Com a entrada em vigor da Diretiva (UE) 2024/2881, que reforça os padrões europeus e introduz metas mais restritivas até 2030, os sistemas nacionais de monitorização deverão adaptar-se progressivamente às novas exigências técnicas e operacionais. Tal adaptação implicará revisão de procedimentos, possível reforço da rede de monitorização e integração mais robusta entre medições e modelação atmosférica.

Em termos críticos, embora o sistema metodológico português esteja formalmente alinhado com o quadro europeu, a eficácia da avaliação depende da densidade espacial das estações, da atualização tecnológica dos equipamentos e da integração dos dados com instrumentos de planeamento territorial e políticas públicas. Assim, a avaliação da qualidade do ar deve ser entendida como um processo técnico-científico dinâmico, cuja robustez depende tanto do enquadramento normativo como da capacidade institucional de implementação.

6. METODOLOGIA

6.1. Área de estudo

A área de estudo é a região da CIM-TTM (Comunidade Intermunicipal das Terras de Trás-os-Montes) (Figura 6), que integra nove concelhos do distrito de Bragança: Alfândega da Fé, Bragança, Macedo de Cavaleiros, Miranda do Douro, Mirandela, Mogadouro, Vila Flor, Vimioso e Vinhais.

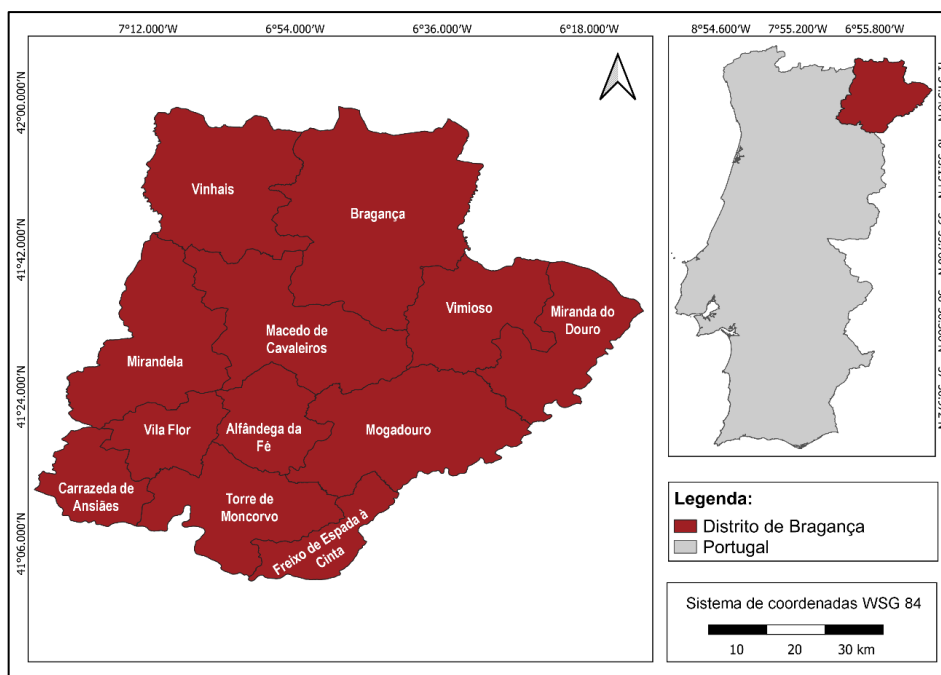


Figura 6. Mapa do distrito de Bragança
Fonte: Adaptado de: Vieira, 2026.

Mais especificamente, os dados foram coletados no município de Bragança, localizado na região Nordeste de Portugal, inserido na sub-região das Terras de Trás-os-Montes. O concelho situa-se aproximadamente entre as latitudes 41°48' N e 41°55' N e longitudes 6°40' W e 6°50' W, apresentando altitude média em torno de 670 metros acima do nível do mar. A localização interior e a elevada altitude conferem à região características climáticas e atmosféricas particulares, com influência direta na dispersão e acumulação de poluentes.

De acordo com a Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental (COS, 2007), destacam-se as tipologias de áreas agrícolas e agroflorestais, florestas e meios naturais e seminaturais e territórios artificializados, que correspondem a atividades relacionadas à urbanização do território, como indústria, comércio e transporte.

Cabe destacar que a atividade económica do Nordeste Transmontano é uma fusão de agricultura tradicional e especializada (castanha, azeite, vinho), pecuária de raça (carne mirandesa) e um crescente foco no turismo sustentável baseado no seu valioso património natural e cultural (CCDR, 2024).

Do ponto de vista climático, Bragança insere-se num regime mediterrânico com influência continental, caracterizado por invernos frios e húmidos e verões quentes e secos. A amplitude térmica anual é significativa, com frequentes episódios de geadas no inverno e temperaturas elevadas no verão.

De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, o território português apresenta predominantemente dois subtipos mediterrânicos: Csa (verão quente e seco) e Csb (verão seco e moderadamente quente). Parte do distrito de Bragança enquadra-se na tipologia Csa, especialmente nas áreas interiores do vale do Douro, enquanto outras zonas apresentam características transicionais para a tipologia Csb (IPMA, 2025).

A região apresenta precipitação média anual próxima de 600 mm, distribuída de forma irregular ao longo do ano, com maior concentração no período outono-inverno (Cunha et al., 2011). Os episódios de precipitação mais intensa encontram-se frequentemente associados a sistemas ciclónicos atlânticos que afetam o território nacional (Alcoforado et al., 2021). Esses sistemas podem também estar relacionados à ocorrência de eventos de vento extremo no Nordeste português, influenciando a ventilação atmosférica regional e, conseqüentemente, os padrões de dispersão de poluentes (Owen et al., 2021). Projeções climáticas indicam tendência de aumento da temperatura média e redução da disponibilidade hídrica na região de Trás-os-Montes, sugerindo um cenário futuro potencialmente mais quente e seco (Martins et al., 2021). Tais alterações poderão intensificar episódios de estagnação atmosférica no verão e modificar os regimes de formação de poluentes secundários, particularmente do ozono troposférico.

Do ponto de vista sazonal, a região apresenta um período quente que se estende aproximadamente de junho a setembro, caracterizado por temperaturas elevadas e menor precipitação, e um período frio entre novembro e fevereiro, frequentemente associado à maior estabilidade atmosférica e ocorrência de inversões térmicas. Essas condições sazonais são particularmente relevantes para a interpretação das séries temporais de poluentes analisadas neste estudo. Estudos sugerem que a região de Trás-os-Montes se tornará mais quente e seca (Martins et al., 2021). Por outro lado, destaca-se que em média há uma precipitação de 600 mm/ano nessa zona (Cunha et al., 2011) e que altos níveis de precipitação podem ter origem associada ao sistema ciclónico do Atlântico (Alcoforado et al., 2021).

Entretanto, esse fenómeno ciclónico também tende a associar-se aos ventos extremos no nordeste português (Owen et al., 2021). A configuração topográfica da região, marcada por relevo ondulado e vales encaixados, condiciona os padrões locais de circulação atmosférica, podendo dificultar a ventilação e favorecer episódios de estagnação do ar, especialmente em situações anticiclónicas. A dinâmica dos ventos na região é predominantemente influenciada por sistemas de alta pressão no período estival e por perturbações atlânticas no período invernal, o que contribui para a variabilidade intersazonal das concentrações de poluentes.

Além dos dados demográficos, cabe destacar a climatologia do local. A estação mais quente do ano dura aproximadamente 3 meses, de junho a setembro. Já a estação mais fria do ano dura cerca de 3,5 meses, de novembro a fevereiro (Cunha et al., 2011).

De acordo com dados do *Copernicus Land Monitoring Service*, foi possível elaborar um mapa do ciclo diário da temperatura da superfície terrestre em 2021 e perceber que as médias de temperaturas máximas, médias e mínimas foram alcançadas na região mais ao sul do distrito (Figura 7).

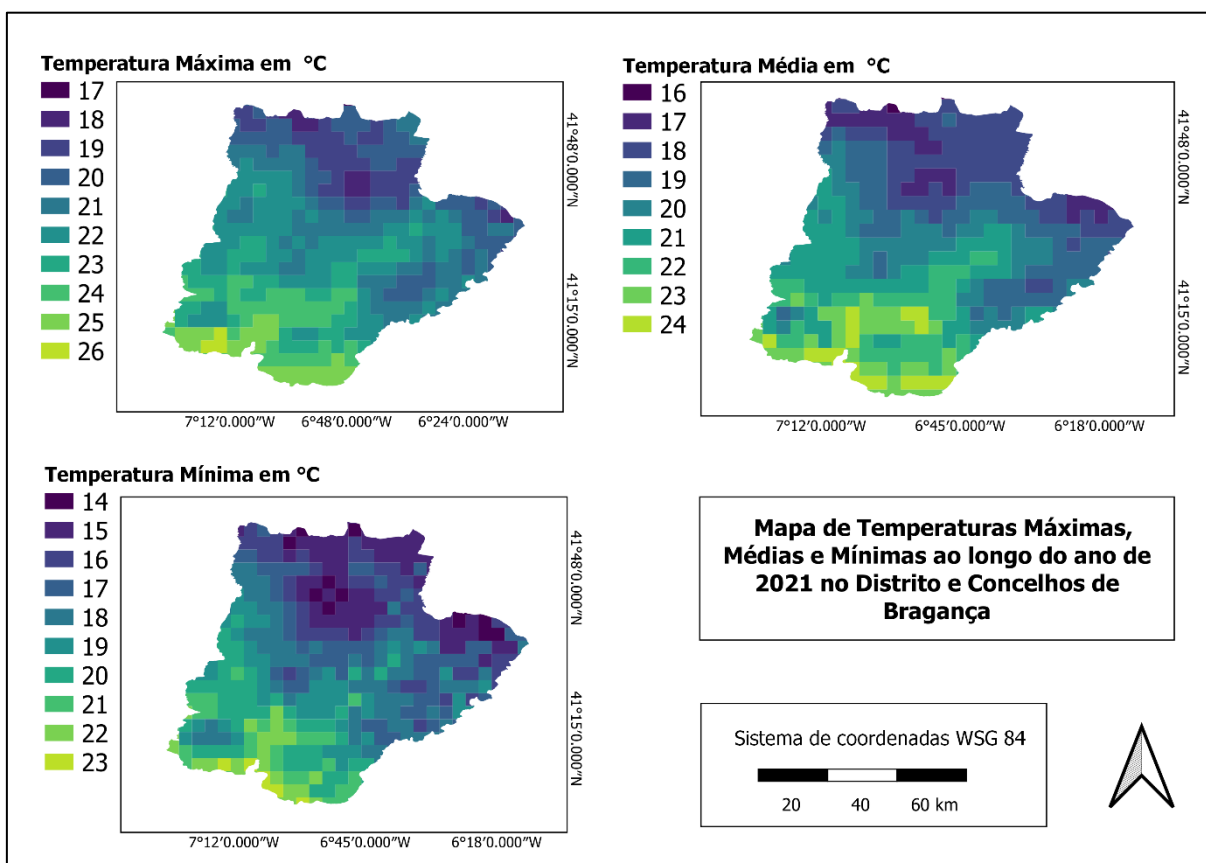


Figura 7. Mapa do ciclo diário de temperatura da superfície terrestre em 2021
Fonte: Autoria própria, 2026

O município de Bragança apresenta um perfil de industrialização incipiente quando comparado aos grandes centros urbanos nacionais. Perante esta envolvência, o inventário de fontes emissoras locais circunscreve-se essencialmente ao tráfego rodoviário, às atividades comerciais, ao aquecimento residencial e, numa escala macro, à interface do transporte regional de poluentes. Devido à menor densidade populacional da região face às áreas metropolitanas, este território configura um cenário de baixa complexidade emissora, propício à modelação e isolamento do impacte das variáveis meteorológicas sobre a dinâmica da qualidade do ar. No que concerne à matriz de poluição local, a queima de lenha e de biomassa sólida assume um papel preponderante. Fruto do rigor climático característico do Nordeste Transmontano e do perfil socioeconómico da população, a procura energética para conforto térmico residencial é maioritariamente suprimida pelo recurso a combustíveis

sólidos tradicionais (APA, 2024). Estas fontes residenciais atuam como os principais vetores de emissão primária de material particulado (PM₁₀ e PM_{2,5}) a baixa altitude, com uma expressão sazonal fortemente vincada durante o período invernal. Em suma, a conjugação da localização interior com a vincada sazonalidade climática e a reduzida interferência de emissões industriais pesadas estabelece o enquadramento metodológico adequado para investigar de forma isolada a interação entre a dinâmica atmosférica e a variabilidade das concentrações de poluentes num ecossistema urbano de média dimensão.

6.2. Locais e períodos de medição

As campanhas foram desenhadas de forma sequencial para permitir uma análise evolutiva dos poluentes. A Campanha 1 focou-se na exposição mista de diferentes fontes. A Campanha 2 focou-se na exposição direta às emissões primárias do centro cívico, onde o fluxo de veículos ligeiros e de serviços é predominante, e permitiu avaliar o efeito de retenção de poluentes em áreas de maior densidade construída, onde o escoamento atmosférico é limitado pela geometria urbana. Por fim, a Campanha 3, realizada na ETA – Estação de Tratamento de Água durante o período de transição anual, serviu como referencial de controlo (background), dada a sua localização periférica e altitude superior, este ponto permitiu distinguir entre a poluição gerada localmente no vale de Bragança e aquela proveniente do transporte de massas de ar de longo curso, conforme os critérios de macroimplantação do Anexo II do Decreto-Lei n.º 102/2010.

Para facilitar a sistematização e análise das características de cada ponto de amostragem, a Tabela 3 descreve e classifica os locais de medição no concelho de Bragança, fundamentando a sua tipologia de acordo com os critérios de gestão da qualidade do ar estabelecidos na legislação nacional vigente.

Tabela 3. Descrição e Classificação dos pontos de amostragem

Locais de Medição	Tipologia (DL n.º 102/2010)	Descrição Técnica e Uso do Solo
Câmara Municipal	Urbana de Fundo	Área de fontes mistas sem dominância de emissão específica. Reflete a exposição média da população urbana.
Teatro Municipal	Urbana de Tráfego	Local sob influência direta de fontes móveis lineares. Níveis de poluentes determinados pelo fluxo rodoviário próximo.
ETA	Rural de Fundo	Área de baixa densidade populacional, sem influência de fontes antropogénicas locais. Reflete o fundo regional e transporte de longo curso.

A Figura 8 apresenta a localização espacial dos três pontos selecionados. A Câmara Municipal (Ponto de amostragem 1) e o Teatro Municipal (Ponto de amostragem 2) encontram-se a uma distância aproximada de 650 metros, situando-se ambos no núcleo central, embora com dinâmicas de circulação de ar distintas devido à densidade de edifícios. O ponto de amostragem 2 e a ETA (ponto de amostragem 3) apresentam uma separação maior, de cerca de 1,4 km. O Ponto 3 (ETA) localiza-se numa cota altimétrica diferente e mais a nascente, servindo como um ponto de transição para a zona periurbana.

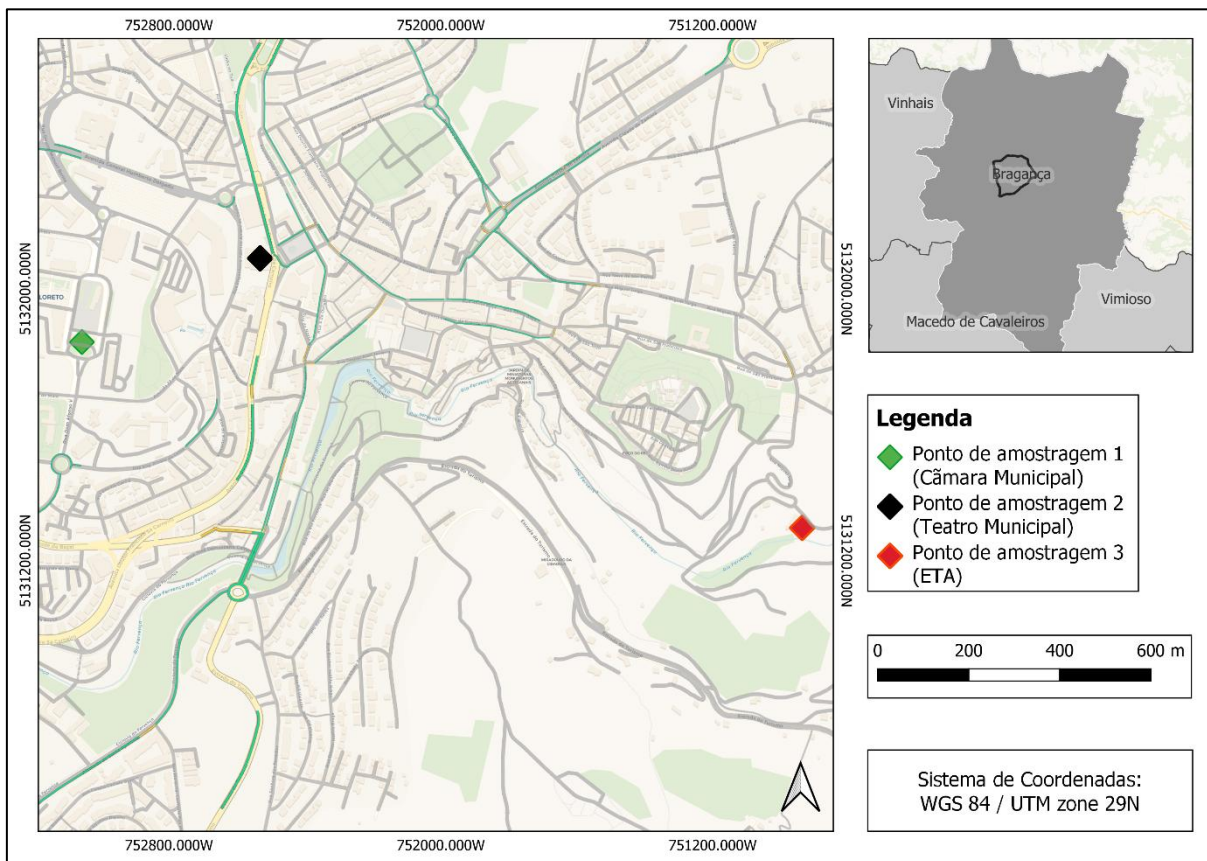


Figura 8. Mapa da localização dos pontos de amostragem
Fonte: Autoria própria, 2026

A localização dos pontos de amostragem foi estrategicamente definida considerando a proximidade às principais fontes de emissão atmosférica identificadas na malha urbana de Bragança. A Figura 9 identifica espacialmente as fontes de pressão que podem influenciar a qualidade do ar nos locais monitorizados, bem como os recetores sensíveis na sua envolvente. A identificação das fontes de emissão na área de estudo revela uma predominância de fontes móveis e de área, com impacte direto nos locais monitorizados. O tráfego rodoviário, concentrado nas vias principais (identificadas a rosa na Figura 9), constitui a principal fonte contínua de óxidos de azoto (NO_x) e material particulado, exercendo uma influência imediata sobre o Ponto 1 (Câmara) e o Ponto 2 (Teatro) devido à sua inserção no eixo central de circulação de veículos ligeiros e transporte público. Complementarmente, a mancha urbana envolvente

caracteriza-se por uma elevada densidade de fontes de área associadas ao aquecimento residencial.

Para além das fontes antropogénicas difusas, a rede de monitorização considerou o impacte de fontes pontuais e a proximidade de recetores sensíveis. A localização estratégica de postos de combustível e a distância relativa à zona industrial, situada a sudoeste, permitem avaliar o transporte de poluentes como os COVs por advecção, dependendo do regime de ventos predominante. Esta configuração metodológica justifica-se pela presença de recetores sensíveis de elevada prioridade na envolvente dos pontos escolhidos, nomeadamente escolas, centros de saúde e edifícios públicos de grande afluência (Câmara e Teatro).

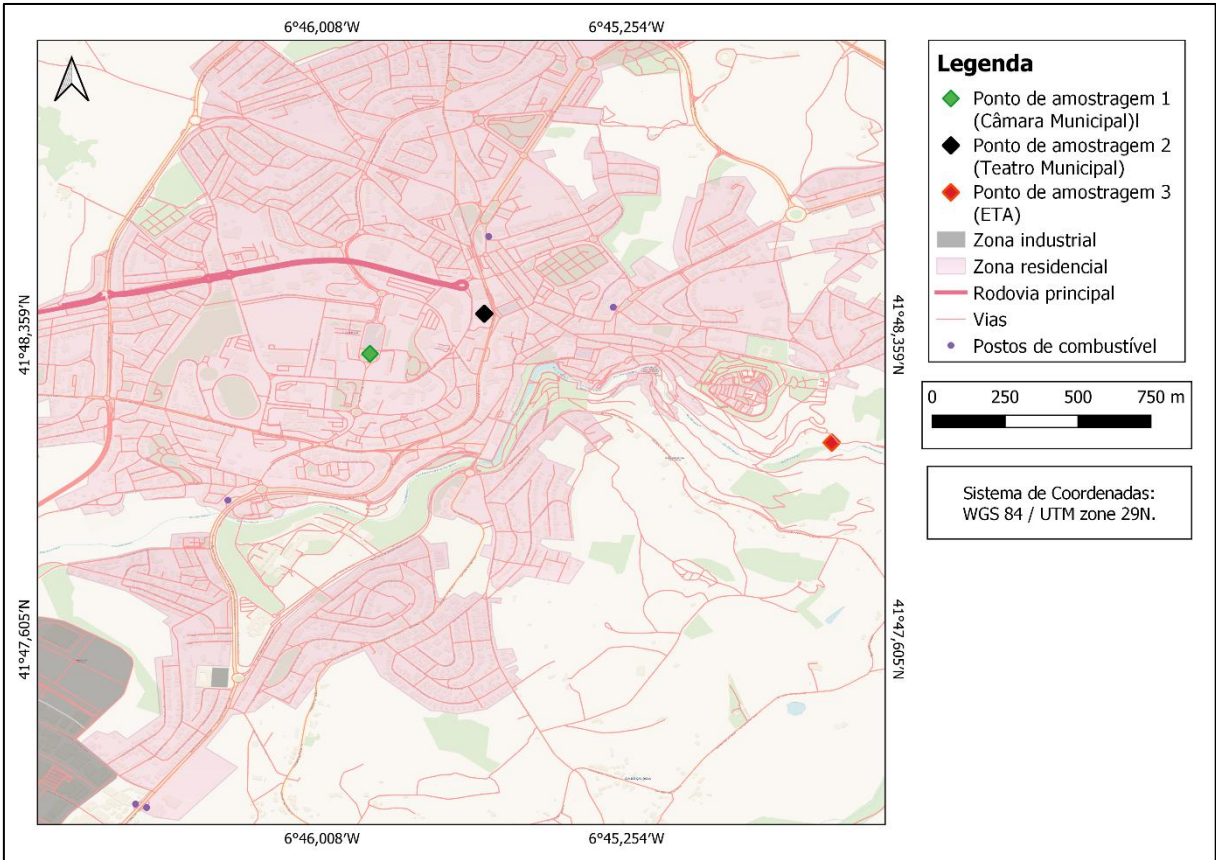


Figura 9. Mapa de localização de possíveis fontes de poluição atmosférica e dos pontos de amostragem
Fonte: Autoria própria, 2026

A Tabela 4 sistematiza os períodos de amostragem e a classificação técnica de cada local, fundamentada nas características de microimplantação e proximidade às fontes de emissão dominantes.

Tabela 4. Período de amostragem de cada campanha

Campanhas	Local de Monitorização	Período de Amostragem
Campanha 1	Câmara Municipal	25/10 a 29/11/2024
Campanha 2	Teatro Municipal	29/11 a 17/12/2024
Campanha 3	ETA	17/12 a 06/01/2025

As campanhas foram desenhadas de forma sequencial para permitir uma análise evolutiva dos poluentes. A Campanha 1 focou-se na exposição mista de diferentes fontes. A Campanha 2 focou-se na exposição direta às emissões primárias do centro cívico, onde o fluxo de veículos ligeiros e de serviços é predominante, e permitiu avaliar o efeito de retenção de poluentes em áreas de maior densidade construída, onde o escoamento atmosférico é limitado pela geometria urbana. Por fim, a Campanha 3, realizada na ETA (estação de tratamento de água) durante o período de transição anual, serviu como referencial de controlo (*background*), dada a sua localização periférica e altitude superior, este ponto permitiu distinguir entre a poluição gerada localmente no vale de Bragança e aquela proveniente do transporte de massas de ar de longo curso.

6.3. Estação móvel de monitorização

A estação móvel de qualidade do ar utilizada neste estudo encontra-se ilustrada na Figura 10. Trata-se de um sistema concebido para medições automáticas e contínuas de poluentes atmosféricos e variáveis meteorológicas. A estação é equipada com: i) sistema de amostragem de ar composto por tubo e cabeçote instalados no topo do contentor, protegidos por um defletor de chuva e ligados a um módulo de medição interno; ii) unidade meteorológica responsável pela medição de temperatura, humidade relativa, pressão atmosférica, vento e precipitação; iii) analisadores automáticos para gases e partículas, instalados num contentor climatizado para garantir estabilidade térmica e evitar interferências ambientais.

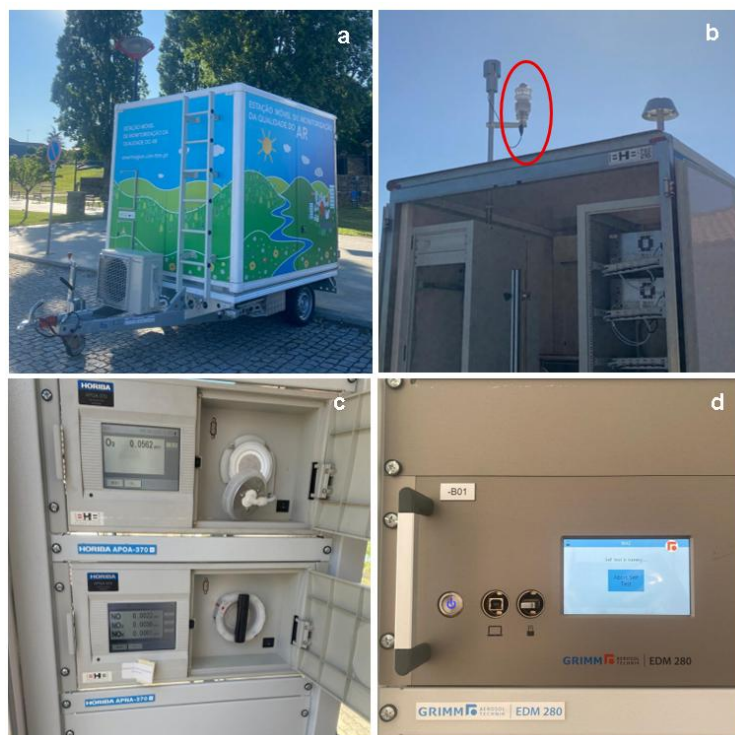


Figura 10. a) Estação móvel de monitorização no seu conjunto, b) medidor de temperatura, humidade relativa, pressão atmosférica, vento e precipitação, c) monitores touchscreen interativos dos equipamentos de gases, d) monitores touchscreen interativos do equipamento de partículas

Fonte: Autoria própria, 2026

Todos os equipamentos dispõem de sistema de aquisição e registo de dados em tempo real, com armazenamento local em unidade USB amovível. Os ficheiros de registo são guardados em formato texto e organizados sequencialmente por número de série, permitindo rastreabilidade e controlo de qualidade das medições. O funcionamento contínuo da estação depende de alimentação elétrica estável, condição essencial para assegurar a operação ininterrupta dos analisadores e a integridade dos dados recolhidos.

A integração destes sistemas permitiu a recolha de dados em tempo real, assegurando a precisão necessária para a caracterização das campanhas de inverno em Bragança. Para otimizar a fiabilidade dos resultados, todos os equipamentos dispõem de sistemas de autodiagnóstico e calibração automática, operando de acordo com as normas ISO e EN vigentes.

As medições de gases e partículas foram realizadas através de analisadores de referência da *Horiba®* e de um analisador granulométrico *Grimm EDM 280*. Os analisadores Horiba medem continuamente as concentrações de CO, NO, NO₂, NO_x e O₃, enquanto o *Grimm EDM 280* quantifica várias frações de material particulado. Este equipamento dispõe de calibração automática, sistema de autodiagnóstico e registo digital de dados em intervalos configuráveis, assegurando a precisão e rastreabilidade das medições (Grimm Aerosol Technik, 2022).

Em relação aos gases, para a medição de CO utiliza-se o equipamento *Horiba Ltd.® APMA-370*, que se baseia no método de análise por infravermelho não dispersivo com

modulação cruzada (Non-Dispersive Infrared Cross Modulation – NDIR) (Horiba Ltd., 2009).

O *Horiba Ltd.* ® APNA-370 é um analisador desenvolvido para a monitorização contínua das concentrações de óxidos de azoto (NO, NO₂ e NO_x) na atmosfera. O seu funcionamento baseia-se no método de quimioluminescência com modulação cruzada em semidescompressão (Horiba Ltd., 2021).

Para medir o O₃, utiliza-se o equipamento *Horiba Ltd.* ® APOA-370, que tem como princípio de funcionamento o método de absorção por ultravioleta (UV) com modulação de fluxo cruzado (Horiba Ltd., 2021).

Em relação ao medidor de partículas, as medições das concentrações de PM no ar exterior realizadas são contínuas, permitindo a categorização das medições em frações de massa de poeira (TSP, PM₁₀, PM₄, PM_{2.5}, PM₁) e a distribuição das partículas em 72 intervalos de tamanho logaritmicamente equidistantes, de 0,178 µm a 29,4 µm.

O EDM280 tem como princípio de operação a dispersão de luz em partículas individuais, em que um laser atua como fonte de luz e um sistema óptico direciona o feixe para a célula de medição. O ar amostrado é aerodinamicamente focado no ponto focal do feixe de laser, de acordo com a norma ISO 21501-1 (2009). Quando uma partícula cruza esse feixe, gera luz dispersa, que é captada por uma lente de amplo alcance e direcionada para um fotodetector perpendicular ao laser (Grimm Aerosol Technik, 2022).

Cada sinal elétrico gerado pelo detector é amplificado, contado e classificado nesses 72 intervalos de tamanho. A escala desses canais segue uma distribuição logarítmica equidistante, calibrada para partículas de látex de poliestireno (PSL). O cálculo das frações de massa de poeira é baseado na distribuição do tamanho das partículas medidas, assumindo sua esfericidade para determinar a distribuição de volume e, posteriormente, a distribuição de massa, utilizando fatores de densidade dependentes do tamanho. Para maior precisão, esses cálculos são ajustados com base em medições comparativas com coletores de poeira gravimétricos em ambiente externo (Grimm Aerosol Technik, 2022).

Embora a calibração do EDM 280 seja baseada no PSL e na dolomita, a Grimm desenvolveu um algoritmo avançado para converter as medidas de aerossóis reais, considerando as diferenças de densidade e propriedades ópticas. Esse algoritmo foi refinado com base em testes realizados em diferentes locais, incluindo ambientes urbanos, de tráfego e rurais, e foi validado por comparações com amostragens gravimétricas utilizando amostradores de baixo e alto volume.

O EDM 280 aplica 72 fatores de densidade e propriedades ópticas específicas para cada um dos seus 72 canais de tamanho, garantindo a melhor correspondência possível com os valores de referência para PM₁₀ e PM_{2.5}. Os testes conduzidos segundo a norma EN 16450 (QAL1) demonstraram que a precisão do equipamento é

elevada, apresentando desvios inferiores a 2% em relação aos amostradores gravimétricos de referência (Leckel low volume sampler).

Em relação aos parâmetros meteorológicos, a estação de qualidade do ar integra uma unidade meteorológica automática (LUFFT WS600), responsável pela medição contínua de temperatura do ar, humidade relativa, pressão atmosférica, velocidade e direção do vento e precipitação (Grimm Aerosol Technik, 2022).

Os sensores meteorológicos encontram-se instalados de acordo com recomendações técnicas para minimizar interferências locais e assegurar representatividade das condições atmosféricas da área envolvente. No âmbito de facilitar a compreensão, a Tabela 5 sintetiza as especificações técnicas, os métodos de análise e os equipamentos utilizados para cada variável monitorizada.

Tabela 5. Especificações técnicas, métodos de análise e equipamentos utilizados para cada variável monitorizada

Variável	Equipamento	Método de Medição / Princípio	Norma de Referência
Monóxido de Carbono (CO)	Horiba APMA-370	Infravermelho não dispersivo com modulação cruzada (NDIR)	EN 14626
Óxidos de Azoto (NO, NO₂, NO_x)	Horiba APNA-370	Quimioluminescência com modulação cruzada em semidescompressão	EN 14211
Ozono (O₃)	Horiba APOA-370	Absorção por ultravioleta (UV) com modulação de fluxo cruzado	EN 14625
Material Particulado (TSP, PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁)	Grimm EDM 280	Dispersão de luz laser em partículas individuais (OPC)	ISO 21501-1 / EN 16450
Parâmetros Meteorológicos (T, HR, P, Vento, Prec.)	Lufft WS600	Unidade meteorológica automática integrada (sensores digitais)	Recomendações OMM

6.4. Integração/sincronização e processamento de dados

Todos os equipamentos da estação operam com registo temporal automático (*timestamp*), permitindo a associação direta entre medições de poluentes e variáveis meteorológicas correspondentes ao mesmo instante temporal. A sincronização dos relógios internos, baseada em hora local ou padrão UTC, assegura o alinhamento adequado das séries temporais durante o processamento.

Os dados registados com resolução inicial de seis em seis segundos foram posteriormente agregados em médias horárias, diárias e mensais, conforme os requisitos analíticos e regulamentares. A integração das bases de dados foi realizada através da consolidação das séries temporais numa estrutura comum, garantindo que

cada registo correspondesse simultaneamente às concentrações de poluentes e às condições meteorológicas associadas.

Este procedimento permite uma análise integrada e consistente da qualidade do ar, possibilitando a identificação de relações estatísticas entre variáveis atmosféricas e concentrações de contaminantes. Para garantir a comparabilidade entre os diferentes conjuntos de dados, todos os equipamentos registam as suas medições com marcação temporal (*timestamp*). A sincronização desses relógios internos, com base em hora local ou padrão UTC, é fundamental, permitindo que os dados sejam alinhados corretamente durante o processamento. Assim, cada registo temporal corresponde simultaneamente a uma medição de gases, partículas e variáveis meteorológicas, viabilizando a análise integrada.

Na fase de tratamento, os dados exportados dos *softwares* proprietários dos analisadores são organizados numa base comum (em formatos como CSV ou TXT), posteriormente processados em ferramentas como *Excel*, *R*, *Python*, *InfluxDB* ou *Power BI*. A integração consiste na junção das séries temporais em uma única tabela, onde cada linha representa o mesmo instante de medição. Este procedimento assegura uma visão abrangente da qualidade do ar, permitindo identificar relações entre poluentes e fatores meteorológicos, como o aumento das concentrações de ozono em períodos de elevada radiação solar ou a dispersão de partículas com maior velocidade do vento. Dessa forma, a sincronização e integração dos dados não apenas garantem a consistência dos resultados, mas também reforçam a capacidade de interpretar os mecanismos que influenciam a dinâmica atmosférica em diferentes contextos.

6.5. Tratamento e validação de dados

Antes da realização das análises estatísticas, os dados de qualidade do ar e variáveis meteorológicas foram submetidos a procedimentos sistemáticos de controlo de qualidade e preparação analítica. Esta etapa é fundamental em estudos baseados em séries temporais ambientais, dado que inconsistências, lacunas e valores extremos podem comprometer a robustez dos resultados. Inicialmente, foi realizada a verificação da integridade das séries, avaliando-se a percentagem de dados válidos por variável e por período temporal. Registos com falhas extensas ou com percentagem de dados válidos inferior ao limiar considerado aceitável foram excluídos da análise. Em seguida, procedeu-se à identificação de valores anómalos (*outliers*), com base em critérios estatísticos e na plausibilidade físico-atmosférica, evitando a exclusão indevida de episódios reais de poluição.

Os dados horários foram agregados em médias diárias e mensais, conforme os requisitos das análises subsequentes e os critérios legais de avaliação da qualidade do ar. Para o cálculo de médias diárias, foi exigido um número mínimo de registos horários válidos, garantindo representatividade estatística. Adicionalmente, foi realizada a sincronização temporal entre as bases de dados meteorológicas e de qualidade do ar, assegurando correspondência exata entre os registos horários. Este

procedimento é essencial para evitar distorções nas análises de correlação e regressão. Quando aplicável, foi efetuada normalização meteorológica com o objetivo de reduzir o efeito da variabilidade climática de curto prazo sobre as concentrações de poluentes, permitindo uma interpretação mais precisa das tendências observadas.

Relativamente à análise estatística, foi inicialmente aplicado o teste de Shapiro–Wilk para avaliar a normalidade dos dados, tendo-se verificado a rejeição da hipótese de distribuição normal para as variáveis analisadas. A hipótese de normalidade foi rejeitada para todas as variáveis analisadas. Em consequência, recorreu-se ao teste não paramétrico de Kruskal–Wallis, com o objetivo de avaliar a existência de diferenças estatisticamente significativas entre as campanhas de monitorização. Procedeu-se posteriormente à aplicação do teste post hoc de Dunn, permitindo realizar comparações múltiplas par a par e identificar especificamente quais os grupos que apresentaram diferenças estatisticamente significativas.

A associação entre as concentrações de material particulado PM_{10} e $PM_{2,5}$, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas foi avaliada através do coeficiente de correlação de Spearman (r_s). Esta abordagem estatística permite avaliar a intensidade e direção de associações monotónicas entre variáveis. Foram analisados parâmetros de temperatura, humidade relativa, velocidade do vento e precipitação, considerando-se um nível de significância estatística de $p < 0,05$.

Além dos testes estatísticos, foram elaborados gráficos de séries temporais ao longo de cada campanha e de perfis intradiários para os parâmetros meteorológicos, para o material particulado e para os poluentes gasosos, bem como gráficos de distribuição de concentração de frações mássicas de PM, de distribuição de pontos, boxplots e gráficos polares bivariados para compreender melhor o comportamento dos poluentes.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e analisados os resultados das campanhas de monitorização da qualidade do ar em Bragança, com enfoque na variabilidade das concentrações de material particulado (PM_{10} e $PM_{2,5}$) e de poluentes gasosos (CO , NO_x e O_3), em função da tipologia dos locais de amostragem e das condições meteorológicas. A análise integra a caracterização meteorológica do período de estudo, a avaliação das concentrações das principais frações mássicas, bem como a análise dos poluentes gasosos, recorrendo a métodos estatísticos descritivos e inferenciais para identificar padrões temporais, relações entre variáveis e fatores determinantes da qualidade do ar na área em estudo, com vista a apoiar a interpretação dos resultados e a discussão de estratégias de mitigação.

7.1. Séries temporais meteorológicas

A Figura 11 apresenta um conjunto de gráficos de séries temporais relacionados com parâmetros meteorológicos (temperatura ($^{\circ}C$), humidade relativa (%), pressão atmosférica (hPa), precipitação (mm), velocidade do vento (m/s) e direção do vento ($^{\circ}$)) para as campanhas 1, 2 e 3.

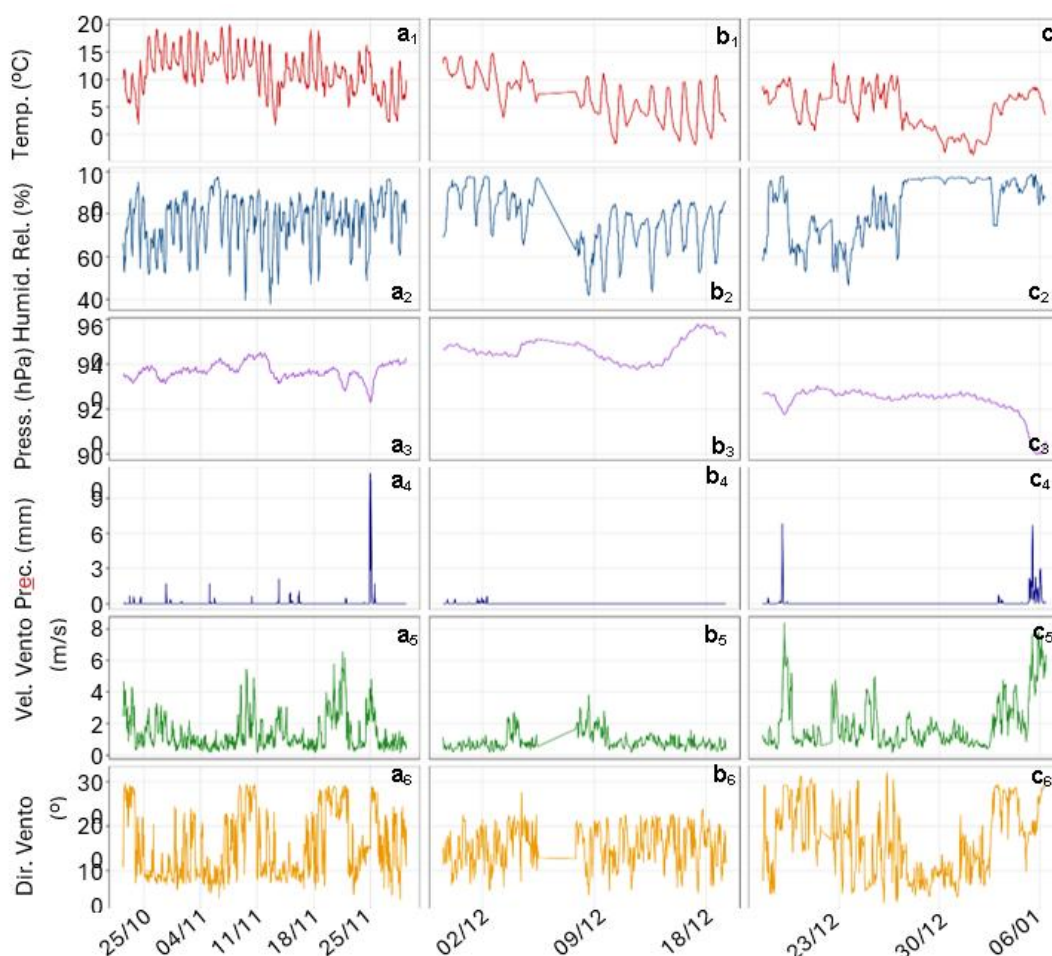


Figura 11. Séries temporais de médias horárias para os parâmetros temperatura ($^{\circ}C$), humidade relativa (%), precipitação (mm), pressão (hPa), velocidade do vento (m/s) e direção do vento ($^{\circ}$), ao longo da Campanha 1 (Câmara Municipal) (a), 2 (Teatro Municipal) (b) e 3 (ETA) (c).

A análise do gráfico a₁, da Figura 11, revela um comportamento típico de inverno, com temperatura máxima de 19,9°C e mínima de 1,7°C, com amplitude térmica de 18,2°C, refletindo a grande variação entre o dia e a noite. A temperatura média horária de 11,3°C reforça a predominância de um clima frio, característico da estação. O gráfico a₂ mostra a variação da humidade relativa ao longo da campanha, tendo como mínima e máxima 37,8% e 97,5% e uma média diária de 76,8%. Os valores máximos de humidade relativa coincidem com os picos de precipitação (gráfico a₂). Quanto à análise da variação da pressão atmosférica, o gráfico a₃ apresenta uma média diária de aproximadamente 936,8 hPa, com variações entre 923 hPa e 945,1 hPa.

A velocidade do vento na campanha 1 (gráfico a₅), apresentou uma média diária de 1,4 m/s e uma amplitude que oscilou entre 0,1 m/s e 6,5 m/s. Em relação à direção do vento, representada pelo gráfico a₆, a média vetorial diária foi de 132,43°, o que significa um fluxo do ar médio na direção Sudeste (SE). Embora a média vetorial aponte para SE, o setor com maior frequência de registos (o mais comum) foi o Este (E). Isso sugere que o vento sopra consistentemente de Leste/Sudeste, o que, em Bragança, costuma estar associado a fluxos continentais ou a influências da topografia local que "canalizam" o vento nessa direção.

Em relação à estação localizada no Teatro Municipal, os dados registaram uma temperatura máxima de 14,8°C e mínima de -1,9°C, com uma amplitude térmica de 16,7°C e a temperatura média de 6,7°C ao longo da campanha (gráfico b₁). Em relação à humidade relativa do ar, a média diária foi de 76,9% e a amplitude térmica variou de 42,0% a 97,7% (gráfico b₂). Em relação à precipitação, é possível analisar, por meio do gráfico b₃, que os dias com os maiores picos de chuva coincidem com a maior humidade relativa. Quanto à pressão atmosférica, o gráfico b₄ apresenta uma média de aproximadamente 946,2 hPa, com variações entre 937,8 hPa e 957,9 hPa.

Em relação à velocidade dos ventos, a campanha 2 apresentou uma média de 0,9 m/s e uma oscilação entre 0,2 m/s e 3,8 m/s (gráfico b₅). Quanto à direção do vento (gráfico b₆), a média vetorial foi de 238,97°, o que significa um fluxo do ar médio na direção Oeste-Sudoeste (WSW). Embora a média vetorial aponte para WSW, o setor com maior frequência de registos (o mais comum) foi o Sudoeste (SW).

A Campanha 3 (localizada na ETA), por sua vez, registou temperaturas ainda mais severas, visto que o período de monitorização ocorreu entre o final de dezembro de 2024 e o começo de janeiro de 2025, um dos períodos mais frios do inverno. A temperatura máxima registada foi de 13,1°C e a mínima de -3,8°C. A amplitude térmica variou 16,9°C ao longo do período e a temperatura média foi de 4,5°C, como pode ser observado no gráfico c₁. Em relação à humidade relativa (gráfico c₂), a média diária foi de 84,2% e teve uma amplitude térmica entre 46,7% e 98,5%, e os maiores valores também coincidem com os picos de precipitação (gráfico c₃). Em relação à pressão atmosférica, o gráfico c₄ apresenta uma média de aproximadamente 923,3 hPa, com variações entre 900,1 hPa e 930,2 hPa.

Em relação à velocidade dos ventos, a campanha 3 apresentou uma média de 1,8 m/s e uma amplitude de 8,2 m/s (gráfico c₅). Quanto à direção do vento (gráfico c₆), a média vetorial foi de 238,97°, o que significa um fluxo do ar médio na direção Nordeste (NE), e diferente das outras campanhas, o setor com maior frequência de registos também foi NE. A proximidade quase exata entre a média vetorial e a moda sugere um regime de ventos muito estável e canalizado nessa localização.

A análise dos registos térmicos revela que, ao longo das três campanhas de inverno, a temperatura não apresentou apenas o ciclo diurno esperado (variação dia/noite), mas sim uma acentuada instabilidade interdiária. Observam-se oscilações térmicas significativas ao longo de todo o período de monitorização, com quedas e subidas repentinas que refletem a sucessão de diferentes massas de ar e a passagem de sistemas frontais na região (Cunha et al., 2011).

Este comportamento é característico da dinâmica climatológica do inverno no interior norte de Portugal, onde a continentalidade acentua a amplitude térmica entre diferentes dias, evidenciando variações bruscas que se destacam especialmente na Campanha 3 (Figura 11 – c₁) (Barry & Chorley, 2010). Tal variabilidade é frequentemente potenciada pela ocorrência de episódios de inversão térmica ou pela entrada súbita de massas de ar polar, típicas do regime climático transmontano nesta época do ano (IPMA, 2011).

Quanto à precipitação, dentre os três períodos de monitorização, a campanha 1 revelou-se a mais representativa das condições típicas do inverno europeu na região, com taxas de distribuição de pluviosidade mais frequentes (Figura 11 – a₄). Esse padrão reforça a sazonalidade do regime pluviométrico da região, evidenciando um inverno mais húmido, com precipitações distribuídas ao longo do tempo. Apesar das campanhas 2 e 3 também terem sido feitas no inverno, não houve muitos dias com chuva, como pode ser observado nas Figuras 11 – b₄ e c₄.

Ao longo das 3 campanhas, o período com maior precipitação ocorreu na campanha 3, nos dias 03, 04, 05 e 06 de janeiro de 2025, com durações de 6, 2, 16 e 7 horas seguidas, respectivamente. O segundo maior registado foi a madrugada do dia 24 para 25 de novembro com 9 horas de duração. Ao comparar as três situações analisadas, verifica-se que o padrão meteorológico típico de regiões mediterrânicas, caracterizado, nos meses frios, por maior humidade e instabilidade atmosférica, se manifestou apenas durante a primeira campanha. Nas duas campanhas subsequentes, a maior parte do período analisado apresentou índices pluviométricos nulos ou quase nulos, evidenciando uma ausência de precipitação que não está em conformidade com o comportamento climatológico esperado para a região nesta época do ano (IPMA, 2024).

No inverno os ventos tendem a ser mais constantes, intercalando períodos de calma com picos de alta intensidade, possivelmente associados à pressão atmosférica e frente frias, refletindo a influência de sistemas meteorológicos dinâmicos, gerando ventos fortes de maneira esporádica em curtos períodos seguidos

por momentos de baixa movimentação do ar, (Pope & Dockery, 2006), como pode ser observado nas Figuras 11 – a₅, b₅ e c₅, impactando diretamente a circulação atmosférica ao longo do ano.

Quanto à análise da distribuição da pressão atmosférica, apesar do comportamento semelhante ao longo das três campanhas, resultado da passagem de sistemas meteorológicos mais ativos, como frentes polares ou ciclones extratropicais, a diferença entre as pressões atmosféricas entre os locais de monitorização pode ser explicada pela diferença de altitude, uma vez que a ETA localiza-se em uma altitude maior e consequentemente possui uma pressão atmosférica relativa menor, enquanto a câmara localiza-se em uma altitude intermediária e apresentou valores intermédios para a pressão e o Teatro localiza-se em um ponto com menor altitude e possui os maiores valores de pressão (Lente & Ósz, 2020).

As diferenças observadas entre as três campanhas evidenciam a forte influência da variabilidade meteorológica e das condições locais de circulação atmosférica na dinâmica ambiental da região de Bragança. Embora todas as campanhas tenham sido realizadas durante o inverno, verificam-se contrastes significativos nas condições de estabilidade atmosférica, intensidade do vento e ocorrência de precipitação. A Campanha 1 apresentou características mais compatíveis com o padrão climatológico típico do inverno mediterrânico, marcado por maior instabilidade atmosférica, ocorrência mais frequente de precipitação e maior variabilidade associada à passagem de sistemas frontais (IPMA, 2024). Em contraste, as Campanhas 2 e 3 foram dominadas por períodos prolongados de ausência de precipitação e condições atmosféricas mais estáveis, favorecendo situações de estagnação atmosférica.

Estas diferenças tornam-se particularmente evidentes na análise da velocidade e direção do vento. A Campanha 2 apresentou os menores valores médios de velocidade do vento (0,9 m/s), indicando condições de fraca ventilação atmosférica e reduzida capacidade de dispersão. Este tipo de situação está frequentemente associado à formação de camadas atmosféricas estáveis e à ocorrência de inversões térmicas durante o inverno, especialmente em regiões interiores e de vale, como descrito por Seinfeld e Pandis (2016). Em contrapartida, a Campanha 3 registou valores de velocidade do vento mais elevados e uma direção predominante bastante consistente de Nordeste (NE), sugerindo um regime de circulação mais canalizado e persistente. A proximidade entre a média vetorial e o setor dominante reforça a hipótese de influência topográfica local sobre o escoamento atmosférico, promovendo uma maior uniformidade na circulação do ar.

Adicionalmente, os episódios de maior intensidade do vento observados ao longo das campanhas parecem estar associados à passagem de sistemas meteorológicos mais ativos, como frentes frias e gradientes de pressão mais acentuados, conforme discutido por Pope & Dockery (2006). Apesar destes episódios promoverem temporariamente condições mais favoráveis à dispersão atmosférica, os períodos prolongados de calmaria observados sobretudo nas Campanhas 2 e 3 favoreceram

condições de estabilidade atmosférica e potencial acumulação de poluentes junto à superfície. Segundo Pope e Dockery (2006), a alternância entre episódios de ventilação intensa e períodos de baixa circulação constitui um dos principais fatores de controle da dispersão de poluentes em ambientes urbanos durante o inverno.

7.1.2. Perfis diários

Outra forma interessante de se analisar as condições meteorológicas é o perfil diário dos parâmetros. A Figura 12 apresenta os perfis diários de temperatura, humidade relativa e velocidade dos ventos registados nas campanhas 1, 2 e 3.

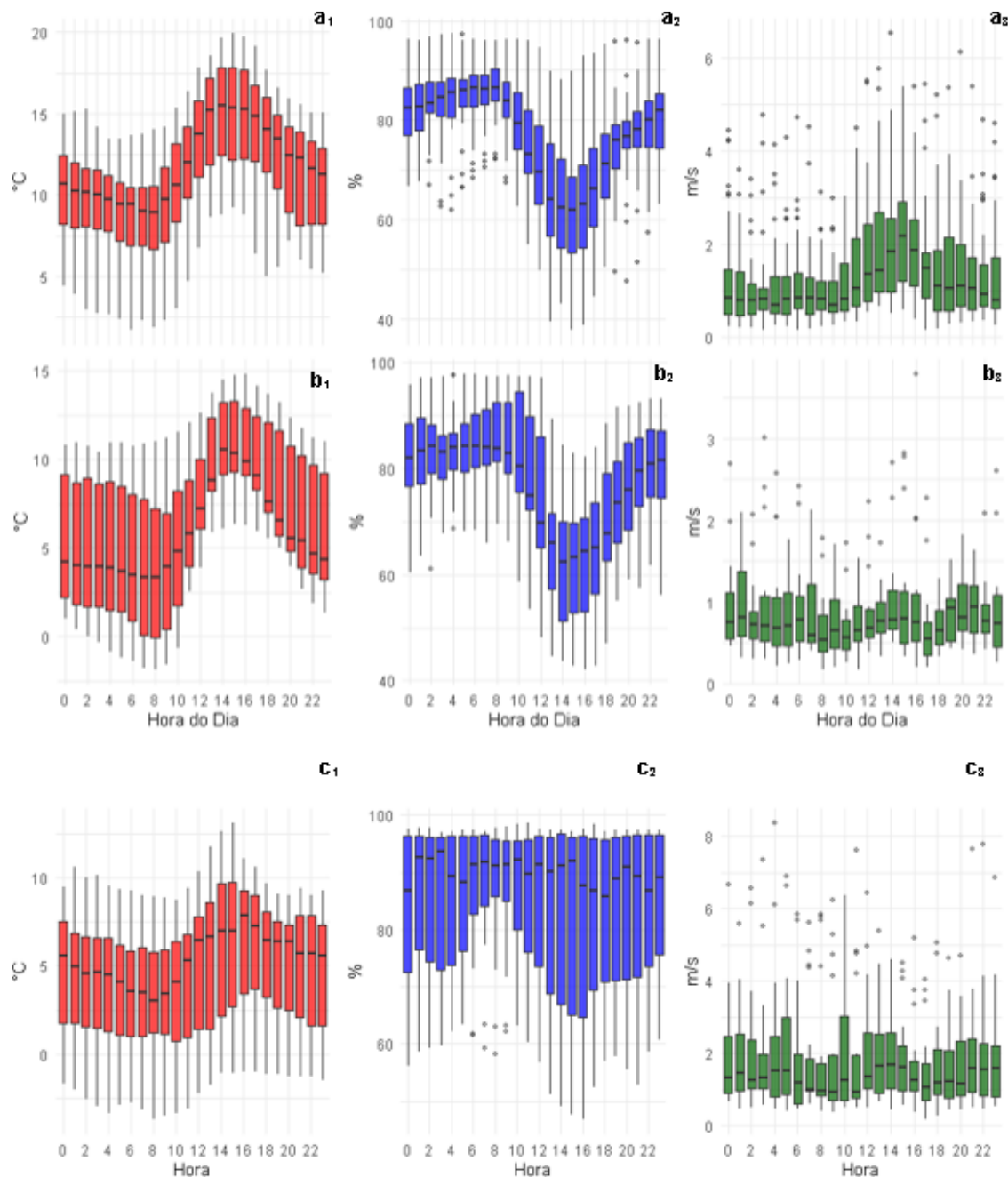


Figura 12. Boxplot dos perfis diários para os parâmetros temperatura ($^{\circ}\text{C}$) (a_1 , b_1 e c_1), humidade relativa (%) (a_2 , b_2 e c_2), e velocidade do vento (m/s) (c_1 , c_2 e c_3) para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c)

A análise dos parâmetros meteorológicos evidencia um ciclo diurno bem definido, com implicações diretas na dinâmica da qualidade do ar. A temperatura apresenta um padrão típico, com valores mais baixos durante a madrugada e o início da manhã, seguidos de um aumento progressivo ao longo do dia até atingir máximos no período da tarde, refletindo a influência da radiação solar. Em contrapartida, a umidade relativa exibe um comportamento inverso, com valores mais elevados durante a noite e as primeiras horas do dia e uma diminuição acentuada nas horas de maior aquecimento, o que está associado à capacidade do ar de reter vapor de água a temperaturas mais elevadas, conforme descrito por Barry e Chorley (2010). Já a velocidade do vento, embora apresente maior variabilidade, tende a intensificar-se durante o período diurno, particularmente a partir do final da manhã, favorecendo condições de maior dispersão atmosférica.

Este comportamento está associado ao desenvolvimento da camada limite atmosférica e ao aumento da turbulência convectiva ao longo do dia, conforme discutido por Seinfeld e Pandis (2016). Em conjunto, estes padrões indicam que durante a noite e o início da manhã predominam condições mais estáveis, potencialmente favoráveis à acumulação de poluentes, enquanto durante a tarde se verificam condições mais propícias à sua dispersão, resultado do aumento da temperatura, da diminuição da umidade relativa e da intensificação da ventilação atmosférica.

Ao comparar os gráficos de temperatura (a_1 e b_1) e umidade relativa (a_2 e b_2), observa-se uma semelhança entre os padrões diários das campanhas 1 e 2, diferentemente da campanha 3 (c_1 e c_2). De acordo com Duane et al. (2008), uma das influências está relacionada a questões espaciais, como a diferença de altitude, entretanto, essas diferenças ocorrem devido principalmente à questão temporal, ou seja, as campanhas foram realizadas sequencialmente e não simultaneamente, o que tem uma maior influência do que a questão espacial (Stewart, 2011).

Nesse sentido, as diferenças meteorológicas entre campanhas podem influenciar a comparação espacial dos poluentes, uma vez que os locais não foram monitorizados simultaneamente.

7.2. Material Particulado (PM_{10} e $PM_{2,5}$)

7.2.1. Séries temporais

A Figura 13 apresenta a distribuição das concentrações de diferentes frações de material particulado. Os dados representam as médias horárias calculadas ao longo de cada campanha, permitindo observar a variabilidade de curto prazo das frações PM_{10} e $PM_{2,5}$.

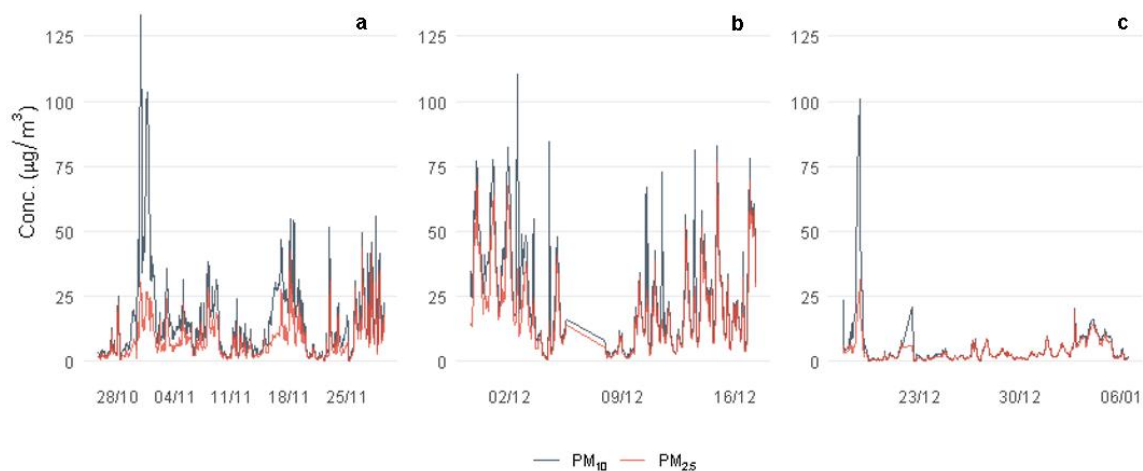


Figura 13. Séries temporais de médias horárias da concentração de PM_{10} e $PM_{2,5}$ para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c)

Durante o período de outono/inverno, observa-se uma sobreposição acentuada das curvas de distribuição mássica, o que indica uma dominância das frações finas e ultrafinas no aerossol urbano. Como a fração PM_{10} é integradora (compreendendo as partículas de menor diâmetro aerodinâmico), esta apresenta sistematicamente as médias horárias mais elevadas.

A Tabela 6 apresenta os valores de estatística descritiva da concentração média, mediana, desvio padrão, mínimo, máximo, P25 e P75 do material particulado PM_{10} e $PM_{2,5}$.

Tabela 6. Análise estatística descritiva do PM_{10} e $PM_{2,5}$

	$PM_{2,5}$			PM_{10}		
	Câmara	Teatro	ETA	Câmara	Teatro	ETA
Média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	8	19	3	15	24	5
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	6	15	2	11	19	2
Desvio Padrão	7	16	4	16	21	11
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0	0	0	0	1	0
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	44	77	31	133	110	101
P25 (%)	3	7	1	5	8	1
P75 (%)	11	27	5	21	37	6
Variância ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	270	425	116	53	249	17

Após a análise estatística, verificou-se, através do teste de Kruskal-Wallis seguido do teste post hoc de Dunn, a existência de diferenças estatisticamente significativas ($p_{\text{valor}} < 0,05$) entre as médias do material particulado $PM_{2,5}$ e PM_{10} das campanhas de monitorização (Camp. 1 – Camp. 2; Camp. 1 – Camp. 3; Camp. 2 – Camp. 3).

Entretanto, para avaliar melhor essa diferença significativa, calculou-se o rácio $PM_{2,5}/PM_{10}$ para cada um dos locais para entender melhor a relação entre os locais e

as principais fontes de emissão. Neste sentido, a análise conjunta destas duas frações, incluindo a sua razão, constitui uma ferramenta importante na caracterização da composição e na identificação de fontes predominantes (Pöschl, 2005).

O rácio $PM_{2,5}/PM_{10}$ expressa a proporção mássica de partículas finas face à de partículas grosseiras. Quando o resultado dessa proporção varia entre 0,7 e 0,9, indica predominância de partículas finas provenientes de fumo, como, por exemplo, a queima de biomassa e o escape veicular. Valores próximos de 0,5 indicam uma mistura de fontes, enquanto valores próximos de 0,3 indicam uma predominância de partículas grosseiras, provenientes de fontes como a ressuspensão de poeira de solo, areias e outras (Cabello-Torres et al., 2024).

Nesse sentido, os valores de rácio para as campanhas 1, 2 e 3 foram, respectivamente, $0,54 \pm 0,18$; $0,77 \pm 0,12$ e $0,35 \pm 0,22$; ou seja, a campanha realizada próxima à Câmara Municipal é composta por uma mistura de fontes de partículas finas e grosseiras, enquanto, na realizada no Teatro Municipal, há predominância de $PM_{2,5}$ e, na ETA, de PM_{10} . No que concerne à conformidade legal da fração PM_{10} , os resultados revelam dinâmicas distintas entre os locais de monitorização, no que diz respeito às médias diárias da concentração desse poluente. Na Campanha 1, registou-se o maior pico horário do estudo, com aproximadamente $133 \mu\text{g}/\text{m}^3$ às 15:00 do dia 30 de outubro de 2024.

Este evento apresentou uma dissipação gradual, registando $78 \mu\text{g}/\text{m}^3$ na hora subsequente, o que elevou a média diária para $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esta configurou a única excedência ao valor-limite diário de $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estipulado pela diretiva do Parlamento Europeu e do Conselho (2024).

A Campanha 2 apresentou a concentração média mais elevada do período monitorizado ($24 \mu\text{g}/\text{m}^3$). O episódio de maior concentração ocorreu 02 de dezembro de 2024, com um máximo horário de $110 \mu\text{g}/\text{m}^3$ às 11:00. Ao contrário do observado para os restantes locais, este pico foi antecedido por um aumento gradual das concentrações ($54 \mu\text{g}/\text{m}^3$ às 10:00) e seguido por uma redução progressiva, mantendo valores superiores a $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante as duas horas subseqüentes, resultando numa média diária de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, o valor mais próximo do limite estabelecido pela legislação diretiva, sem o ultrapassar.

Inversamente, na Campanha 3, o valor máximo registado de $101 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (18 de dezembro, 12:00h) foi identificado como uma interferência isolada de escala local. A análise da evolução temporal horária sustenta esta conclusão: na hora imediatamente anterior (11:00h), a concentração era de apenas $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e apenas uma hora após o pico (13:00h), os valores dissiparam-se abruptamente para $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Esta ausência de uma rampa de subida ou de um patamar de persistência confirma que o evento não refletiu a qualidade do ar regional, resultando numa média diária de apenas $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e numa média global de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, os valores mais baixos registados neste estudo.

Ao comparar as três campanhas, os picos de concentração mais expressivos ocorrem na Campanha 1 (Câmara) e na Campanha 2 (Teatro). Estes episódios horários de poluição podem ser atribuídos às emissões antropogénicas provenientes da queima de biomassa para aquecimento residencial e da combustão de combustíveis fósseis pelo tráfego rodoviário. Dado que estes locais se inserem em zonas de maior densidade populacional e de circulação face à ETA (Campanha 3), justificam-se a maior magnitude e frequência dos picos registados.

A análise integrada demonstra que a massa particulada em Bragança é composta predominantemente por partículas resultantes de processos de combustão, cuja magnitude e frequência de picos horários são diretamente influenciadas pela localização geográfica, mas, principalmente, pela tipologia das fontes emissoras circundantes.

A Tabela 7 auxilia na visualização dos dias em que a média diária da concentração de PM₁₀ foi excedida.

Tabela 7. Dias que excederam o valor-limite estabelecido na Diretiva (EU) 2024/2881 e a recomendação da OMS para PM₁₀ nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança

Local	Legislação de Referência	Data	Média Diária de PM ₁₀ (µg/m³)	Situação
Câmara	OMS e Diretiva nº 2881/2024	30/10/2024	51	Acima do limite
		31/10/2024	63	Acima do limite
		06/11/2024	90	Acima do limite
		07/11/2024	48	Acima do limite
Teatro	OMS e Diretiva nº 2881/2024	03/12/2024	50	Acima do limite
ETA	OMS e Diretiva nº 2881/2024	—	Nenhum dia ultrapassou o limite de 45 µg/m³	Dentro do limite

Paralelamente, a análise da fração fina PM_{2.5} é fundamental para a avaliação do risco à saúde humana, dada a sua capacidade de penetração profunda no sistema respiratório. De acordo com as diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS), o limite recomendado para a média diária (24 horas) é de 15 µg/m³. Na Campanha 1, a média horária variou entre 0 µg/m³ e 43 µg/m³, com uma média global de 8 µg/m³ e um desvio padrão de 7 µg/m³. Ao converter estes dados para médias diárias, verificou-se que em 4 dias as concentrações superaram o limite de 15 µg/m³ da OMS.

Durante a Campanha 2, observou-se a maior pressão sobre a qualidade do ar no que toca às partículas finas. A média global da campanha, ou seja, a média diária de toda a campanha, elevou-se para 19 µg/m³, com picos horários que atingiram 76 µg/m³. Neste período, as médias diárias excederam as diretrizes da OMS em 10 dias, evidenciando uma exposição crónica mais acentuada. O desvio padrão de 15 µg/m³

confirma a maior dispersão dos dados e a frequência de eventos de poluição persistente.

Inversamente, na Campanha 3, os níveis de $PM_{2.5}$ foram substancialmente mais reduzidos, com uma média global de apenas $3 \mu g/m^3$. O valor máximo de horário registado foi de $31 \mu g/m^3$, e nenhum dia de monitorização apresentou uma média diária superior ao limite de $15 \mu g/m^3$ recomendado pela OMS. Embora o valor-limite anual da legislação portuguesa (Decreto-Lei 102/2010) seja de $25 \mu g/m^3$, é importante notar que as médias registadas nestas campanhas de outono/inverno, apesar de inferiores a esse limiar, refletem apenas um período sazonal e não o cumprimento anual integral. Contudo, os dados demonstram que, sob condições de inverno, os centros urbanos monitorizados (Câmara e Teatro) apresentam desafios significativos para o cumprimento das diretrizes mais restritivas da OMS.

A Tabela 8 auxilia na visualização dos dias em que a média diária da concentração de $PM_{2.5}$ foi excedida.

Tabela 8. Dias que excederam a recomendação da OMS para PM_{2,5} em Bragança nas Campanhas 1, 2 e 3 e as respectivas datas

Local	Referência	Data	Média Diária de PM _{2,5} (µg/m³)	Situação
Câmara Municipal	OMS	31/10/2024	19	Acima do limite
		06/11/2024	19	Acima do limite
		07/11/2024	17	Acima do limite
		24/11/2024	18	Acima do limite
Teatro Municipal	OMS	29/11/2024	31	Acima do limite
		30/11/2024	35	Acima do limite
		01/12/2024	34	Acima do limite
		02/12/2024	34	Acima do limite
		03/12/2024	33	Acima do limite
		04/12/2024	20	Acima do limite
		11/12/2024	15	Acima do limite
		13/12/2024	19	Acima do limite
		14/12/2024	25	Acima do limite
		15/12/2024	26	Acima do limite
ETA	OMS	—	Nenhum dia ultrapassou o limite de 15 µg/m³	Dentro do limite

7.2.2. Perfis diários

Para auxiliar na interpretação dos dados, também se elaboraram gráficos dos perfis intradiários do PM₁₀ e PM_{2,5} para cada uma das estações (Figura 14).

Os gráficos da Figura 14 evidenciam a ocorrência de picos diários de concentração, observados aproximadamente às 09:00 da manhã e às 20:00 nas Campanhas 1 (a₁ e a₂) e 2 (b₁ e b₂), temporalmente consistentes com períodos de maior intensidade do tráfego rodoviário. Adicionalmente, os coeficientes de correlação de Spearman entre PM_{2,5} e PM₁₀, foram superiores a 0,95, evidenciando uma forte associação entre

ambas as frações particuladas, o que pode sugerir a influência de fontes emissoras comuns ou de processos atmosféricos semelhantes em cada campanha.

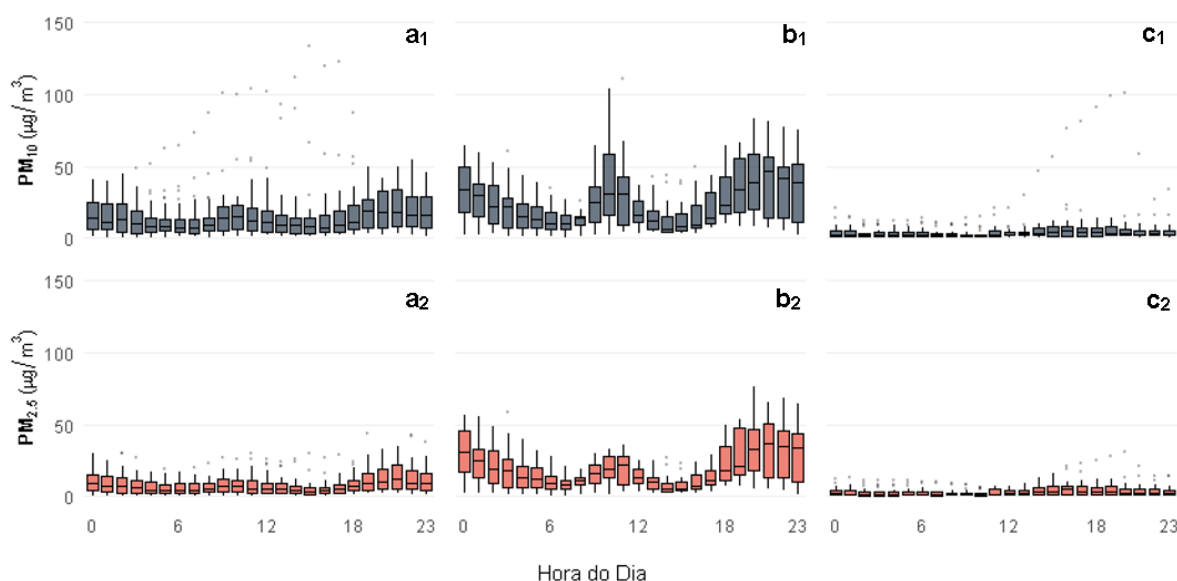


Figura 14. Perfis intradiários de PM_{10} e $PM_{2.5}$ para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c)

A distribuição das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} ao longo do período monitorizado, representada pelos histogramas de frequência (Figura 15), evidencia diferenças nos padrões de distribuição entre os locais monitorizados. Na Campanha 1, observa-se uma predominância de concentrações reduzidas de $PM_{2.5}$, com a maioria dos registos concentrados no intervalo entre 0 e 20 $\mu g/m^3$. Este padrão sugere uma maior frequência de condições associadas a concentrações moderadas de partículas finas, embora se observem episódios ocasionais de concentrações mais elevadas.

Já a Campanha 2 apresentou uma distribuição mais alargada, com frequências significativas em intervalos de concentração superiores (40-60 $\mu g/m^3$), sugerindo uma maior ocorrência de episódios de concentrações elevadas relativamente às restantes campanhas. Este padrão poderá refletir a influência combinada de condições meteorológicas menos favoráveis à dispersão atmosférica e de fontes emissoras locais, incluindo o aquecimento doméstico por biomassa.

Na Campanha 3 (ETA), por sua vez, verifica-se uma concentração absoluta de valores na faixa de 0 a 10 $\mu g/m^3$, padrão consistente com a classificação do local como estação rural de fundo. Os valores sistematicamente inferiores relativamente aos locais urbanos sugerem uma menor influência direta de fontes emissoras antropogénicas locais.

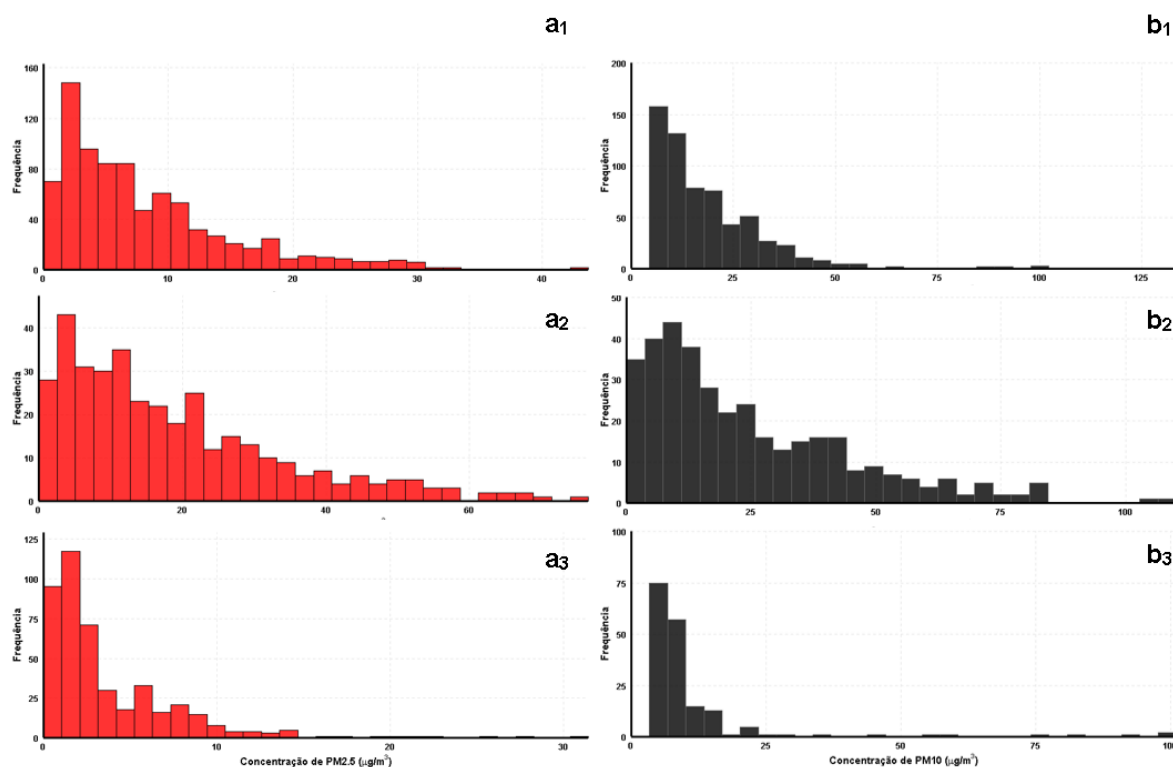


Figura 15. Histograma de frequência de $PM_{2,5}$ (a) e PM_{10} (b) em Bragança nas campanhas 1, 2 e 3.

Em relação ao PM_{10} , os histogramas evidenciam uma distribuição assimétrica positiva (cauda longa à direita), especialmente acentuada na Campanha 2. Enquanto nas restantes campanhas os registos acima de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ são pouco frequentes, no Teatro observa-se uma maior frequência relativa de concentrações horárias elevadas. Esta maior dispersão das medições, consistente com os valores superiores de variância e desvio padrão anteriormente observados, sugere uma maior variabilidade das concentrações neste local, potencialmente associada à influência combinada de fontes emissoras urbanas e condições meteorológicas menos favoráveis à dispersão atmosférica.

7.3. Poluentes gasosos (NO_x , O_3 e CO)

7.3.1. Séries temporais

Relativamente aos poluentes gasosos, foi igualmente realizada a análise temporal das concentrações de NO_x , O_3 e CO ao longo das campanhas de monitorização (Figura 16).

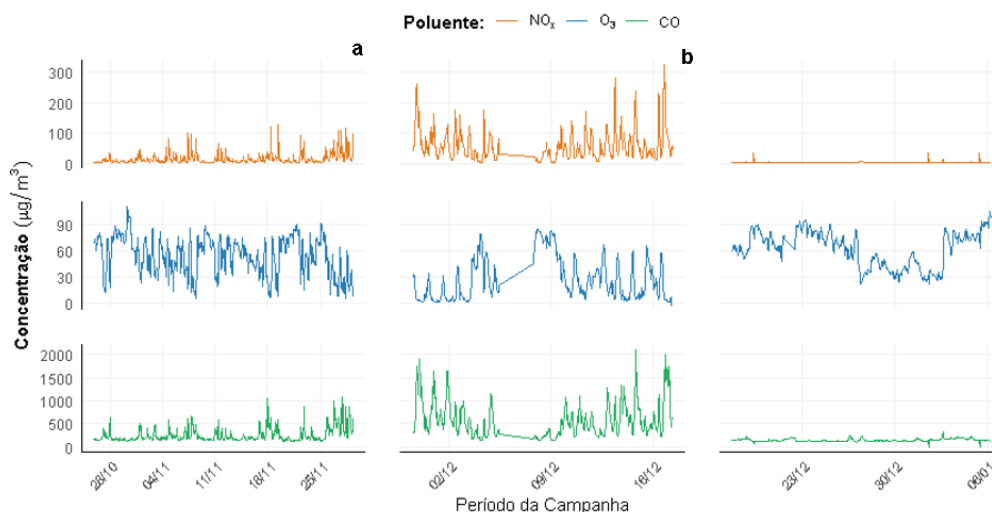


Figura 16. Séries temporais dos poluentes gasosos NO_x , O_3 e CO em Bragança nas campanhas 1 (a), 2 (b) e 3 (c).

Durante o período de inverno, observa-se uma forte correspondência temporal entre as concentrações de NO_x e de CO , enquanto o O_3 apresenta picos temporalmente desfasados relativamente a estes poluentes. A Tabela 9 apresenta a estatística descritiva das concentrações dos poluentes gasosos, incluindo a média, mediana, desvio padrão, mínimo, máximo, P25 e P75.

Tabela 9. Continuação. Análise estatística descritiva do NO_x , O_3 e CO

	NO_x ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)		
	Câmara	Teatro	ETA	Câmara	Teatro	ETA
Média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	15	57	3	54	27	62
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9	44	2	57	18	65
Desvio Padrão	18	51	3	22	25	21
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1	2	1	5	-3	21
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	128	322	35	110	85	105
P25 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	5	23	2	38	5	44
P75 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	17	74	3	72	43	79
Variância ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	324	2609	8	479	600	424
	CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)					
	Câmara	Teatro	ETA			
Média ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	248	576	144			
Mediana ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	174	470	139			
Desvio Padrão	155	381	29			
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	116	139	-12			
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1067	2123	336			
P25 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	162	287	128			
P75 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	273	766	151			
Variância ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	23952	145217	826			

A análise da variabilidade espacial do NO_x evidencia o contraste acentuado entre os microambientes monitorizados, com o Teatro a registar um valor máximo de 323

$\mu\text{g}/\text{m}^3$, uma concentração quase dez vezes superior ao máximo observado na ETA (35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Este comportamento, aliado ao maior desvio padrão registrado no Teatro (51), sugere uma elevada variabilidade das concentrações neste local, potencialmente associada à influência de fontes emissoras urbanas de caráter variável, nomeadamente o tráfego rodoviário. O CO apresentou um comportamento semelhante ao observado para o NO_x , servindo como um traçador de combustão incompleta. Enquanto na ETA as concentrações se mantiveram em níveis de fundo (média de 144 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), o Teatro registou um valor máximo de 2123 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ultrapassando em mais de seis vezes o pico máximo da estação de fundo. O maior desvio padrão observado no Teatro (381) comparativamente à ETA (29), sugere uma maior variabilidade das concentrações e uma influência mais acentuada de fontes emissoras urbanas locais.

Em contraste com os poluentes diretamente associados à combustão, o O_3 exibiu concentrações mais elevadas na estação de fundo (ETA), com uma mediana de 64,80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, face aos 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ registados no Teatro, o que pode ser explicado pelo padrão consistente com a dinâmica fotoquímica e com o consumo local de ozono em ambientes urbanos com elevadas concentrações de NO_x .

Após a análise estatística, verificou-se, por meio do teste de Kruskal-Wallis seguido do teste post hoc de Dunn, a existência de diferenças estatisticamente significativas nas comparações par-a-par entre as campanhas de monitorização para todos os poluentes gasosos analisados ($p < 0,05$) (Camp. 1 – Camp. 2; Camp. 1 – Camp. 3; Camp. 2 – Camp. 3). A maior diferença significativa foi em relação às estações ETA e Teatro, em relação aos óxidos de azoto, com um valor de $z = -31,10$. Este resultado sugere diferenças marcadas entre os contextos de monitorização, potencialmente associadas à maior influência do tráfego rodoviário no Teatro e à reduzida pressão emissora local observada na ETA.

A morfologia construída poderá ainda favorecer condições menos propícias à dispersão atmosférica. Enquanto no Teatro as emissões de escape veicular são predominantes e tendem a ficar “encapsuladas” pelo *canyon* urbano, na ETA há reduzida influência de fontes locais (Vardoulakis et al., 2003).

A segunda maior diferença observada foi em relação ao monóxido de carbono, também entre a ETA e o Teatro, com um valor de $z = -28,72$, evidenciando um contraste acentuado entre os dois contextos de monitorização. De acordo com Monks et al. (2009), o CO tende a apresentar um decréscimo relativamente rápido com o afastamento das fontes emissoras, sendo os valores observados consistentes com uma maior influência de fontes de combustão no Teatro, potencialmente associadas ao tráfego rodoviário e outras atividades urbanas. Em contraste, a ETA apresenta características mais compatíveis com um local de fundo, sujeito a menor influência direta de fontes emissoras locais.

Adicionalmente, foi aplicado o coeficiente de correlação de Spearman entre NO_x e o CO, com o objetivo de explorar possíveis associações entre ambos os poluentes.

Os coeficientes observados para a Câmara ($r_s = 0,81$, $p_value < 0,05$) e o Teatro ($r_s = 0,73$, $p_value < 0,05$) evidenciam uma forte associação entre as variáveis, sugerindo a influência de fontes comuns de combustão, potencialmente relacionadas com o tráfego rodoviário. Na ETA, embora a correlação tenha sido inferior ($r_s = 0,66$, $p_value < 0,05$), mantém-se uma associação moderada e estatisticamente significativa entre os poluentes

7.3.2. Perfis diários

Com o objetivo de complementar a interpretação da variabilidade temporal dos poluentes gasosos, procedeu-se à representação dos perfis intradiários do NO_x , O_3 e CO para cada local de amostragem (Figura 17).

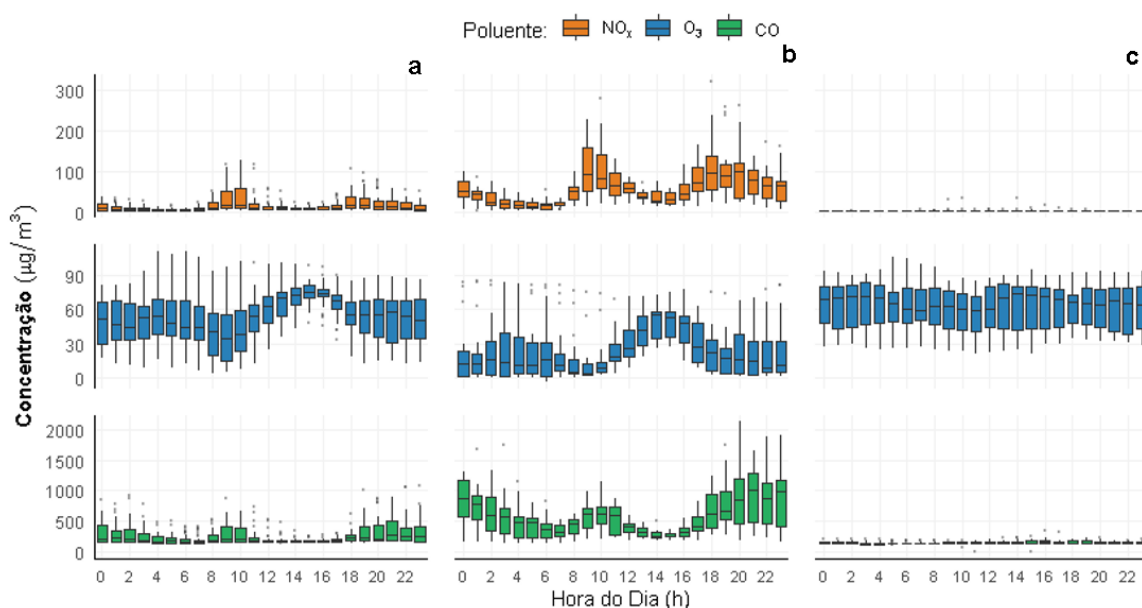


Figura 17. Perfis intradiários de NO_x , O_3 e CO para os dados da Campanha 1 (a), 2 (b) e 3 (c)

Os perfis intradiários sugerem uma relação entre os padrões de atividade antropogénica e a influência de variáveis meteorológicas e processos químicos atmosféricos (Seinfeld & Pandis, 2016). Nos locais urbanos (Teatro e Câmara), observa-se um comportamento bimodal dos poluentes primários (NO_x e CO), caracterizado por dois picos de concentração aproximadamente entre as 08h00–10h00 e as 18h00–22h00, temporalmente consistentes com períodos de maior intensidade do tráfego rodoviário e atividades urbanas. O período vespertino-noturno apresenta concentrações tendencialmente superiores e mais prolongadas, podendo refletir a combinação de emissões associadas ao tráfego, aquecimento residencial por queima de biomassa, comum em cidades do interior durante os meses frios (Alves et al., 2011), e condições meteorológicas menos favoráveis à dispersão atmosférica, nomeadamente a redução da altura da camada limite atmosférica ao final do dia (Moraes, 2004).

Em contraste, a ETA apresenta um perfil intradiário relativamente estável e concentrações globalmente inferiores (cerca de $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ para CO e níveis basais

para NO_x). A inexistência de picos horários sugere que a poluição gerada no centro urbano é eficientemente dispersa ou quimicamente transformada antes de atingir as zonas periféricas, não havendo evidência de transporte de massas de ar poluídas para esta estação (Querol et al., 2008; Seinfeld & Pandis, 2016).

Quanto ao NO_x, o local Teatro destaca-se pela elevada variabilidade e presença de *outliers* que ultrapassam os 200 µg/m³, sugerindo um efeito de acumulação acentuado pela sua geometria urbana e proximidade imediata à via (Zannetti, 1990). No caso do CO, o indicador de combustão incompleta revela picos noturnos que chegam a ultrapassar 1 mg/m³ no Teatro aos fins de semana, sugerindo uma influência adicional de atividades de lazer.

Inversamente, a dinâmica do ozono é governada pela intensidade da radiação solar e pela disponibilidade de precursores, exibindo uma relação inversa com o NO_x e o CO. Nos locais urbanos, ocorre uma depleção acentuada nas primeiras horas da manhã, consistente com a titulação de NO recentemente emitido por fontes de combustão. Este comportamento é mais pronunciado no Teatro, onde as concentrações se aproximam de zero, enquanto a Câmara apresenta um comportamento intermédio, com picos vespertinos bem definidos (até 80 µg/m³). O aumento das concentrações de O₃ ao longo do dia é consistente com o incremento da radiação ultravioleta e com os processos fotoquímicos associados à fotólise do NO₂ (Monks et al., 2009), atingindo valores máximos entre as 14h00 e as 16h00. Na ETA, a ausência de fontes locais de NO permite a manutenção de níveis elevados de ozono durante as 24 horas, possivelmente reforçados pelo transporte de massas de ar da troposfera livre (Querol et al., 2008). Este regime químico sugere que a formação de ozono em Bragança é limitada primordialmente pela radiação solar e não pela disponibilidade de precursores, padrão típico de cidades europeias de pequena e média dimensão (Harrison et al., 2021; Pöschl, 2005).

A análise da distribuição estatística por meio de diagramas de caixas (boxplots) (Figura 18) permite avaliar de forma rigorosa a estrutura dos dados monitorizados em Bragança. O segmento horizontal central representa a mediana das concentrações, enquanto os limites inferior e superior das caixas definem o primeiro (Q₁) e o terceiro (Q₃) quartis, respetivamente, delimitando a amplitude interquartílica (IQR). Os limites dos bigodes (*whiskers*) estendem-se até o máximo de 1,5 x IQR a partir dos quartis, permitindo isolar os valores extremos.

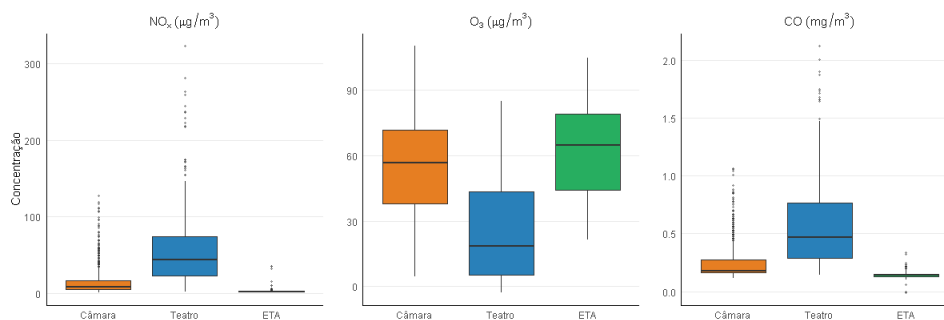


Figura 18. Distribuição interquartis das concentrações médias horárias dos poluentes gasosos (NO_x , O_3 e CO) ao longo das três campanhas de monitorização

O Teatro apresenta a maior mediana para os poluentes primários (NO_x e CO) e uma vasta gama de outliers superiores (valores que excedem o limite do bigode superior), que atingem valores próximos de $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $2 \text{ mg}/\text{m}^3$ respetivamente.

Em contraste, na Câmara Municipal registou-se uma menor amplitude interquartilica (IQR) e uma compressão das distribuições em comparação com o Teatro, exibindo um comportamento consistente com a tipologia de fundo urbano. Embora a dispersão total dos dados (comprimento dos bigodes) reflita parcialmente a influência intermitente dos padrões de tráfego, as concentrações correspondentes ao terceiro quartil (Q_3) e aos limites superiores são nitidamente inferiores às registadas no Teatro.

Na ETA, observa-se uma elevada homogeneidade dos dados, caracterizada por uma caixa (IQR) estreita e pela ausência de outliers superiores expressivos para NO_x e CO . Este perfil de distribuição truncado e com baixa variabilidade é estatisticamente compatível com a sua classificação como estação de fundo regional, ideal para representar concentrações de fundo (*background*) da região devido à reduzida influência direta de fontes emissoras locais.

O perfil do ozono é consistente com o denominado "paradoxo do ozono urbano", evidenciado pela distribuição das medianas observadas. A ETA apresenta os níveis mais elevados e constantes entre 60 e $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto o Teatro regista a maior amplitude nos valores mínimos. Este padrão é consistente com os processos de titulação química do ozono. A ausência de fontes locais de NO na periferia permite a manutenção de massas de ar mais "maduras" e ricas em ozono, enquanto, no centro urbano, o poluente é continuamente consumido pelas emissões associadas ao tráfego (Seinfeld & Pandis, 2016; Zannetti, 1990).

7.4. Relação entre Condições Meteorológicas e Concentração de poluentes

7.4.1. Correlação de Spearman

A Figura 19 apresenta a matriz de coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 1 em Bragança.

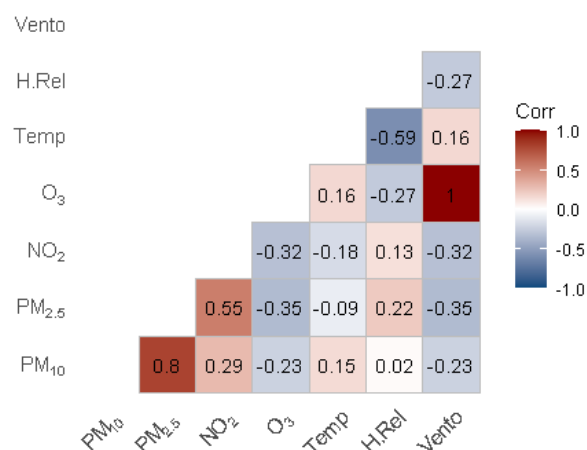


Figura 19. Matriz de coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 1 em Bragança

Relativamente às variáveis meteorológicas, a velocidade do vento apresentou correlações negativas significativas com o PM_{2,5} ($r_s = -0,35$) e o PM₁₀ ($r_s = -0,23$). Estes resultados indicam que velocidades de vento mais elevadas favorecem a dispersão mecânica dos poluentes, enquanto períodos de calmaria podem contribuir para picos de concentração devido à estagnação da massa de ar (Carslaw & Ropkins, 2012).

Quanto à dinâmica dos gases, observou-se uma correlação negativa entre o NO₂ e o O₃ ($r_s = -0,32$), refletindo o ciclo fotolítico de titulação do ozono pelo óxido nítrico em ambiente urbano (Seinfeld & Pandis, 2016). A relação inversa entre temperatura e humidade relativa ($r_s = -0,59$) é um comportamento físico esperado, em que o aumento da temperatura favorece a redução da HR; no contexto de Bragança, este padrão, aliado a baixas temperaturas, pode sugerir condições favoráveis à formação de nevoeiros e ao consequente aprisionamento de partículas (Csavina et al., 2014).

Na Campanha 2 (Figura 20), observaram-se correlações negativas moderadas entre a velocidade do vento e as frações de material particulado PM_{2,5} ($r_s = -0,42$) e PM₁₀ ($r_s = -0,44$). Estes resultados sugerem que a morfologia urbana na área do Teatro pode favorecer o efeito de "canyon urbano", em que a ventilação é condicionada pela geometria das edificações, influenciando diretamente a taxa de dispersão dos poluentes em comparação com áreas mais abertas (Vardoulakis et al., 2003).

Um comportamento singular foi observado na dinâmica do ozono O₃, com correlações negativas com a temperatura ($r_s = -0,69$) e positivas com a humidade relativa ($r_s = 0,65$). Este comportamento poderá estar associado aos processos de titulação do ozono em ambiente urbano, particularmente em *street canyons* (canyons urbanos), onde a dispersão limitada favorece a acumulação de NO, subvertendo a relação típica O₃/Temperatura observada em áreas rurais ou de fundo (Grewe et al., 2001; Monks et al., 2009). A correlação positiva com a humidade relativa reforça esta análise, sugerindo que períodos de maior humidade e menor radiação (que inibem a fotoquímica e coincidem com menor tráfego de ponta em certos horários) permitem uma recuperação relativa das concentrações de fundo de ozono por menor consumo químico (Finlayson-Pitts & Pitts, 2000).

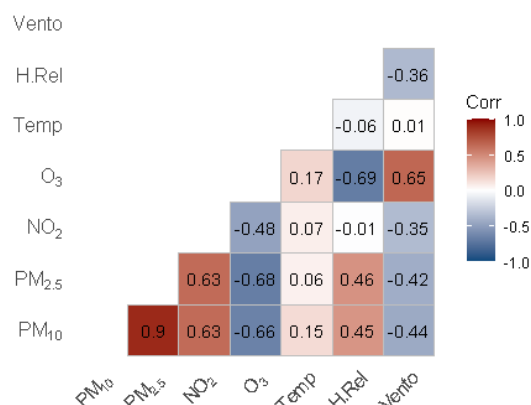


Figura 20. Matriz de coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 2 em Bragança

Na Campanha 3 (Figura 21), o comportamento das variáveis assemelha-se ao esperado para uma estação de fundo. A relação entre ozono e temperatura apresentou-se positiva e significativa ($r_s = 0,73$), indicando que, na ausência de fontes locais de titulação (NO), a formação de O₃ é impulsionada pelo aumento da radiação solar e da temperatura, conforme o ciclo fotoquímico padrão (Sillman, 1999).

Diferentemente das áreas urbanas, a velocidade do vento não apresentou associação estatisticamente significativa com a concentração de partículas ($r_s = -0,05$), sugerindo que a carga de poluição neste local é mais dependente do transporte regional do que de fontes locais imediatas.

Por fim, observaram-se correlações positivas entre a humidade relativa e as frações de PM, o que sugere crescimento higroscópico dos aerossóis. Em condições de elevada humidade, as partículas podem absorver vapor de água, aumentando o seu diâmetro aerodinâmico e massa aparente, fenómeno relevante em climas húmidos de inverno (Jayaratne et al., 2018).

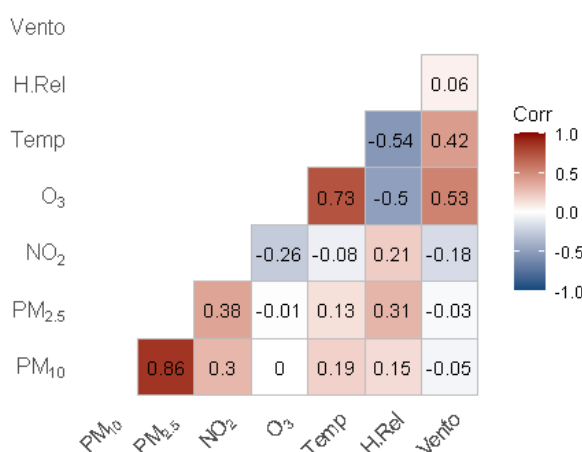


Figura 21. Coeficientes de correlação de Spearman entre PM, poluentes gasosos e variáveis meteorológicas na campanha 3 em Bragança

7.4.2. Distribuição direcional de concentrações dos poluentes gasosos e particulados

Com o objetivo de complementar a análise das relações entre poluentes atmosféricos e variáveis meteorológicas, foram construídos gráficos polares bivariados (*Bivariate Polar Plot*) para cada poluente e campanha.

A Figura 22 apresenta a distribuição do $PM_{2,5}$ em função da direção do vento ao longo de cada campanha. A interpretação destes gráficos permite analisar possíveis padrões espaciais associados às concentrações observadas e relacioná-los com a localização relativa de potenciais fontes emissoras identificadas na área de estudo (Figura 9) (Carslaw & Ropkins, 2012).

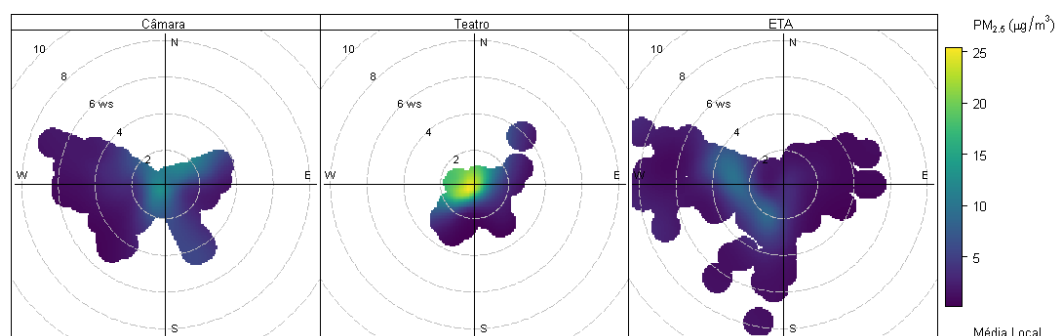


Figura 22. Gráficos polares bivariados: distribuição de $PM_{2,5}$ nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança, de acordo com a direção do vento

A análise conjunta do mapa de potenciais fontes emissoras (Figura 9) e dos gráficos polares bivariados, sugere diferenças espaciais na influência das fontes de emissão entre os locais monitorizados. No teatro, as concentrações mais elevadas ocorrem quando a velocidade do vento é praticamente nula (< 1 m/s), ou seja, no centro do gráfico. Considerando a localização do ponto de monitorização na Avenida Sá Carneiro, este comportamento poderá estar associado à proximidade do tráfego rodoviário e à acumulação local de poluentes em contexto urbano denso, potencialmente favorecida pela configuração morfológica envolvente.

Na Câmara, tendo em conta a ocupação do solo na envolvente, este padrão poderá refletir contributos associados ao aquecimento residencial e outras fontes urbanas difusas presentes nas áreas residenciais adjacentes, pois o gráfico revela que a poluição é transportada principalmente ao longo do eixo Este-Oeste (E-W), com uma extensão para o Sudoeste (SW) e Sudeste (SE), em velocidades de vento moderadas. Ao observar o mapa, essas direções apontam para zonas residenciais de alta densidade e para o centro histórico, a pluma de fumo é deslocada pelo vento a partir das habitações e "varre" a zona da Câmara, elevando as concentrações à medida que o ar flui dessa direção.

A ETA não apresenta fontes de emissão locais significativas. O gráfico mostra um "vazio" de poluição em condições de vento calmo, com o $PM_{2,5}$ a surgir apenas quando ventos fortes sopram de Oeste (W). Esta direção coincide com a circulação atmosférica de grande escala que entra em Bragança vinda do interior da Península

Ibérica. As fontes, neste caso, são regionais ou transfronteiriças, consistindo em aerossóis secundários ou partículas transportadas a longa distância que atingem a periferia da cidade sem a interferência de fontes urbanas diretas (Carslaw e Ropkins, 2012).

A Figura 23 apresenta a distribuição do PM_{10} em função da direção do vento ao longo de cada campanha. Por meio da semelhança entre os gráficos de $PM_{2,5}$ e PM_{10} , sugere-se uma partilha de fontes de emissão comum, indicando que os processos de combustão, tanto do tráfego quanto da biomassa, podem desempenhar um papel significativo na degradação da qualidade do ar em Bragança. A análise do PM_{10} reforça esses indícios, estando de acordo com a hipótese de que fontes locais (Teatro) e a influência da dinâmica urbana (Câmara) sugerem uma partilha de fontes de emissão comum, indicando que os processos de combustão, tanto do tráfego quanto da biomassa, podem ser processos consistentes e determinantes na variabilidade das concentrações, independentemente, sugere-se uma partilha de fontes de emissão comum, indicando que os processos de combustão, tanto do tráfego quanto da biomassa, podem incluir processos consistentes e determinantes na variabilidade das concentrações, independente da massa da partícula estudada (Carslaw e Ropkins, 2012).

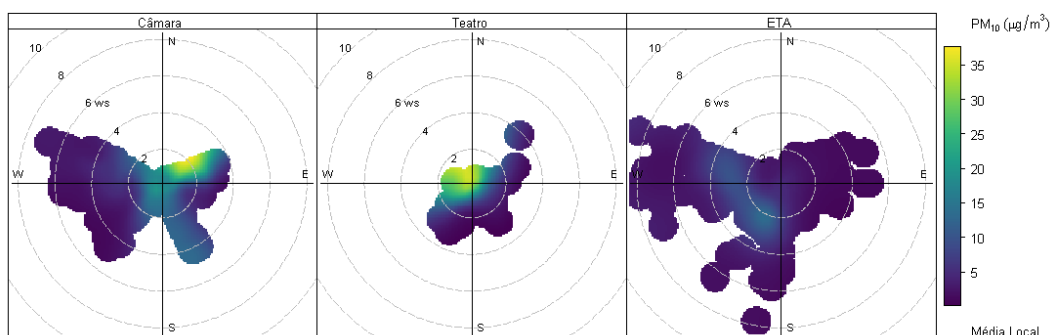


Figura 23. Gráficos polares bivariados: distribuição de PM_{10} nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança, de acordo com a direção do vento

A análise da distribuição espacial também foi realizada para os poluentes gasosos (Figura 24). Nesse sentido, o NO_x confirma o Teatro como um *hotspot* de tráfego em condições de calmaria do vento. Simultaneamente, o padrão de CO na Câmara, com transporte predominante do Nordeste, aponta para a relevância das fontes de combustão residenciais (biomassa) naquela zona. Por fim, o comportamento do O_3 , com concentrações inversamente proporcionais ao NO_x (titulação), valida a classificação das estações, posicionando a ETA como um local de fundo regional com menor influência de poluentes primários.

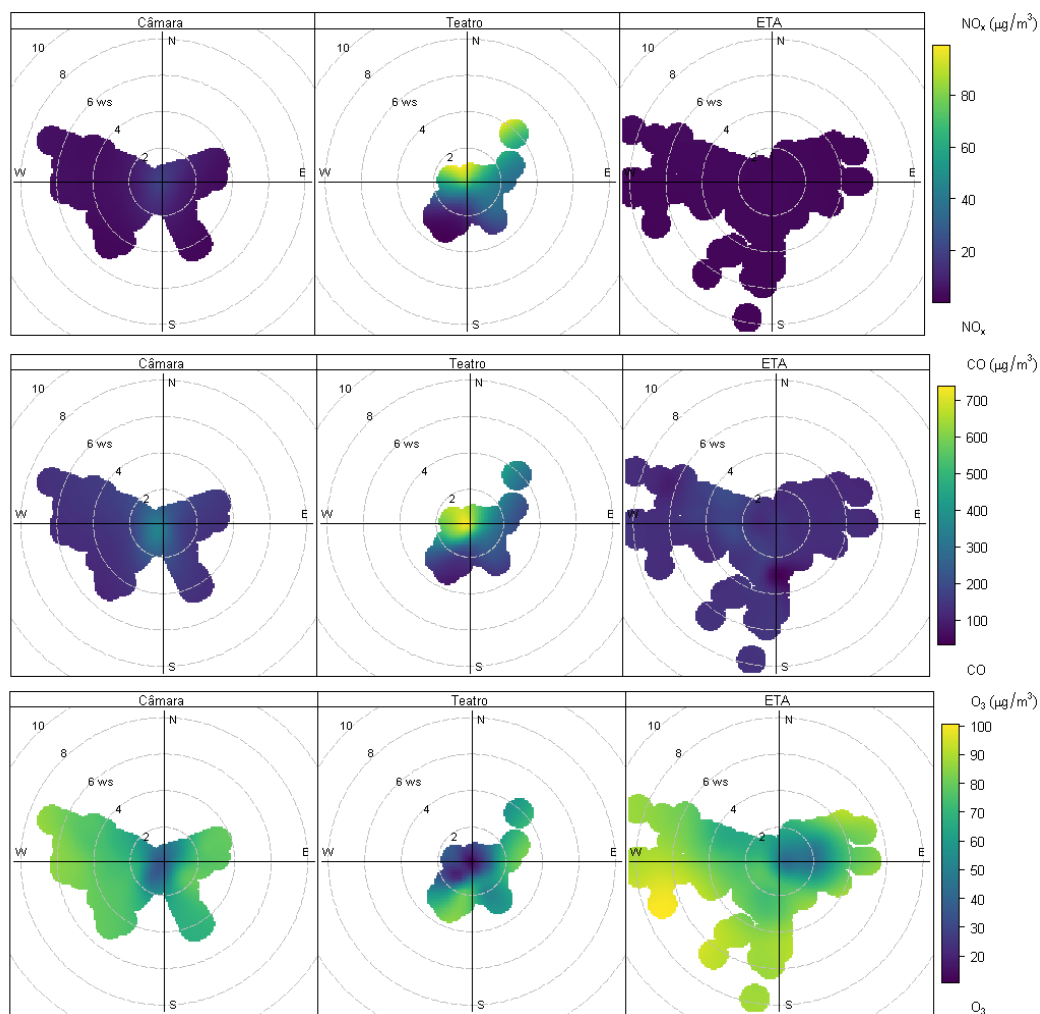


Figura 24. Gráficos polares bivariados: distribuição de NO_x , CO e O_3 nas campanhas 1, 2 e 3 em Bragança, de acordo com a direção do vento

Outra questão relevante é a relação dos poluentes com a temperatura. Os boxplots da Figura 25 representam o perfil global de cada poluente por faixa de temperatura, ou seja, as médias horárias de cada poluente considerando as três campanhas.

A análise dos boxplots permite confirmar a propriedade fotoquímica do ozono à medida que as concentrações aumentam proporcionalmente ao aumento da temperatura (a). Por outro lado, os poluentes CO, NO_x , $\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10} não demonstram relações significativas com a temperatura, ratificando os valores obtidos pelo teste de Spearman.

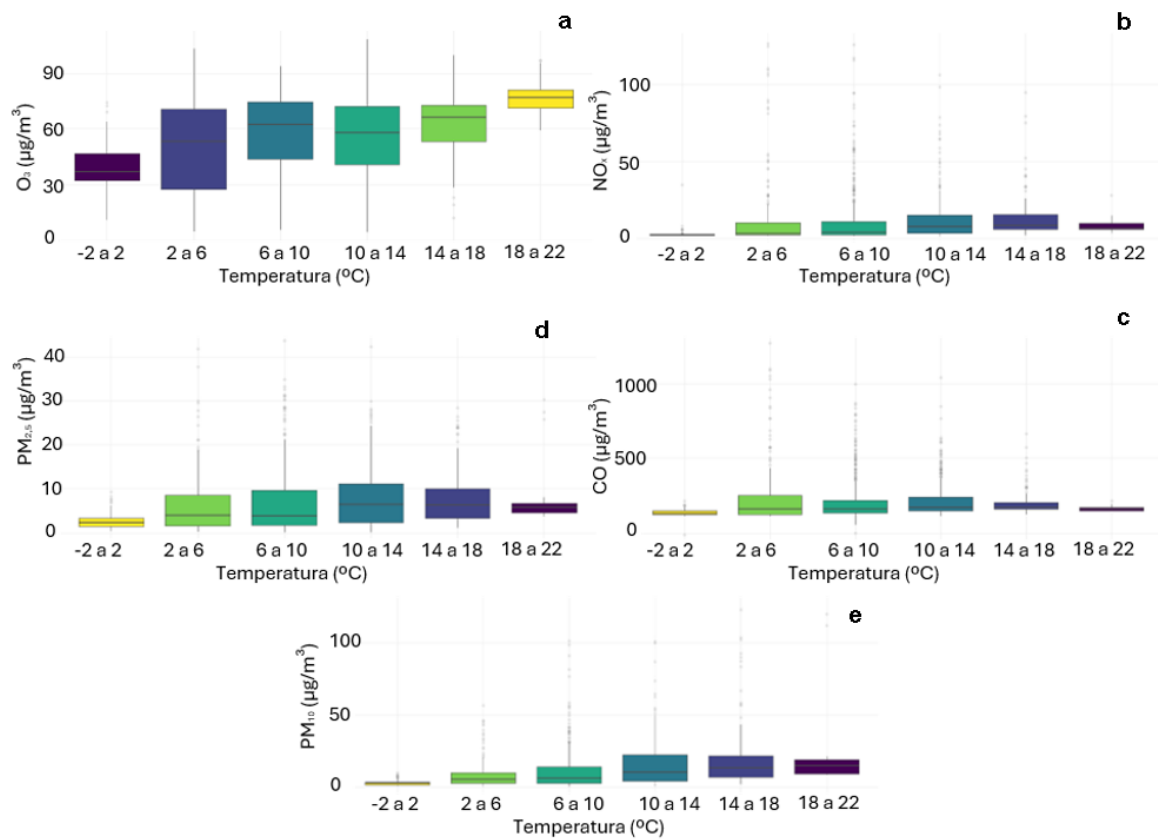


Figura 25. Boxplots da distribuição de O_3 (a), NO_x (b), CO (d), $PM_{2.5}$ (c) e PM_{10} (e) em relação às diferentes faixas de temperatura (-2 a 2 $^{\circ}\text{C}$; 2 a 6 $^{\circ}\text{C}$; 6 a 10 $^{\circ}\text{C}$; 10 a 14 $^{\circ}\text{C}$; 14 a 18 $^{\circ}\text{C}$; 18 a 22 $^{\circ}\text{C}$)

8. CONCLUSÃO

A análise integrada das campanhas de monitorização realizadas no concelho de Bragança permitiu compreender a variabilidade espacial e temporal da qualidade do ar em diferentes contextos territoriais. Os resultados mostram que a dinâmica dos poluentes é influenciada conjuntamente pelas emissões locais, pela meteorologia e pela morfologia urbana. O estudo permitiu ainda demonstrar que, mesmo numa cidade de média dimensão e inserida numa região de baixa densidade populacional, podem ocorrer episódios significativos de degradação da qualidade do ar, sobretudo durante as estações mais frias (outono-inverno) que, mesmo numa cidade de média dimensão e inserida numa região de baixa densidade populacional, podem ocorrer episódios significativos de degradação da qualidade do ar, nas estações mais frias (outono/inverno), quando predominam condições atmosféricas estáveis e maior utilização de sistemas de aquecimento residencial.

A comparação entre os três locais de monitorização, dois urbanos e um rural de fundo, revelou diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de PM_{10} , $PM_{2,5}$, NO_x , CO e O_3 , confirmando a existência de um gradiente espacial de poluição associado à tipologia e à intensidade das fontes emissoras. A estação localizada no Teatro Municipal apresentou os níveis mais elevados de poluentes primários, particularmente NO_x , CO e partículas finas, caracterizando-se como um ambiente urbano de tráfego sujeito à forte influência das emissões veiculares e ao efeito de canyon urbano moderado, que limita a dispersão atmosférica. Em contrapartida, a estação da ETA apresentou concentrações substancialmente inferiores para os poluentes primários e maiores níveis de ozono, configurando um local de fundo regional com reduzida influência de fontes urbanas diretas. A estação da Câmara Municipal apresentou um comportamento intermédio, evidenciando a influência simultânea do tráfego urbano e da queima de biomassa para aquecimento residencial.

Os resultados relativos ao material particulado demonstraram que as partículas finas desempenham um papel dominante na composição do aerossol atmosférico urbano durante o inverno. Os rácios $PM_{2,5}/PM_{10}$ permitiram identificar diferentes assinaturas de emissão entre os locais monitorizados, associando o Teatro a fontes predominantemente veiculares, a Câmara a uma mistura de partículas finas e grosseiras, representando o tráfego e a queima da biomassa para aquecimento residencial, e a ETA a uma maior influência de partículas de fundo e de transporte regional. Apesar de apenas algumas excedências ao valor-limite diário de PM_{10} terem sido registadas, verificaram-se múltiplos episódios de ultrapassagem das recomendações da Organização Mundial da Saúde para $PM_{2,5}$, sobretudo na área do Teatro Municipal, evidenciando potenciais riscos para a saúde pública associados à exposição prolongada durante o inverno.

As condições meteorológicas demonstraram exercer um papel determinante na variabilidade da qualidade do ar. A velocidade do vento apresentou correlação negativa significativa com as concentrações de partículas, confirmando a sua

importância nos mecanismos de dispersão atmosférica. Períodos de calma e estabilidade atmosférica favoreceram a acumulação de poluentes junto à superfície, particularmente nas campanhas 2 e 3. A influência da topografia local e da circulação atmosférica regional também se mostrou relevante, sobretudo na canalização dos ventos e na persistência de massas de ar estáveis durante episódios frios de inverno. Além disso, verificou-se que o comportamento do ozono variou conforme a predominância da radiação solar em ambientes de fundo e pela titulação química em áreas urbanas densas.

De forma global, os resultados confirmam que a qualidade do ar em Bragança resulta da interação complexa entre emissões antropogénicas locais, características meteorológicas e condicionantes topográficas típicas do Nordeste Transmontano. Apesar da reduzida dimensão urbana da cidade, os episódios de poluição observados demonstram que centros urbanos do interior também podem apresentar condições atmosféricas desfavoráveis durante o inverno, especialmente em contextos de fraca ventilação e elevada estabilidade atmosférica.

Este trabalho contribui para colmatar a escassez de informação sobre a qualidade do ar no Nordeste Transmontano, fornecendo dados experimentais relevantes para a compreensão da dinâmica espacial e temporal dos poluentes atmosféricos na região. Os resultados obtidos reforçam a necessidade de expansão e integração das redes de monitorização atmosférica em áreas interiores de Portugal, assim como a implementação de estratégias de mitigação direcionadas para as principais fontes identificadas, nomeadamente o tráfego urbano e a combustão residencial de biomassa. Entre as medidas recomendadas destacam-se a promoção de sistemas de aquecimento mais eficientes, a melhoria da mobilidade urbana sustentável e o reforço de políticas públicas de monitorização e gestão da qualidade do ar em regiões de baixa cobertura observacional.

Por fim, recomenda-se que estudos futuros incluam campanhas simultâneas de monitorização em diferentes estações do ano, quantificação do impacto das fontes de emissão, análise química detalhada da composição do material particulado, aplicação de modelos de dispersão atmosférica e integração de inventários de emissões, de forma a aprofundar a compreensão dos processos que condicionam a qualidade do ar no Nordeste Transmontano e apoiar o desenvolvimento de políticas ambientais mais eficazes para a proteção da saúde pública e do ambiente.

REFERÊNCIAS

- Agência Portuguesa do Ambiente. (2023). *Relatório do Estado do Ambiente 2023*.
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2024). *Relatório do Estado do Ambiente 2024*.
- Air Quality Index. (2017). *What is air pollution?* <https://www.aqi.in/blog/what-is-air-pollution/>
- Akyüz, M., & Cabuk, H. (2009). Meteorological variations of PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations and associated emission sources in Izmir, Turkey. *Atmospheric Environment*, 43(34), 5489–5496.
- Alcoforado, M. J., Silva, L. P., Amorim, I., Fragoso, M., & Garcia, J. C. (2021). Historical floods of the Douro River in Porto, Portugal (1727–1799). *Climatic Change*, 165, Article 17. <https://doi.org/10.1007/s10584-021-03039-7>
- Aleem, M. I. H., & Alexander, M. (1960). Nutrition and physiology of *Nitrobacter agilis*. *Applied Microbiology*, 8(2), 80–84. <https://doi.org/10.1128/am.8.2.80-84.1960>
- Alloway, B. J., & Ayres, D. C. (1994). *Chemical principles of environmental pollution*. Blackie Academic & Professional.
- Alves, C. (2005). Aerossóis atmosféricos: Perspectiva histórica, fontes, processos químicos de formação e composição orgânica. *Química Nova*, 28, 859–870.
- Amann, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfas, F., Heyes, C., Klimont, Z., & Schöpp, W. (1998). *Integrated assessment modelling for the protocol to abate acidification, eutrophication and ground-level ozone in Europe* (Air and Energy Publication No. 132). International Institute for Applied Systems Analysis.
- Andrade, M. F., Fornaro, A., Freitas, E. D., Mazzoli, C. R., Martins, L. D., Boian, C., & Leme, N. P. (2012). Ozone sounding in the metropolitan area of São Paulo, Brazil: Wet and dry season campaigns of 2006. *Atmospheric Environment*, 61, 627–640. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.083>
- Arbaugh, M., Bytnerowicz, A., Grulke, N., Fenn, M., Poth, M., Temple, P., & Miller, P. (2003). Photochemical smog effects in mixed conifer forests along a natural gradient of ozone and nitrogen deposition in the San Bernardino Mountains. *Environment International*, 29(2–3), 401–406. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00176-9](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00176-9)
- Atkinson, R. (2000). Atmospheric chemistry of VOCs and NO_x. *Atmospheric Environment*, 34(12–14), 2063–2101.
- Augusto, B., Lopes, D., Rafael, S., Coelho, M. C., & Ferreira, J. (2024). Assessing the impact of different urban morphology scenarios on air pollutant emissions distribution. *Science of the Total Environment*, 950, 175341. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175341>

- Ayoade, J. O. (2002). *Introdução à climatologia para os trópicos* (8.^a ed.; M. J. Z. dos Santos, Trad.). Bertrand Brasil.
- Baird, C., & Cann, M. (2012). *Environmental chemistry* (5th ed.). W. H. Freeman and Company.
- Barry, R. G., & Chorley, R. J. (2010). *Atmosphere, weather and climate* (9th ed.). Routledge.
- Bellinger, D. C. (2008). Very low lead exposures and children's neurodevelopment. *Current Opinion in Pediatrics*, 20(2), 172–177.
<https://doi.org/10.1097/MOP.0b013e3282f4f97b>
- Bertolin, C. (2019). Preservation of cultural heritage and resources threatened by climate change. *Geosciences*, 9(6), 250.
<https://doi.org/10.3390/geosciences9060250>
- Bertora, C., Alluvione, F., Zavattaro, L., & Grignani, C. (2010). Regulations concerning agriculture and air pollution. *Italian Journal of Agronomy*, 5(1), 79–101.
<https://doi.org/10.4081/ija.2010.79>
- Bina Rani, B., Singh, U., Chuhan, A. K., Sharma, D., & Maheshwari, R. (2011). Photochemical smog pollution and its mitigation measures. *Journal of Advanced Scientific Research*, 2(4), 28–33. <http://www.sciensage.info/jasr>
- Birkmann, J., Liwenga, E., Pandey, R., Boyd, E., Djalante, R., Gemenne, F., et al. (2022). Poverty, livelihoods and sustainable development. In H.-O. Pörtner et al. (Eds.), *Climate change 2022: Impacts, adaptation and vulnerability* (pp. 1171–1274). Cambridge University Press.
- Birnbaum, H. G., Carley, C. D., Desai, U., Ou, S., & Zuckerman, P. R. (2020). Measuring the impact of air pollution on health care costs. *Health Affairs*, 39(12), 2113–2119. <https://doi.org/10.1377/hlthaff.2020.00081>
- Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I., & Martínez-Estévez, M. (2017). Aluminum, a friend or foe of agriculture in acid soils? A review. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1767. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01767>
- Borrego, C., Valente, J., Carvalho, A., et al. (2010). Contribution of residential wood combustion to PM10 levels in Portugal. *Atmospheric Environment*, 44(5), 642–651.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.020>
- Borroni, E., Pesatori, A. C., Bollati, V., Buoli, M., & Carugno, M. (2022). Air pollution exposure and depression: A comprehensive updated systematic review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 292(Part A), Article 118245.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118245>
- Boucher, O. (2015). *Atmospheric aerosols: Properties and climate impacts*. Springer.

- Brauer, M. (1998). Health impacts of biomass air pollution. Faculty Research and Publications. University of British Columbia.
<https://open.library.ubc.ca/collections/facultyresearchandpublications/52383/items/1.0048198>
- Brauer, M., Roth, G. A., Aravkin, A. Y., Zheng, P., Stanaway, J. D., Afshin, A., ... & GBD 2021 Risk Factors Collaborators. (2024). Global burden and strength of evidence for 88 risk factors in 204 countries and 811 subnational locations, 1990–2021: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2021. *The Lancet*, 403(10444), 2162–2203. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(24\)00933-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(24)00933-4)
- Brito, G. F. S., Sodré, F. F., & Almeida, F. V. (2018). O impacto do material particulado na qualidade do ar. *Revista Virtual de Química*, 10(5), 1335–1354.
<https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180091>
- Browne, E. C., & Cohen, R. C. (2012). Effects of biogenic nitrate chemistry on the NO_x lifetime in remote continental regions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 11917–11932. <https://doi.org/10.5194/acp-12-11917-2012>
- British Standards Institution. (2017). *BS EN 16450:2017—Ambient air—Automated measuring systems for the measurement of the concentration of particulate matter (PM₁₀; PM_{2.5})*. BSI.
- Cabello-Torres, R. J., Carbo-Bustinza, N., Romero-Cabello, E. A., Ureta Tolentino, J. M., Torres Armas, E. A., Turpo-Chaparro, J. E., Canas Rodrigues, P., & López-Gonzales, J. L. (2024). An exploratory analysis of PM_{2.5}/PM₁₀ ratio during spring 2016–2018 in Metropolitan Lima. *Scientific Reports*, 14(1), 9285.
<https://doi.org/10.1038/s41598-024-59831-9>
- Cabral, J. (1985). *Estudos de Neotectónica em Trás-os-Montes oriental*. Provas de Aptidão Pedagógica e Capacidade Científica, Departamento de Geologia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa.
- Carreras, H., Zanobetti, A., & Koutrakis, P. (2015). Effect of daily temperature range on respiratory health in Argentina and its modification by impaired socioeconomic conditions and PM₁₀ exposures. *Environmental Pollution*, 206, 175–182.
- Carslaw, D. C., Beevers, S. D., & Tate, J. E. (2007). Modelling and assessing trends in traffic-related emissions using a generalised additive modelling approach. *Atmospheric Environment*, 41(26), 5289–5299.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.032>
- Castell, N., Dauge, F. R., Schneider, P., Vogt, M., Lerner, U., Fishbain, B., Broday, D., & Bartonova, A. (2017). Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environment International*, 99, 293–302.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.007>

Charlson, R. J., Covert, D. S., Larson, T. V., & Waggoner, A. P. (1978). Chemical properties of tropospheric sulfur aerosols. *Atmospheric Environment*, 12, 39–53. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(78\)90187-7](https://doi.org/10.1016/0004-6981(78)90187-7)

Charlie Brown Jr. (2005). Dias de luta, dias de glória [Canção]. Em *Imunidade musical*. EMI Music Brasil.

Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte. (2024). *Programa Regional de Ordenamento do Território da Região Norte: Agenda Transformadora (PROT-Norte)* (Proposta). [CCDR-Norte – PROT-NORTE](#)

Cónsul, J. M. D., Thiele, D., Veses, R. C., & Baibich, I. M. (2004). Decomposição catalítica de óxidos de nitrogênio. *Química Nova*, 27(3), 432–440.

Crippa, M., Guizzardi, D., Muntean, M., Schaaf, E., Dentener, F., van Aardenne, J. A., Monni, S., Doering, U., Olivier, J. G. J., Pagliari, V., & Janssens-Maenhout, G. (2018). Gridded emissions of air pollutants for the period 1970–2012 within EDGAR v4.3.2. *Earth System Science Data*, 10(4), 1987–2013. <https://doi.org/10.5194/essd-10-1987-2018>

Crutzen, P. J. (1988). Tropospheric ozone: An overview. In I. S. A. Isaksen (Ed.), *Tropospheric ozone* (pp. 3–32). Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2913-5_1

Cunha, S., Silva, Á., Herráez, C., Pires, V., Chazarra, A., Mestre, A., Nunes, L., Mendes, M., Neto, J., Marques, J., & Mendes, L. (2011). *Atlas Climático Ibérico*. <https://www.ipma.pt/en/publicacoes/clima/index.jsp?page=atlas.clima.xml>

De Ridder, K., Lefebvre, F., Adriaensen, S., Arnold, U., Beckroege, W., Bronner, C., Damsgaard, O., Dostal, I., Dufek, J., Hirsch, J., Int Panis, L., Kotek, Z., Ramadier, T., Thierry, A., Vermoote, S., Wania, A., & Weber, C. (2008). Simulating the impact of urban sprawl on air quality and population exposure in the German Ruhr area. Part II: Development and evaluation of an urban growth scenario. *Atmospheric Environment*, 42(30), 7070–7077. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.06.044>

De Vos, B., Cools, N., Ilves, A., Quataert, P., & Vanguelova, E. I. (2012). Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment*, 62, 50–63. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.017>

De Vries, W. (2021). Impacts of nitrogen emissions on ecosystems and human health: A mini review. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 21, 100249. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100249>

Deetz, K. (2018). *Assessing the aerosol impact on Southern West African clouds and atmospheric dynamics*. KIT Scientific Publishing.

Delgado-Saborit, J. M., Guercio, V., Gowers, A. M., Shaddick, G., Fox, N. C., & Love, S. (2021). A critical review of the epidemiological evidence of effects of air pollution

- on dementia, cognitive function and cognitive decline in adult population. *Science of the Total Environment*, 757, 143734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143734>
- Deng, H., Lakey, P. S. J., Wang, Y., Li, P., Xu, J., Pang, H., Liu, J., Xu, X., Li, X., Wang, X., Zhang, Y., Shiraiwa, M., & Gligorovski, S. (2022). Daytime SO₂ chemistry on ubiquitous urban surfaces as a source of organic sulfur compounds in ambient air. *Science Advances*, 8(39), eabq6830. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abq6830>
- Dherani, M., Pope, D., Mascarenhas, M., Smith, K. R., Weber, M., & Bruce, N. (2008). Indoor air pollution from unprocessed solid fuel use and pneumonia risk in children aged under five years: A systematic review and meta-analysis. *Bulletin of the World Health Organization*, 86(5), 390–398. <https://doi.org/10.2471/BLT.07.044529>
- Diário da República. (2010). *Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro*. <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/102-2010-342123>
- Diário da República. (2017). *Decreto-Lei n.º 47/2017, de 10 de maio*. <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/47-2017-106982550>
- Diário da República. (2018). *Decreto-Lei n.º 39/2018, de 11 de junho*. <https://diariodarepublica.pt/dr/detalhe/decreto-lei/39-2018-115487878>
- Dochinger, L. S., & Seliga, T. A. (Eds.). (1975). *Proceedings of the First International Symposium on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem* (May 12–15, 1975). Ohio State University.
- Drabløs, D., & Tollan, A. (Eds.). (1980). *Ecological impact of acid precipitation: Proceedings of an international conference, Sandefjord, Norway, March 11–14, 1980*. The Norwegian Interdisciplinary Research Programme (SNSF Project).
- Duane, W. J., Pepin, N. C., Losleben, M. L., & Hardy, D. R. (2008). General characteristics of temperature and humidity variability on Kilimanjaro, Tanzania. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 40(2), 323–334. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(06-127\)\[DUANE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(06-127)[DUANE]2.0.CO;2)
- Duarte, R. M. B. O., & Duarte, A. C. (2020). Urban atmospheric aerosols: Sources, analysis, and effects. *Atmosphere*, 11(11), 1221. <https://doi.org/10.3390/atmos11111221>
- Ebben, C. J., Sparks, T. L., Wooldridge, P. J., Campos, T. L., Cantrell, C. A., Mauldin, R. L., Weinheimer, A. J., & Cohen, R. C. (2017). *Evolution of NO_x in the Denver urban plume during the Front Range Air Pollution and Photochemistry Experiment*. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* (preprint). <https://doi.org/10.5194/acp-2017-671>
- Ehsanifar, M., Montazeri, Z., Akhavan Taheri, M., Rafati, M., Behjati, M., & Karimian, M. (2021). Hippocampal inflammation and oxidative stress following exposure to diesel exhaust nanoparticles in male and female mice. *Neurochemistry International*, 145, 104989. <https://doi.org/10.1016/j.neuint.2021.104989>

Elimelech, M., Gregory, J., Jia, X., & Williams, R. A. F. (2013). *Particle deposition and aggregation: Measurement, modelling and simulation*. Butterworth-Heinemann.

Erisman, J. W., de Vries, W., Kros, J., Enema, O., van der Eerden, L. J., & van Zeijts, H. (2000). *Analysis of the nitrogen problems in the Netherlands: A first survey* (ECN Report C-00-040). ECN.

Escudero, M., Castillo, S., Querol, X., Avila, A., Alarcón, M., Viana, M. M., & Rodríguez, S. (2005). Wet and dry African dust episodes over eastern Spain. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 110(D18), 1–15.
<https://doi.org/10.1029/2004JD004731>

European Parliament and Council of the European Union. (2008). *Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe*. *Official Journal of the European Union*, L152, 1–44.

European Parliament and Council of the European Union. (2024). *Directive (EU) 2024/2881 of the European Parliament and of the Council of 23 October 2024 on ambient air quality and cleaner air for Europe (recast)*. *Official Journal of the European Union*, L2024/2881.

European Environment Agency. (2022). *Air quality in Europe: 2022 report* (EEA Report No. 09/2022). Publications Office of the European Union.
<https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2022>

European Environment Agency. (2025). *Air quality in Europe: 2025 report* (EEA Report No. 02/2025). Publications Office of the European Union.
<https://www.eea.europa.eu/>

Fahim, M. A. S., & Sužiedelytė Visockienė, J. (2024). Air pollution sources and their impact on the environment. *Environmental Engineering (Aplinkos inžinerija)*, 16, 1–8.
<https://doi.org/10.3846/mla.2024.21293>

Fang, L., Norris, C., Johnson, K., Cui, X., Sun, J., Teng, Y., Tian, E., Xu, W., Li, Z., Mo, J., & Schauer, J. J. (2019). Toxic volatile organic compounds in 20 homes in Shanghai: Concentrations, inhalation health risks, and the impacts of household air cleaning. *Building and Environment*, 157, 309–318.
<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.04.048>

Feng, X., Wang, S., & Guo, J. (2022). Temperature inversions in the lower troposphere over the Sichuan Basin, China: Seasonal feature and relation with regional atmospheric circulations. *Atmospheric Research*, 271, 106097.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2022.106097>

Field, C. D., Evans, C. D., Dise, N. B., Hall, J. R., & Caporn, S. J. M. (2017). Long-term nitrogen deposition increases heathland carbon sequestration. *Science of the Total Environment*, 592, 426–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.059>

Finlayson-Pitts, B. J., & Pitts Jr., J. N. (2000). *Chemistry of the upper and lower atmosphere: Theory, experiments, and applications*. Academic Press.

Fowler, D., Brimblecombe, P., Burrows, J., Heal, M. R., Grennfelt, P., Stevenson, D. S., Jowett, A., Nemitz, E., Coyle, M., Liu, X., Chang, Y., Cape, J. N., Lin, J., Marrero-Ortiz, W., Sigsgaard, T., Kumar, P., Vieno, M., Dore, A. J., & Sutton, M. A. (2020). A chronology of global air quality. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 378(2183), 20190314.
<https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0314>

Fowler, D., Sutton, M. A., Flechard, C., Cape, J. N., Storeton-West, R., Coyle, M., & Smith, R. I. (2001). The control of SO₂ dry deposition onto natural surfaces by NH₃ and its effects on regional deposition. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 1, 39–48.
<https://doi.org/10.1023/A:1013161912231>

Ganho, N. (1999). Condições teóricas de dispersão atmosférica de poluentes na área de Coimbra–Souselas: A perspetiva topoclimática da implantação de uma co-incineradora de resíduos tóxicos em Souselas. *Territorium: Revista Internacional de Riscos*, 6, 5–10.

Gao, Y., Ma, M., Yan, F., Su, H., Wang, S., Liao, H., Zhao, B., Wang, X., Sun, Y., Hopkins, J. R., Chen, Q., Fu, P., Lewis, A. C., Qiu, Q., & Yao, X. (2022). Impacts of biogenic emissions from urban landscapes on summer ozone and secondary organic aerosol formation in megacities. *Science of the Total Environment*, 814, 152654.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152654>

Garcia-Lopez, M. A. (2019). All roads lead to Rome ... and to sprawl? Evidence from European cities. *Regional Science and Urban Economics*, 79, 103467.
<https://doi.org/10.1016/j.regsciurbeco.2019.103467>

Gelencsér, A. (2004). *Carbonaceous aerosol*. Springer.

Gomes, L. A. (2020). *Qualidade do ar em zonas industriais: Análise dos padrões temporais e espaciais de ozono e de óxidos de azoto na zona industrial urbana de Mirandela (Portugal)* [Dissertação de mestrado, Instituto Politécnico de Bragança].

Gonçalves, F. L. T., & Massambani, O. (2010). Uma análise do coeficiente de remoção de poluentes em função do espectro de gotas de chuva em diferentes localidades no Brasil e Alemanha. *Química Nova*, 33(5), 1027–1033.

Gonzalez, A., Millet, D. B., Yu, X., Wells, K. C., Griffis, T. J., Baier, B. C., Campbell, P. C., Chaliyakunnel, S., Moore, F. C., Richardson, S. J., Ryerson, T. B., & Plant, G. (2021). Fossil versus nonfossil CO sources in the US: New airborne constraints from ACT-America and GEM. *Geophysical Research Letters*, 48(11), e2021GL093361.
<https://doi.org/10.1029/2021GL093361>

- Grennfelt, P., Engleryd, A., Forsius, M., Hov, Ø., Rodhe, H., & Cowling, E. (2020). Acid rain and air pollution: 50 years of progress in environmental science and policy. *Ambio*, 49(4), 849–864. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01244-4>
- Grigoratos, T., & Martini, G. (2015). Brake wear particles: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 2491–2504. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3696-8>
- Grimm Aerosol Technik GmbH. (2022). *User manual for Environmental Dust Monitor, 19-inch rack version, EDM 280* (Version 1.01). https://www.durag.com/statics/durag_com/Produkte/Handb%C3%BCher/dgr_handb_uch_gesamt_en_final.pdf
- Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. I., & Geron, C. (2006). Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11), 3181–3210. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>
- Hana, Z. A., & Pujiati, A. (2023). The influence of urbanization on environmental, economic, and social performance. *Journal of Economic Education*, 12(1), 42–54.
- Harrison, R. M. (1995). *Pollution: Causes, effects, and control* (2nd ed.). Royal Society of Chemistry.
- Harrison, R. M., & de Mora, S. J. (1996). *Introductory chemistry for environmental sciences* (2nd ed.). Cambridge University Press.
- He, C. (2024). Sulfur dioxide in the atmosphere: Dangers and current mitigation strategies. *Science and Technology of Engineering, Chemistry, and Environmental Protection*. <https://doi.org/10.61173/4stpdh93>
- Health Effects Institute. (2024). *State of Global Air 2024: Special report on air pollution and global health*. <https://www.stateofglobalair.org/resources/report-2024>
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol technology: Properties, behavior, and measurement of airborne particles* (2nd ed.). Wiley-Interscience.
- Horiba Ltd. (2009). *Ambient CO monitor APMA-370: Operation manual*. Horiba Ltd. https://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Process-Environmental/Documents/Manuals_US/Ambient/APMA-370_Operation_manual_e.pdf
- Horiba Ltd. (2021). *Ambient NOx monitor APNA-370: Operation manual* (Version L). Horiba Ltd. https://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Process-Environmental/Documents/Manuals/APNA-370_Operation_manual_e.pdf

Horiba Ltd. (2021). *Ambient O₃ monitor APOA-370: Operation manual* (Version K).

Horiba Ltd. [https://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Process-](https://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Process-Environmental/Documents/Manuals/APOA-370_Operation_manual_e.pdf)

[Environmental/Documents/Manuals/APOA-370_Operation_manual_e.pdf](https://www.horiba.com/fileadmin/uploads/Process-Environmental/Documents/Manuals/APOA-370_Operation_manual_e.pdf)

Horowitz, L. W., & Jacob, D. J. (1999). Global impact of fossil fuel combustion on atmospheric NO_x. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 104(D19), 23823–23840. <https://doi.org/10.1029/1999JD900205>

Hung, H. M., & Hoffmann, M. R. (2015). Oxidation of gas-phase SO₂ on the surfaces of acidic microdroplets: Implications for sulfate and sulfate radical anion formation in the atmospheric liquid phase. *Environmental Science & Technology*, 49(23), 13768–13776. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01658>

Instituto Nacional de Estatística. (2023). *Base de dados*. <https://www.ine.pt>

Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2025). *Boletim climático Portugal continental: Setembro de 2025*.

https://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20251017/ESfJVueTcEBeobiKCDjy/cli_20250901_20250930_pcl_mm_co_pt.pdf

Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2025). *Boletim climático Portugal continental: Setembro de 2025*.

https://www.ipma.pt/resources.www/docs/im.publicacoes/edicoes.online/20251017/ESfJVueTcEBeobiKCDjy/cli_20250901_20250930_pcl_mm_co_pt.pdf

Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2025, 25 de julho). *Junho muito quente e muito seco – Atualização*.

https://www.ipma.pt/pt/media/noticias/news.detail.jsp?f=Boletim_clima_junho_2025.pnq&y=2025

Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2025, 5 de setembro). *Verão de 2025 extremamente quente e extremamente seco*.

https://www.ipma.pt/pt/media/noticias/news.detail.jsp?f=boletim_clima_verao_2025.html&y=2025

Instituto Português da Qualidade. (2024). *NP EN 14211: Ar ambiente — Método normalizado para a medição da concentração de dióxido de azoto e monóxido de azoto por quimiluminescência*.

Instituto Português da Qualidade. (2023). *NP EN 12341: Ar ambiente — Método normalizado de medição gravimétrica para determinação da concentração mássica de PM₁₀ ou PM_{2.5} de partículas em suspensão*.

Instituto Português da Qualidade. (2012). *NP EN 14625: Ar ambiente — Método normalizado para a medição da concentração de ozono por fotometria ultravioleta*.

Jacob, D. J., & Winner, D. A. (2009). Effect of climate change on air quality. *Atmospheric Environment*, 43(1), 51–63.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.051>

Jaeglé, L., Shah, V., Thornton, J. A., St. Clair, J. M., Lee, B. H., Liu, T., Chance, K., Fried, A., Mikoviny, T., Wisthaler, A., Wang, Y., Blake, D. R., Blake, N. J., Brune, W. H., Cohen, R. C., Dibb, J. E., Diskin, G. S., Huey, L. G., Liao, J., ... Thornton, J. A. (2018). Nitrogen oxides emissions, chemistry, deposition, and export over the Northeast United States during the WINTER aircraft campaign. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123(22), 12368–12393.

<https://doi.org/10.1029/2018JD029133>

Jaén, C., Borràs, E., Galindo, N., Viana, M., Marcé, R. M., & Coscollà, C. (2021). Source apportionment and toxicity of PM in urban, sub-urban, and rural air quality network stations in Catalonia. *Atmosphere*, 12(6), 744.

<https://doi.org/10.3390/atmos12060744>

Jaffe, L. S. (1973). Carbon monoxide in the biosphere: Sources, distribution, and concentrations. *Journal of Geophysical Research*, 78(24), 5293–5305.

<https://doi.org/10.1029/JC078i024p05293>

Jayakumar, A., Sethu, S. P., Ramos, M., Robertson, J., Al-Jumaily, A., & Pandian, S. (2015). A technical review on gas diffusion, mechanism and medium of PEM fuel cell. *Ionics*, 21(1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11581-014-1322-x>

Kanakidou, M., Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., Barnes, I., Dentener, F. J., Facchini, M. C., Van Dingenen, R., Ervens, B., Nenes, A., Nielsen, C. J., Swietlicki, E., Putaud, J.-P., Balkanski, Y., Fuzzi, S., Horth, J., Moortgat, G. K., Winterhalter, R., Myhre, C. E. L., Tsigaridis, K., ... Hjorth, J. (2005). Organic aerosol and global climate modelling: A review. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5(4), 1053–1123.

<https://doi.org/10.5194/acp-5-1053-2005>

Kelly, F. J., & Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039>

Kim, K.-H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of airborne particulate matter. *Environment International*, 74, 136–143.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>

Kirshbaum, D. J., Adler, B., Kalthoff, N., Barthlott, C., & Serafin, S. (2018). Moist orographic convection: Physical mechanisms and links to surface-exchange processes. *Atmosphere*, 9(3), 80. <https://doi.org/10.3390/atmos9030080>

Kulkarni, P., Baron, P. A., & Willeke, K. (Eds.). (2011). *Aerosol measurement: Principles, techniques, and applications* (3rd ed.). John Wiley & Sons.

<https://doi.org/10.1002/9781118001684>

Kulmala, M., & Kerminen, V.-M. (2008). On the formation and growth of atmospheric nanoparticles. *Atmospheric Research*, 90(2–4), 132–150.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2008.01.005>

Kumar, P., Druckman, A., Gallagher, J., Gatersleben, B., Allison, S., Eisenman, T. S., Hoang, U., Hama, S., Tiwari, A., Sharma, A., Abhijith, K. V., Adlakha, D., McNabola, A., Astell-Burt, T., Feng, X., Skeldon, A. C., de Lusignan, S., & Morawska, L. (2019). The nexus between air pollution, green infrastructure and human health. *Environment International*, 133(Part A), 105181.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105181>

Labib, S. M. (2024). Greenness, air pollution, and temperature exposure effects in predicting premature mortality and morbidity: A small-area study using spatial random forest model. *Science of the Total Environment*, 928, 172387.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172387>

Lelieveld, J., & Heintzenberg, J. (1992). Sulfate cooling effect on climate through in-cloud oxidation of anthropogenic SO₂. *Science*, 258(5079), 117–120.

<https://doi.org/10.1126/science.258.5079.117>

Lelieveld, J., Evans, J. S., Fnais, M., Giannadaki, D., & Pozzer, A. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 525(7569), 367–371. <https://doi.org/10.1038/nature15371>

Lente, G., & Ősz, K. (2020). Barometric formulas: Various derivations and comparisons to environmentally relevant observations. *ChemTexts*, 6(2), Article 11.

<https://doi.org/10.1007/s40828-020-0111-6>

Li, L., Bunnori, N. M., & Tan, C. G. (2025). Study on failure characteristics of concrete under simulated acid rain based on nondestructive computed tomography. *Journal of Building Engineering*, 103, 111825. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2025.111825>

Liu, S., Cai, X., Song, Y., Zhang, H., Yan, Y., & Wang, X. (2025). Climatic features of the wind field and their impact on local air quality in Taiyuan Basin. *Science of the Total Environment*, 979, 179491. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179491>

Luan, T., Guo, X., Zhang, T., & Guo, L. (2019). Below-cloud aerosol scavenging by different-intensity rains in Beijing City. *Journal of Meteorological Research*, 33(1), 126–137. <https://doi.org/10.1007/s13351-019-8090-1>

Mallik, C., Venkataramani, S., & Lal, S. (2012). Study of a high SO₂ event observed over an urban site in Western India. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, 48(2), 171–180. <https://doi.org/10.1007/s13143-012-0017-3>

Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and health impacts of air pollution: A review. *Frontiers in Public Health*, 8, 14. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>

- Martins, J., Fraga, H., Fonseca, A., & Santos, J. A. (2021). Climate projections for precipitation and temperature indicators in the Douro wine region: The importance of bias correction. *Agronomy*, 11(5), 990. <https://doi.org/10.3390/agronomy11050990>
- Mayol, E., Jiménez, M. A., Herndl, G. J., Duarte, C. M., & Arrieta, J. M. (2014). Resolving the abundance and air-sea fluxes of airborne microorganisms in the North Atlantic Ocean. *Frontiers in Microbiology*, 5, 557. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00557>
- McArdle, J. V., & Hoffmann, M. R. (1983). Kinetics and mechanism of the oxidation of aquated sulfur dioxide by hydrogen peroxide at low pH. *The Journal of Physical Chemistry*, 87(26), 5425–5429. <https://doi.org/10.1021/j100248a043>
- Mensah, J. (2019). Sustainable development: Meaning, history, principles, pillars, and implications for human action: A literature review. *Cogent Social Sciences*, 5(1), 1653531. <https://doi.org/10.1080/23311886.2019.1653531>
- Miao, Y., Liu, S., Guo, J., Huang, S., Yan, Y., & Lou, M. (2018). Unraveling the relationships between boundary layer height and PM_{2.5} pollution in China based on four-year radiosonde measurements. *Environmental Pollution*, 243, 1186–1195. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.070>
- Monks, P. S., Granier, C., Fuzzi, S., Stohl, A., Williams, M. L., Akimoto, H., Amann, M., Baklanov, A., Baltensperger, U., Bey, I., Blake, N., Blake, R. S., Carslaw, K., Cooper, O. R., Dentener, F., Fowler, D., Fragkou, E., Frost, G. J., Generoso, S., ... von Glasow, R. (2009). *Atmospheric composition change: Global and regional air quality*. **Atmospheric Environment**, 43(33), 5268–5350. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.021>
- Moraes, R. M. (2004). *Ferramenta para a previsão de vento e dispersão de poluentes na microescala atmosférica* [Tese de doutoramento, Universidade Federal de Santa Catarina]. Repositório Institucional da UFSC. <http://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/87038>
- Moreira, H. B. C. (2014). *Aplicação da teoria fuzzy em um modelo de transporte de massa, para avaliar o risco da dispersão de poluentes atmosféricos* [Tese de doutorado, Universidade Federal do Ceará]. Repositório Institucional da Universidade Federal do Ceará. <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/11429>
- Muñiz, I., & Sánchez, V. (2018). Urban spatial form and structure, and greenhouse gas emissions from commuting in the metropolitan zone of Mexico Valley. *Ecological Economics*, 147, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.035>
- Nelson, D. L., & Cox, M. M. (2012). *Lehninger principles of biochemistry* (6th ed.). W. H. Freeman.
- Nederlands Normalisatie-instituut. (2006). *Wind comfort and wind danger in the built environment (NEN 8100:2006)*. NEN.

- Nugroho, H. Y. S. H., Basuki, T. M., Pratiwi, P., Savitri, E., Supangat, A. B., Putra, P. B., Purwanto, Wahyuningrum, N., Adi, R. N., Setiawan, O., Nandini, R., Cahyono, S. A., Auliyani, D., Nada, F. M. H., Pratiwi, D., & Hasani, M. I. (2025). Advancing air quality monitoring systems towards sustainable green development: Insight for metropolitan cities in Indonesia. *Environmental and Sustainability Indicators*, 26, 100649. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100649>
- Owen, L. E., Catto, J. L., Dunstone, N. J., & Stephenson, D. B. (2021). How well can a seasonal forecast system represent three-hourly compound wind and precipitation extremes over Europe? *Environmental Research Letters*, 16, 074019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac092e>
- Pant, P., & Harrison, R. M. (2013). Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. *Atmospheric Environment*, 77, 78–97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>
- Pearce, J. L., Beringer, J., Nicholls, N., Hyndman, R. J., & Tapper, N. J. (2011). Quantifying the influence of local meteorology on air quality using generalized additive models. *Atmospheric Environment*, 45(6), 1328–1336. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.051>
- Poddaeva, O., & Fedosova, A. (2022). Extreme wind speeds analysis using an extended wind rose based on statistical methods. *Energy Reports*, 8, 1177–1184. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2022.07.083>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Pöschl, U. (2005). Atmospheric aerosols: Composition, transformation, climate and health effects. *Angewandte Chemie International Edition*, 44(46), 7520–7540. <https://doi.org/10.1002/anie.200501122>
- Postolache, O. A., Dias Pereira, J. M., & Silva Girão, P. M. B. (2009). Smart sensors network for air quality monitoring applications. *IEEE Transactions on Instrumentation and Measurement*, 58(9), 3253–3262. <https://doi.org/10.1109/TIM.2009.2022372>
- Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M. M., Castillo, S., Pey, J., Rodríguez, S., Artiñano, B., Salvador, P., Sánchez, M., García Dos Santos, S., Herce Garraleta, M. D., Fernández-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguillón, M. C., Monfort, E., Sanz, M. J., Palomo-Marín, R., ... Sánchez de la Campa, A. (2008). Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM₁₀ and PM_{2.5}) across Spain 1999–2005. *Atmospheric Environment*, 42(17), 3964–3979. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.10.071>
- Rim, D., Gall, E. T., Maddalena, R. L., & Nazaroff, W. W. (2016). Ozone reaction with interior building materials: Influence of diurnal ozone variation, temperature, and

humidity. *Atmospheric Environment*, 125, 15–23.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.093>

Rogers, R. R., & Yau, M. K. (1979). *A short course in cloud physics*. Pergamon Press.

Sahu, L. K., Pal, D., Yadav, R., & Munkhtur, J. (2016). Aromatic VOCs at major road junctions of a metropolis in India: Measurements using TD-GC-FID and PTR-TOF-MS instruments. *Aerosol and Air Quality Research*, 16, 2405–2420.

Salthammer, T. (2024). Carbon monoxide as an indicator of indoor air quality. *Environmental Science: Atmospheres*, 4, 291–302.

<https://doi.org/10.1039/D4EA00006D>

Santos, T. C. D., Reboita, M. S., & Carvalho, V. S. B. (2018). Investigação da relação entre variáveis atmosféricas e a concentração de MP₁₀ e O₃ no estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 33(4), 631–645.

<https://doi.org/10.1590/0102-7786334006>

Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2016). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (3rd ed.). John Wiley & Sons.

Sesana, E., Gagnon, A. S., Ciantelli, C., Cassar, J., & Hughes, J. J. (2021). Climate change impacts on cultural heritage: A literature review. *WIREs Climate Change*, 12(4), e710. <https://doi.org/10.1002/wcc.710>

Shi, D., Chen, Y., Liu, J., Zhao, G., Xu, L., Jia, B., & Cheng, P. (2023). Formation of secondary organic aerosols from the ozonolysis of cis-3-hexenyl acetate: The effect of acidic seed particles and SO₂. *Atmospheric Environment*, 309, 119907.

Sillman, S. (1999). The relation between ozone, NO_x and hydrocarbons in urban and regional air pollution. *Atmospheric Environment*, 33(12), 1821–1845.

[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00004-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00004-1)

Simons, A. (2013). Road transport: New life cycle inventories for fossil-fuelled passenger cars and non-exhaust emissions in ecoinvent v3. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 1499–1511. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0612-9>

Stewart, I. D. (2011). A systematic review and scientific critique of methodology in modern urban heat island literature. *International Journal of Climatology*, 31(2), 200–217. <https://doi.org/10.1002/joc.2141>

Stull, R. B. (1988). *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/978-94-009-3027-8>

Sun, Z., & Zhu, D. (2019). Exposure to outdoor air pollution and its human health outcomes: A scoping review. *PLOS ONE*, 14(5), e0216550.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216550>

Thangavel, P., Park, D., & Lee, Y. C. (2022). Recent insights into particulate matter (PM_{2.5})-mediated toxicity in humans: An overview. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(12), 7511.

<https://doi.org/10.3390/ijerph19127511>

Thorpe, A., & Harrison, R. M. (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review. *Science of the Total Environment*, 400(1–3), 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.007>

United Nations Environment Programme (UNEP) & World Meteorological Organization (WMO). (2011). *Integrated Assessment of Black Carbon and Tropospheric Ozone: Summary for Decision Makers*. Nairobi: United Nations Environment Programme. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8021>

Van der Leun, J. C. (2004). The ozone layer. *Photodermatology, Photoimmunology & Photomedicine*, 20(4), 159–162. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0781.2004.00091.x>

Vohra, K., Vodonos, A., Schwartz, J., Marais, E. A., Sulprizio, M. P., & Mickley, L. J. (2021). Global mortality from outdoor fine particle pollution generated by fossil fuel combustion: Results from GEOS-Chem. *Environmental Research*, 195, 110754. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.110754>

Wallace, J. M., & Hobbs, P. V. (2006). *Atmospheric Science: An Introductory Survey* (2nd ed.). Amsterdam: Elsevier Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-732951-2.X5000-7>

Wang, X., Zhang, L., & Moran, M. D. (2010). Uncertainty assessment of current size-resolved parameterizations for below-cloud particle scavenging by rain. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10(12), 5685–5701. <https://doi.org/10.5194/acp-10-5685-2010>

World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization. <https://iris.who.int/handle/10665/345329>

World Health Organization. (2006). *Air quality guidelines: Global update 2005: Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/WHO-SDE-PHE-OEH-06.02>

Witkowska, A., & Lewandowska, A. U. (2016). Water-soluble organic carbon in aerosols (PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀) and various precipitation forms (rain, snow, mixed) over the southern Baltic Sea station. *Science of the Total Environment*, 573, 337–346. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.123>

Wittwer, A. R. (2006). *Simulação do vento atmosférico e dos processos de dispersão de poluentes em túnel de vento* [Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul].

Wogan, G. N., Hecht, S. S., Felton, J. S., Conney, A. H., & Loeb, L. A. (2004). Environmental and chemical carcinogenesis. *Seminars in Cancer Biology*, 14(6), 473–486. <https://doi.org/10.1016/j.semcancer.2004.06.010>

Yamamoto, A. L. C., et al. (2021). Conhecendo as diferentes faces do ozônio. *Terrae Didatica*, 17, e021036. <https://doi.org/10.20396/td.v17i00.8666858>

Zannetti, P. (1990). *Air pollution modeling*. Van Nostrand Reinhold.

Zhang, Y., Bao, F., Li, M., Xia, H., Huang, D., Chen, C., & Zhao, J. (2020). Photoinduced uptake and oxidation of SO₂ on Beijing urban PM_{2.5}. *Environmental Science & Technology*, 54(23), 14868–14876. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04720>

Zhu, J. C., Tai, A. P. K., & Yim, S. H. L. (2022). Effects of ozone–vegetation interactions on meteorology and air quality in China using a two-way coupled land–atmosphere model. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22, 765–782. <https://doi.org/10.5194/acp-22-765-2022>