

Partículas atmosféricas no ambiente circundante do aeroporto de Lisboa: características, fontes e impactes

Gonçalo Abranches Batalha

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente

Orientadores:

Doutora Susana Marta Lopes Almeida
Doutora Vânia Isabel Ferreira Martins

Júri

Presidente: Professora Maria Joana Castelo Branco de Assis Teixeira Neiva Correia
Orientadora: Doutora Vânia Isabel Ferreira Martins
Vogal: Doutor Hélder Alexandre Relvas Paulo

Dezembro 2021

Agradecimentos

Tendo concluído este trabalho, não quero deixar de apresentar os meus sinceros agradecimentos às pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para que o mesmo se realizasse.

Começo por agradecer às minhas orientadoras, Dra. Marta Almeida e Dra. Vânia Martins, por me terem dado a oportunidade de realizar esta dissertação de mestrado, que me fascinou e marcou, e por todo o apoio, disponibilidade, conhecimento, simpatia e motivação que me transmitiram ao longo da elaboração da mesma.

Quero agradecer à Isabel Dionísio e à Dra. Carla Gamelas Reis, que me auxiliaram em alguma parte da realização deste trabalho.

Quero também deixar claro o meu agradecimento à Dra. Célia Alves e à equipa da Universidade de Aveiro e ao Dr. Franco Lucarelli e à equipa da Universidade de Florença que realizaram análises fundamentais para o desenvolvimento desta dissertação.

Agradeço ainda ao Dr. Mihalis Lazaridis da Universidade Técnica de Creta por me ter permitido a utilização do modelo de dosimetria ExDoM2.

Quero também agradecer aos funcionários da Escola Básica N.º 5 de Camarate por me terem permitido utilizar as suas instalações para realizar a campanha de amostragem e medição.

Quero agradecer à minha namorada, Catarina, por todo o seu amor e carinho e por me apoiar em todos os momentos, e aos meus amigos de longa data, Henrique, Rodrigo, Inês, Margarida e Mariana, que, desde cedo, estiveram sempre disponíveis para mim e com os quais passei muitos momentos memoráveis. Quero também agradecer aos meus amigos, Bernardo, Duarte, Filipe e Francisco, que em muito contribuíram para tornar os anos passados no Instituto Superior Técnico inesquecíveis e uma experiência fantástica e invejável.

Quero ainda agradecer aos meus pais e aos meus avós, que, ao longo do meu crescimento, sempre com muito amor, me apoiaram, me proporcionaram sempre as melhores condições e me transmitiram os valores mais corretos, que agora me permitiram concluir esta dissertação.

Por fim, quero agradecer ao projeto LIFE Index-Air por me ter possibilitado realizar a minha dissertação de mestrado no âmbito deste projeto.

Resumo

Ao longo de 2020 e 2021, foram recolhidas amostras de matéria particulada numa escola primária nas proximidades do aeroporto de Lisboa. Este estudo visa estimar a contribuição de fontes antropogénicas e naturais para o aerossol atmosférico e estimar a sua dose depositada nas vias respiratórias humanas, bem como avaliar o impacto dos confinamentos devidos à pandemia de COVID-19 nas concentrações de matéria particulada. A amostragem de PM₁₀ foi realizada por um amostrador Leckel MVS6, entre fevereiro de 2020 e julho de 2021, enquanto a contribuição das fontes foi estimada pelo modelo EPA PMF, e a sua deposição no sistema respiratório humano foi estimada pelo modelo de dosimetria ExDoM2. Os resultados mostraram que a redução da atividade humana causou uma redução de 32% nas concentrações de PM₁₀ e de 42% nas concentrações de BC, entre o período pré-pandémico e o período pandémico. O modelo EPA PMF revelou que os confinamentos provocaram reduções na contribuição das fontes antropogénicas de poluentes, nomeadamente as emissões do tráfego, para a massa total de PM₁₀. O modelo de dosimetria ExDoM2 mostrou que a deposição de PM₁₀ nas vias respiratórias de crianças diminuiu em 39%.

Palavras-chave: Matéria Particulada; Lisboa; Aeroporto; Contribuição de Fontes; Dose Inalada; COVID-19.

Abstract

Throughout 2020 and 2021, particulate matter was sampled in an elementary school in the vicinity of the Lisbon Airport. This study aims to estimate the contribution of anthropogenic and natural sources to the atmospheric aerosol and estimate its deposited dose in the human respiratory tract, as well as to assess the impact of the COVID-19 lockdowns on particulate matter concentrations. PM₁₀ sampling was performed by a Leckel MVS6 sampler, between February 2020 and July 2021, while its source apportionment was performed by the EPA PMF model, and its deposition in the human respiratory tract was estimated by the ExDoM2 dosimetry model. The results showed that the reduction in human activity caused a reduction of 32% in PM₁₀ and of 42% in BC levels, between the pre-pandemic and the pandemic periods. The EPA PMF model revealed that the lockdowns caused reductions in the contribution of anthropogenic pollutant sources, namely traffic emissions, to the total PM₁₀ mass. The ExDoM2 dosimetry model showed that the deposition of PM₁₀ in the respiratory tract of children decreased by 39%.

Keywords: Particulate Matter; Lisbon; Airport; Source Apportionment; Inhaled Dose; COVID-19.

Índice

Agradecimentos.....	i
Resumo	iii
Abstract.....	v
Índice	vii
Índice de figuras	ix
Índice de tabelas	xi
Índice de tabelas de anexos.....	xiii
Lista de acrónimos	xv
1 Introdução	1
1.1 Enquadramento do tema	1
1.2 Objetivos	2
1.3 Organização da dissertação	2
2 Estado da Arte.....	3
2.1 Poluição atmosférica.....	3
2.2 Matéria particulada.....	5
2.2.1 Emissões, formação e remoção da matéria particulada	6
2.2.1.1 Emissões de PM primária.....	6
2.2.1.2 Formação de PM secundária	7
2.2.1.3 Remoção de PM.....	8
2.2.2 Carbono negro.....	8
2.2.3 Impactes negativos da matéria particulada	9
2.2.3.1 Impactes na saúde humana	9
2.2.3.2 Impactes no meio ambiente	10
2.2.4 Legislação e Diretrizes de Qualidade do Ar	11
2.3 Impactes dos aeroportos na qualidade do ar	11
2.4 Efeitos do confinamento devido à pandemia de COVID-19 na qualidade do ar	14
3 Método	18
3.1 Caracterização da área de estudo.....	18
3.2 Técnicas de medição e amostragem	19
3.2.1 Matéria particulada	19

3.2.2	Carbono negro	22
3.2.3	PN _{0.01-1}	22
3.3	Técnicas de análise	23
3.3.1	Análise gravimétrica	23
3.3.2	Análise de carbono negro na matéria particulada	24
3.3.3	Análise elementar da matéria particulada	27
3.3.4	Análise de iões solúveis em água na matéria particulada	28
3.4	Controlo analítico	28
3.5	Modelo de quantificação da contribuição das fontes emissoras	30
3.6	Modelo de dosimetria	30
3.7	Dados de tráfego aéreo	33
3.8	Dados de tráfego rodoviário	33
3.9	Análise estatística	33
4	Resultados e Discussão	34
4.1	Efeitos do confinamento devido à pandemia de COVID-19 no número de voos e no tráfego rodoviário de Lisboa	34
4.2	Concentrações mássicas de PM ₁₀	36
4.3	Distribuição granulométrica da matéria particulada	40
4.4	Concentrações numéricas de PN _{0.01-1}	42
4.5	Composição química de PM ₁₀	45
4.5.1	Carbono negro	45
4.5.2	Elementos químicos	50
4.5.3	Iões solúveis em água	51
4.6	Fontes emissoras da matéria particulada	51
4.7	Dose de matéria particulada depositada no sistema respiratório	57
5	Conclusões e Recomendações	61
	Referências	65
	ANEXOS	i
A.	Síntese da operação dos equipamentos de medição e amostragem	ii

Índice de figuras

Figura 1 - Representação dos locais de deposição das diferentes dimensões de PM no sistema respiratório humano.....	10
Figura 2 - Fases de operação durante o ciclo de aterragem e descolagem.....	13
Figura 3 - Alterações relativas (%) nas concentrações de NO ₂ atribuídas ao confinamento durante abril de 2020.....	16
Figura 4 - Alterações relativas (%) nas concentrações de PM ₁₀ atribuídas ao confinamento durante abril de 2020.....	17
Figura 5 - Área de estudo e local de amostragem (representado pelo ponto vermelho).	18
Figura 6 - Leckel MVS6.....	19
Figura 7 - a: Impactor pessoal em cascata Sioutas; b: Elementos constituintes do Sioutas.....	20
Figura 8 - Bomba SKC Leland Legacy.....	20
Figura 9 - Caudalímetro BGI tetraCal®.....	21
Figura 10 - DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533.....	21
Figura 11 - MicroAeth® AE51.	22
Figura 12 - CPC 3007.....	23
Figura 13 - Balança UMT5.	23
Figura 14 - MABI.	24
Figura 15 - Gradientes das comparações entre os logaritmos naturais das razões entre a transmissão de luz através de um filtro branco e através de um filtro amostrado (a: para os comprimentos de onda 405 vs 639 nm; b: para os comprimentos de onda 465 vs 639 nm; c: para os comprimentos de onda 525 vs 639 nm; d: para os comprimentos de onda 870 vs 639 nm; e: para os comprimentos de onda 940 vs 639 nm; f: para os comprimentos de onda 1050 vs 639 nm).	26
Figura 16 - Comparação entre as concentrações mássicas de PM ₁₀ obtidas pelo Leckel e pelo DustTrak.	29
Figura 17 - Comparação entre as concentrações mássicas de BC obtidas pelo microAeth e pelo MABI.	29
Figura 18 - Regiões de deposição de partículas no sistema respiratório humano.	31
Figura 19 - Esquema explicativo dos quatro cenários distintos considerados pelo modelo de dosimetria.	32
Figura 20 - Número de voos diários com partida ou chegada no AL entre 1 de janeiro de 2019 e 31 de outubro de 2021.	34
Figura 21 - Variação relativa (a 13 de janeiro de 2020) do tráfego rodoviário diário na AML entre 13 de janeiro de 2020 e 31 de outubro de 2021.	35
Figura 22 - Comparação entre as concentrações médias diárias da PM ₁₀ amostrada pelo Leckel, o número de voos diários e o volume de tráfego rodoviário diário.	37
Figura 23 - Concentrações médias horárias de PM ₁₀ registadas pelo DustTrak.....	40
Figura 24 - Distribuição mássica nas diferentes frações granulométricas do Sioutas (a: 09/03/2021; b: 17/03/2021; c: 06-08/04/2021; d: 12-13/04/2021; e: 18-19/05/2021; f: 15-16/06/2021).	41

Figura 25 - Contribuição mássica de cada gama de tamanhos e respetiva concentração de PM ₁₀ no ar ambiente.....	42
Figura 26 - Comparação entre as concentrações numéricas médias diárias de PN _{0.01-1} registadas pelo CPC, o número de voos diários e o volume de tráfego rodoviário diário.....	43
Figura 27 - Comparação entre as concentrações médias diárias de BC (gerado pela queima de biomassa e pela queima de combustíveis fósseis), o número de voos diários e o volume de tráfego rodoviário diário.....	46
Figura 28 - Trajetórias retrogradadas das massas de ar amostradas nos dias 17-02-2021, 02-03-2021 e 07-03-2021, obtidas com recurso ao modelo HYSPLIT.....	49
Figura 29 - Concentrações médias horárias de BC registadas pelo microAeth.....	50
Figura 30 - Contribuição das diferentes fontes para a concentração mássica da PM ₁₀ amostrada pelo Leckel nos períodos de pré-pandemia e de pandemia.....	53
Figura 31 - Variação entre as concentrações mássicas médias dos constituintes da PM ₁₀ amostrada pelo Leckel nos períodos de pré-pandemia e de pandemia.....	55
Figura 32 - Comparação entre a contribuição de cada fonte para a massa de PM ₁₀ amostrada pelo Leckel nos períodos de pré-pandemia e de pandemia.....	56
Figura 33 - Comparação entre as concentrações de PM ₁₀ medidas pelo Leckel e modeladas pelo modelo usado.....	56
Figura 34 - a: Concentrações médias horárias de PM ₁₀ nos quatro cenários; b: Média diária e desvio padrão das concentrações de PM ₁₀ nos quatro cenários.....	57
Figura 35 - a: Doses médias horárias das frações grosseira e fina de PM depositadas no sistema respiratório das crianças nos quatro cenários; b: Doses totais das frações grosseira e fina depositadas no sistema respiratório das crianças nos quatro cenários.....	58
Figura 36 - Dose média diária de PM ₁₀ depositada por região do sistema respiratório das crianças nos quatro cenários.....	59

Índice de tabelas

Tabela 1 - Valores limite para as concentrações atmosféricas de PM_{10} e $PM_{2.5}$	11
Tabela 2 - Duração e potência exigida dos motores da aeronave das diferentes fases de operação durante o ciclo de aterragem e descolagem.	13
Tabela 3 - Padrão de atividade-tempo dos alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate, durante os dias úteis.	33
Tabela 4 - Médias e desvios padrão das concentrações médias diárias da PM_{10} amostrada pelo Leckel, obtidas nos respetivos períodos de amostragem.	38
Tabela 5 - Médias e desvios padrão das concentrações médias diárias de BC_{bb} , BC_{tr} e BC , e razões entre as concentrações de BC/PM_{10} , de BC_{bb}/BC e de BC_{tr}/BC , obtidas nos respetivos períodos de amostragem.....	47
Tabela 6 - Concentrações médias diárias de PM_{10} e consequentes doses depositadas no sistema respiratório das crianças, nos quatro cenários distintos.	60

Índice de tabelas de anexos

Tabela A. 1 - Síntese das características de operação dos equipamentos de medição e de amostragem.	ii
---	----

Lista de acrónimos

AI - Região Alveolar-Intersticial

AL - Aeroporto de Lisboa

AML - Área Metropolitana de Lisboa

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

AVC - Acidente Vascular Cerebral

BB - Região Bronquial

bb - Região Bronquiolar

BC - Carbono Negro (em inglês: *Black Carbon*)

BC_{bb} - Carbono Negro formado pela combustão de biomassa (em inglês: *Black Carbon from Biomass Burning*)

BC_{tr} - Carbono Negro formado pela combustão de combustíveis fósseis em veículos a gasóleo (em inglês: *Black Carbon from Traffic*)

CI - Cromatografia Iónica

DGS - Direção-Geral da Saúde

DQA - Diretrizes de Qualidade do Ar

EEA - Agência Europeia do Ambiente (em inglês: *European Environmental Agency*)

EPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (em inglês: *Environmental Protection Agency*)

ET - Região Extratorácica

ET1 - Cavidade nasal anterior

ET2 - Cavidade nasal posterior, faringe e laringe

LAC - Carbono Absorvente de Luz (em inglês: *Light Absorbing Carbon*)

OC - Carbono Orgânico (em inglês: *Organic Carbon*)

PAH - Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (em inglês: *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*)

PIXE - Emissão de Raios-X Induzida por Partículas (em inglês: *Particle-Induced X-Ray Emission*)

PM - Matéria Particulada (em inglês: *Particulate Matter*)

PTFE - Politetrafluoretileno

QA - Qualidade do Ar

UE - União Europeia

UFP - Partículas Ultrafinas (em inglês: *Ultrafine Particles*)

VL - Valor Limite

VOC - Compostos Orgânicos Voláteis (em inglês: *Volatile Organic Compounds*)

WHO - Organização Mundial de Saúde (em inglês: *World Health Organization*)

1 Introdução

1.1 Enquadramento do tema

A poluição atmosférica continua a ser um enorme problema ambiental quer em áreas urbanas como em áreas rurais (WHO, 2018). Particularmente, a exposição a matéria particulada (PM), resultante em doenças cardiovasculares, respiratórias e oncológicas, é responsável pela morte prematura de milhões de pessoas em todo o mundo (WHO, 2018). As concentrações atmosféricas de PM intensificam-se em numerosos centros urbanos, uma vez que é nestas áreas que se concentram, em grande número, as fontes antropogénicas de poluentes. Apesar da extensa bibliografia relativa a este poluente e aos seus impactes, a sua natureza complexa dificulta o desenvolvimento de medidas de controlo eficazes. Além disso, essas medidas focam-se na exposição às concentrações no ar ambiente, enquanto a população passa a maior parte do tempo em microambientes interiores (Life Index-Air, 2021).

A aviação é um setor importante para a economia e um meio de transporte com grande relevância para a população mundial, no entanto, é uma importante fonte de poluentes atmosféricos que influenciam a Qualidade do Ar (QA), não só na vizinhança dos aeroportos como também em zonas mais distantes. O número crescente de voos a nível mundial está a aumentar a relevância das emissões de poluentes das aeronaves no que diz respeito aos seus impactes no ambiente e no clima. Consequentemente, a poluição atmosférica nas imediações dos aeroportos, especialmente sob a forma de PM, devido aos seus conhecidos efeitos adversos para a saúde humana, influencia severamente a opinião pública, a comunidade científica e os decisores políticos. Contudo, as medidas de confinamento impostas pela maioria dos países para reduzir a transmissão da COVID-19 levaram a uma redução significativa das emissões de poluentes atmosféricos, em particular do setor da aviação, uma vez que o tráfego aéreo europeu registado no ano de 2020 foi 55% inferior ao registado no ano de 2019 (Almeida et al., 2021; EUROCONTROL, 2021b). As flutuações na QA causadas pelas medidas de confinamento tomadas durante a pandemia de COVID-19 podem ajudar a compreender as ligações entre as atividades urbanas, nomeadamente o tráfego aéreo e rodoviário, e a QA, criando uma oportunidade única para refletir sobre o modo como estas atividades devem recuperar após a pandemia.

Uma das populações mais suscetíveis a desenvolver problemas de saúde como consequência da exposição a PM são as crianças (EPA, 2021). Ao residirem e frequentarem uma escola nas imediações de um foco de emissões de poluentes, como o Aeroporto de Lisboa (AL), o risco a que estas crianças estão submetidas é acrescido. Considerando que nas salas de aula de diversas escolas de Lisboa foram registadas concentrações de PM superiores às concentrações verificadas no exterior (Chalvatzaki et al., 2020; Faria et al., 2020), torna-se necessário avaliar a exposição integrada destas crianças a este poluente, de forma a desenvolver um conhecimento científico sólido sobre os impactes da aviação na saúde das crianças, para motivar uma tomada de decisão fundamentada, no que toca à implementação de medidas de mitigação eficientes.

Este trabalho está inserido no projeto europeu LIFE Index-Air (www.lifeindexair.net) e foi realizado em colaboração com a Câmara Municipal de Loures.

1.2 Objetivos

Com a elaboração deste trabalho pretende-se caracterizar as partículas atmosféricas na proximidade do AL e, com recurso a técnicas de modelação, quantificar a contribuição das suas fontes emissoras e, também, avaliar a deposição de PM no sistema respiratório das crianças. Este trabalho tira ainda proveito do facto de o número de voos e o volume de tráfego rodoviário terem sido afetados pela pandemia, uma vez que conta com dados recolhidos prévia e posteriormente ao começo da mesma, possibilitando a comparação entre a caracterização das partículas atmosféricas de ambos os períodos, de forma a compreender como o confinamento afetou a QA e a saúde na área circundante.

Assim, os principais objetivos desta dissertação de mestrado são:

- Caracterização das partículas atmosféricas amostradas nas imediações do AL (massa, número, dimensão e composição);
- Utilização de modelos no recetor de forma a quantificar a contribuição das fontes emissoras para os níveis de partículas medidos;
- Utilização de modelos de dosimetria com a finalidade de estimar a deposição de partículas no sistema respiratório das crianças na proximidade do AL;
- Comparação entre os períodos pré-pandemia e de pandemia no que diz respeito à caracterização das partículas, à contribuição das fontes emissoras e à deposição das partículas no sistema respiratório.

1.3 Organização da dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em cinco capítulos, enumerados e descritos de seguida.

No primeiro capítulo, Introdução, é feito o enquadramento do tema e são apresentados os objetivos, o âmbito e a estrutura da dissertação.

No segundo capítulo, Estado da Arte, é apresentada a revisão bibliográfica relevante para a temática em estudo, de forma a enquadrar a teoria de suporte para a melhor compreensão deste trabalho. Este capítulo divide-se em quatro subcapítulos focados na poluição atmosférica, nas partículas atmosféricas, nos impactes dos aeroportos na QA e nos efeitos da pandemia de COVID-19 na QA.

No terceiro capítulo, Método, são descritos todos os procedimentos efetuados durante a realização da parte experimental deste trabalho. Este capítulo encontra-se dividido em três subcapítulos que, detalhadamente, caracterizam a área de estudo e descrevem as técnicas de medição e amostragem adotadas, tal como as técnicas de análise dos dados adquiridos.

No quarto capítulo, Resultados e Discussão, são apresentados, analisados, interpretados e discutidos os resultados obtidos na parte experimental deste trabalho. Este capítulo, inicialmente, aborda os efeitos do confinamento nos volumes de tráfego aéreo e rodoviário e, de seguida, aborda os poluentes atmosféricos estudados.

No quinto e último capítulo, Conclusões e Recomendações, é feita uma conclusão ao trabalho realizado, são apresentadas as suas limitações e são sugeridas recomendações para trabalhos futuros.

2 Estado da Arte

Este capítulo tem como objetivo introduzir de forma clara, objetiva e sucinta os conceitos relevantes para a realização desta dissertação. Num primeiro momento, é abordada a temática da poluição atmosférica, com especial destaque às partículas atmosféricas, o objeto de estudo desta dissertação. De seguida, é introduzida a problemática da QA nas áreas envolventes de aeroportos. Por fim, são apresentados os efeitos das medidas de confinamento, no âmbito do combate à pandemia de COVID-19, na QA e nas concentrações de partículas atmosféricas.

2.1 Poluição atmosférica

A atmosfera terrestre é constituída por uma espessa camada gasosa, maioritariamente composta por azoto (78%) e oxigénio (21%), contendo ainda outros gases em quantidades inferiores, como vapor de água, dióxido de carbono, gases nobres, entre outros (Gaffney & Marley, 2003). A atmosfera é composta por diferentes camadas, definidas de acordo com a variação da temperatura em função da altitude (Gaffney & Marley, 2003). É na camada inferior, a troposfera, que vivem os seres humanos, as plantas e os animais, sendo portanto onde ocorrem os processos biológicos, e onde ocorre a maioria dos fenómenos meteorológicos (EEA, 2013a). Para além da mistura de gases atmosféricos ser essencial à respiração, a atmosfera também é fundamental por oferecer proteção dos raios solares nocivos, possibilitar a existência do ciclo da água, permitir a propagação do som, entre as demais necessidades para a existência de vida na Terra, apenas possibilitadas pela atmosfera (Ahrens, 2008).

A composição da atmosfera encontra-se em constante mudança, porém, quando as suas características naturais são modificadas por agentes químicos, biológicos ou físicos, que afetam negativamente a saúde e o ambiente, está-se perante a existência de poluição atmosférica, sendo estes agentes denominados poluentes (EEA, 2013a; Pénard-Morand & Annesi-Maesano, 2004). Os poluentes atmosféricos podem ser emitidos por fontes naturais ou antropogénicas. Os principais fenómenos naturais que conduzem à libertação de poluentes para a atmosfera são as erupções vulcânicas, as tempestades de areia, os incêndios florestais, entre outros (EEA, 2013a). Por exemplo, no final do mês de março de 2021, uma massa de ar proveniente do norte de África transportou poeiras prejudiciais para a saúde humana, deteriorando a QA em Portugal Continental, o que levou a Direção-Geral da Saúde (DGS) a aconselhar a população mais vulnerável a permanecer em casa e a desaconselhar a prática de exercício físico ao ar livre (Público, 2021). Os poluentes emitidos por fontes antropogénicas provêm de fontes móveis, das quais se destaca o uso de combustíveis fósseis no setor dos transportes, ou fixas, tais como a agricultura, a indústria, a produção de energia, a incineração de resíduos, a queima de biomassa, entre outras (EEA, 2013a). As fontes antropogénicas são as mais problemáticas por emitirem elevados níveis de poluentes em áreas com maior exposição e potencial para prejudicar a saúde e o bem-estar da população (Godish, 2003). As emissões naturais são relativamente menos impactantes no ser humano, uma vez que os seus níveis de contaminantes são tipicamente reduzidos, as suas fontes encontram-se, geralmente, distantes dos aglomerados populacionais e os seus eventos mais graves são esporádicos (Godish, 2003).

Para além dos poluentes atmosféricos serem classificados relativamente às suas fontes emissoras, também são divididos tendo em conta o seu estado físico (sólidos, líquidos ou gasosos) e como se formaram. Os poluentes primários são aqueles que são formados por um processo e emitidos diretamente para a atmosfera, como, por exemplo, os gases emitidos por chaminés ou tubos de escape (WHO, 2005). Os principais poluentes primários são a matéria particulada (PM) primária, o carbono negro (BC), os óxidos de enxofre (SO_x), os óxidos de azoto (NO_x), incluindo o monóxido de azoto (NO) e o dióxido de azoto (NO₂), o amoníaco (NH₃), o monóxido de carbono (CO), o metano (CH₄), os compostos orgânicos voláteis não metanosos (NMVOCs), incluindo o benzeno (C₆H₆), alguns metais e os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), incluindo o benzo[a]pireno (BaP) (EEA, 2020). Por outro lado, os poluentes secundários são formados apenas na atmosfera, através de reações químicas envolvendo poluentes precursores e componentes naturais da atmosfera, como a luz, a água ou o oxigénio (WHO, 2005). O exemplo mais comum da formação de um poluente secundário é a reação entre óxidos de azoto e compostos orgânicos voláteis, mediada pela luz solar, que dá origem ao ozono (O₃) troposférico (EEA, 2020). Os principais poluentes secundários são a PM secundária, o ozono troposférico, o NO₂ secundário e diversos compostos orgânicos voláteis (VOCs) (EEA, 2020).

A poluição atmosférica não é somente influenciada pelas fontes e intensidades das emissões. A topografia, a meteorologia e o clima do local, nomeadamente, a pressão atmosférica, o vento e a temperatura, intervêm na dispersão e na transformação dos poluentes, variando as suas concentrações nas camadas inferiores da atmosfera (Pénard-Morand & Annesi-Maesano, 2004). A direção, a intensidade e a turbulência do vento, potenciadas por depressões atmosféricas, são os principais determinantes da dispersão de poluentes, enquanto a temperatura, a humidade e os raios solares são os determinantes mais influentes na transformação de poluentes (Pénard-Morand & Annesi-Maesano, 2004).

Enquanto a poluição de fontes naturais sempre existiu, a poluição antropogénica surgiu quando o Homem primitivo descobriu a utilidade do fogo para se aquecer e cozinhar (Autrup, 2010). Posteriormente, com a formação das primeiras cidades, onde tinha lugar a combustão de madeira e de carvão de baixa qualidade para aquecimento doméstico e produção industrial, houve uma consciencialização dos impactes da poluição atmosférica na saúde humana (Autrup, 2010). Contudo, essa consciencialização só se generalizou a partir da década de 1950, quando o “Grande Smog de Londres” provocou cerca de 4000 mortes em excesso (Pénard-Morand & Annesi-Maesano, 2004). Este foi um episódio de poluição em que a inversão térmica da atmosfera aprisionou elevadas concentrações de PM e SO₂, provenientes da combustão de carvão rico em enxofre (Autrup, 2010; Gaffney & Marley, 2003). Este episódio impulsionou a investigação e a legislação da poluição atmosférica moderna, o que, aliado ao desenvolvimento tecnológico, resultou numa melhoria substancial e gradual da QA na Europa (EEA, 2013a). De facto, nos países desenvolvidos, os efeitos de curto prazo da exposição esporádica a concentrações elevadas de poluentes deixaram de ser a principal fonte de preocupação, dando lugar à preocupação causada pelos efeitos de longo prazo da exposição crónica a concentrações inferiores de poluentes (Pénard-Morand & Annesi-Maesano, 2004). No entanto, episódios como o “Grande Smog de Londres” continuam a ocorrer em países de baixo e médio rendimento com elevadas

concentrações diárias de poluentes, onde se estima que ocorram 91% de mortes prematuras causadas pela exposição à poluição atmosférica (Autrup, 2010; WHO, 2018).

Para além dos efeitos dos poluentes atmosféricos na saúde humana dependerem das suas concentrações e dos tempos de exposição, estes dependem também da suscetibilidade dos indivíduos expostos. Crianças, idosos, grávidas e pessoas com problemas cardíacos ou respiratórios são mais vulneráveis aos seus efeitos nocivos (Pénard-Morand & Annesi-Maesano, 2004). Os principais problemas de saúde que advêm da exposição a doses excessivas de poluentes atmosféricos são os Acidentes Vasculares Cerebrais (AVC), doenças cardíacas, cancro do pulmão e doenças respiratórias agudas e crónicas, que se traduzem em cerca de 4.2 milhões de mortes prematuras anuais (WHO, 2018). Para além dos efeitos na saúde humana, a poluição atmosférica também impacta severamente o meio ambiente. O aquecimento global, as chuvas ácidas, a eutrofização de corpos de água, a acidificação dos solos e dos oceanos, a deterioração de materiais e de património construído, as perdas de colheitas agrícolas e a redução de visibilidade são alguns dos efeitos nefastos no planeta (EEA, 2020). Apesar do esforço europeu para enfrentar este problema ter vindo a ser bem-sucedido, cerca de 91% da população mundial ainda vive em locais onde os níveis de poluentes impostos pelas diretrizes de QA da Organização Mundial de Saúde (WHO) não são respeitados (WHO, 2018). Parte desta exposição excessiva deve-se ao facto de a poluição atmosférica não reconhecer fronteiras. Os efeitos dos poluentes emitidos num determinado local podem ser sentidos noutra região ou continente, devido à ação do vento (EEA, 2013a). Assim, torna-se claro que somente através da cooperação internacional na adoção de políticas eficazes e sustentáveis se poderá solucionar este problema, de modo a reduzir a morbilidade e a mortalidade e a melhorar a qualidade de vida em todo o planeta (EEA, 2013a).

2.2 Matéria particulada

O termo PM refere-se à mistura de partículas sólidas ou gotículas líquidas em suspensão na atmosfera, cujas dimensões variam desde alguns nanómetros (nm) a centenas de micrómetros (μm) (Alves, 2005; Harrison, 2020). Ao conjunto da matéria particulada em suspensão e do ar dá-se a designação de aerossol atmosférico (Alves, 2005). Estas partículas, provenientes de diversas fontes, apresentam características físicas e composição química variáveis, e, conseqüentemente, diferentes efeitos na saúde e no ambiente. É com base na sua dimensão, especificamente, no seu diâmetro aerodinâmico (DA), que são tipicamente classificadas, uma vez que é a dimensão que determina o local de deposição no sistema respiratório e, também, os processos de transporte, transformação e remoção na atmosfera (WHO, 2005). O DA de uma partícula equivale ao diâmetro de uma esfera de densidade unitária ($\rho = 1 \text{ g/cm}^3$) cuja velocidade de sedimentação no ar é igual à da partícula em questão (WHO, 2005).

A PM é um dos principais poluentes monitorizados nas redes de monitorização da QA em todo o mundo, não só por ser o poluente que causa o maior impacto na saúde pública, mas também por afetar o clima ao absorver e refletir a radiação solar incidente (Alves, 2005; Harrison, 2020). Para fins de monitorização e regulamentação, a PM é dividida em duas frações com implicações distintas para a saúde humana. Uma delas é a $\text{PM}_{2.5}$, que engloba todas as partículas cujo DA é igual ou inferior a $2.5 \mu\text{m}$ (WHO, 2005). A outra é a PM_{10} , que contém todas as partículas com DA igual ou inferior a

10 µm, ou seja, inclui a PM_{2.5}, também conhecida como fração fina, e a fração grosseira, que engloba todas as partículas com DA compreendido entre 2.5-10 µm (WHO, 2005). Enquanto a fração grosseira é composta por partículas inaláveis capazes de penetrar no sistema respiratório até à região torácica, a fração fina pode mesmo depositar-se nos alvéolos pulmonares, sendo a mais prejudicial das duas (WHO, 2005). Pode-se ainda definir uma outra fração de PM composta pelas partículas ultrafinas (UFP), cujo DA é igual ou inferior a 0.1 µm (100 nm) (WHO, 2005). Devido às suas dimensões reduzidas, as UFP podem penetrar a barreira alvéolo-capilar e ser distribuídas pelo corpo através do sistema circulatório (Kwon et al., 2020).

A PM é um poluente de enorme complexidade porque, para além da sua forma e dimensão, a sua composição química também é bastante variável, contrariamente ao que sucede nos poluentes gasosos, cujas propriedades físicas e químicas não são alteradas no tempo nem no espaço (Harrison, 2020). Alguns dos principais constituintes químicos da PM são sulfatos, nitratos, amónio, sódio, cloreto, carbono orgânico, BC, metais e água (Seinfeld & Pandis, 2006). Estes constituintes variam em função da origem e dos processos físicos e químicos que a PM sofre na atmosfera (Godish, 2003). Além disto, a gama de dimensão em que determinada partícula se insere também influencia a sua composição química, devido a certas gamas serem características de determinada fonte emissora ou processo de transformação (Godish, 2003). Por conseguinte, a complexidade da PM tem concentrado um importante e necessário foco científico, ao longo das últimas décadas, para clarificar as suas fontes, transformações e impactes, a fim de se melhor compreender e eficazmente mitigar este poluente nefasto (Alves, 2005).

2.2.1 Emissões, formação e remoção da matéria particulada

Tal como os poluentes gasosos, a PM primária é emitida diretamente por fontes naturais ou antropogénicas. Uma vez na atmosfera, através da nucleação e condensação de alguns gases, dá-se origem à PM secundária (Alves, 2005). Eventualmente, no final do seu ciclo de vida, a PM é removida da atmosfera por deposição seca ou deposição húmida (Seinfeld & Pandis, 2006).

2.2.1.1 Emissões de PM primária

As fontes naturais de PM mais significantes incluem poeiras do solo, atividade vulcânica, incêndios florestais, *spray* marinho e fontes biogénicas, como, por exemplo, componentes vegetais ou matéria microbiana (Alves, 2005). No que diz respeito à PM de origem antropogénica, as suas fontes mais relevantes compreendem o tráfego rodoviário, desde a combustão de gasolina ou gasóleo no motor à abrasão dos travões e pneus e à ressuspensão de partículas no pavimento, tráfego marítimo, combustão de carvão, petróleo e biomassa para aquecimento ou nas indústrias de energia e metalurgia, atividade agrícola, construção, incineração de resíduos, entre outras (Alves, 2005; Guevara, 2016).

Grande parte das fontes de PM primária é responsável pela generalidade das emissões da fração grosseira. Esta fração é gerada pela interrupção mecânica de partículas sólidas de dimensões superiores, ressuspensão de poeiras, material biogénico e evaporação do *spray* marinho (WHO, 2005; Wilson & Suh, 1997). Na sua composição, as partículas grosseiras apresentam as espécies químicas

características dos materiais que as originaram, desde elementos minerais da crosta terrestre (Si, Al, Ti, Fe e CaCO_3) a sais marinhos (Na, Cl e Mg) (Guevara, 2016; Wilson & Suh, 1997).

Contudo, nem toda a PM primária integra a fração grosseira. As emissões de processos de elevada temperatura, como a queima de biomassa e a combustão em veículos ou em processos industriais, são compostas por partículas finas e, também, UFP, constituídas por BC, carbono orgânico (OC), PAHs e diversos metais (Guevara, 2016).

2.2.1.2 Formação de PM secundária

Na atmosfera, ocorrem processos químicos entre gases, partículas, água e vapor, que originam PM secundária (Godish, 2003). Os processos que conduzem à formação deste tipo de poluente são a conversão gás-partícula e a condensação de compostos gasosos em partículas pré-existentes, sendo os principais gases precursores NO_x , SO_x , NH_3 e VOCs (Guevara, 2016). Consequentemente, a PM secundária é tipicamente composta por nitrato, sulfato, amônio e diversos compostos orgânicos (WHO, 2005).

No extremo inferior do espectro de dimensões da PM encontram-se as UFP. Estas partículas são responsáveis por grande parte da concentração numérica de PM na atmosfera, porém, o seu peso na concentração mássica total de PM é bastante reduzida, devido às suas ínfimas dimensões (Seinfeld & Pandis, 2006). Considerando a dimensão e o processo de formação, as UFP são divididas em dois modos: modo nucleação e modo *Aitken* (Seinfeld & Pandis, 2006). As partículas pertencentes ao modo nucleação apresentam um DA máximo de 10 nm e são formadas através da condensação de vapores quentes durante processos de combustão (emissão primária) ou através da nucleação de espécies atmosféricas, podendo posteriormente coagular, originando novas partículas (Seinfeld & Pandis, 2006). O DA das partículas do modo *Aitken* é superior a 10 nm e inferior a 100 nm (Seinfeld & Pandis, 2006). Estas partículas também são formadas na atmosfera pela coagulação, pela conversão de gases a partículas ou pela condensação de vapores quentes supersaturados durante processos de combustão (emissão primária) (Godish, 2003).

No intervalo de dimensões subsequente, situam-se as partículas finas com DA compreendido entre 100 nm e 2.5 μm . Este intervalo, também conhecido como modo acumulação, contabiliza a maioria da área superficial da PM total e uma parte substancial da sua massa (Seinfeld & Pandis, 2006). As partículas secundárias pertencentes a este modo são originadas pela coagulação de UFP de ambos os modos e pela condensação de vapores em partículas existentes, causando o seu crescimento (Seinfeld & Pandis, 2006). A eficiência da coagulação aumenta com o número de partículas e a eficiência da condensação aumenta com a área superficial das mesmas, portanto, à medida que as partículas crescem, as eficiências dos seus processos de formação diminuem, fazendo com que se acumulem nesta fração de DA e impedindo que se tornem partículas grosseiras (WHO, 2005).

Apesar das partículas grosseiras provirem predominantemente de emissões primárias, também podem ser originadas por reações entre partículas grosseiras existentes e gases na atmosfera (Wilson & Suh, 1997). Por exemplo, os gases SO_2 e HNO_3 podem reagir com partículas grosseiras compostas por CaCO_3 ou NaCl e formar sais secundários (Wilson & Suh, 1997).

2.2.1.3 Remoção de PM

Eventualmente, a PM é removida da atmosfera através da sedimentação gravítica na superfície terrestre (deposição seca) ou através da integração de gotículas durante a formação de precipitação (deposição húmida) (Seinfeld & Pandis, 2006). A fração grosseira tem uma velocidade de sedimentação suficientemente rápida para sedimentar em algumas horas e ter um impacto apenas local (excetuando o caso das poeiras transportadas pelo vento, que percorrem milhares de quilómetros antes de sedimentarem) (Guevara, 2016; Seinfeld & Pandis, 2006). Pelo contrário, por ter uma velocidade de sedimentação muito reduzida, a fração fina pode permanecer na atmosfera por várias semanas e ser transportada milhares de quilómetros, sendo principalmente removida mediante a deposição húmida (Guevara, 2016; Seinfeld & Pandis, 2006). É precisamente por esta fração (modo acumulação) contar com os mecanismos de remoção menos eficientes que tende a acumular-se na atmosfera (Seinfeld & Pandis, 2006). O tempo de residência das UFP na atmosfera, geralmente, varia de alguns minutos a algumas horas, por prontamente coagularem e crescerem, tornando-se partículas finas (Guevara, 2016).

2.2.2 Carbono negro

O BC é um dos constituintes da fração fina dos aerossóis carbonosos (EEA, 2013b). Estas partículas são compostas por cadeias de átomos de carbono cuja estrutura microcristalina se assemelha à da grafite (Alves, 2005). Este poluente é formado em processos de combustão incompleta de combustíveis fósseis, biomassa e biocombustíveis (EEA, 2013b). O seu tempo de residência na atmosfera varia, em média, entre 4-12 dias, que, apesar de ser um período relativamente curto, é suficiente para causar impactos significantes na saúde humana e no ambiente (Climate & Clean Air Coalition, 2018).

As fontes mais relevantes de BC são as fontes móveis, particularmente os veículos a gasóleo, o aquecimento residencial, especialmente a queima de biomassa como carvão e madeira, e a queima de biomassa a céu aberto, incluindo os incêndios florestais e a queima de resíduos agrícolas (EEA, 2013b). Com a crescente regulamentação da QA e a implementação das melhores tecnologias disponíveis nos países desenvolvidos, as emissões de BC têm vindo a diminuir ao longo das últimas décadas (Climate & Clean Air Coalition, 2018; Guevara, 2016). Contudo, nos países em desenvolvimento em que a QA não é regulamentada, a tendência das emissões tem sido a contrária, principalmente devido à queima de biomassa a céu aberto e à combustão residencial de combustíveis sólidos (Climate & Clean Air Coalition, 2018).

O BC é um dos poluentes que, para além de ser prejudicial para a saúde humana, também contribui para as alterações climáticas (EEA, 2013b). Aliado aos restantes constituintes da $PM_{2.5}$, o BC é responsável por causar ataques cardíacos, AVC, doenças respiratórias crónicas e a morte prematura de adultos com doenças cardíacas e pulmonares, além da morte prematura de crianças por infeções respiratórias agudas (Climate & Clean Air Coalition, 2018). Não obstante, os efeitos do BC são mais notórios no clima. Apesar do seu tempo de residência na atmosfera curto, vários estudos sugerem que o BC seja, provavelmente, o segundo poluente que mais contribui para o aquecimento global, a seguir ao CO_2 (EEA, 2013b). De notar que, por unidade de massa, o impacto do BC nas alterações climáticas é 460-1500 vezes superior ao do CO_2 (Climate & Clean Air Coalition, 2018). Isto deve-se à sua elevada

taxa de absorção de radiação solar, convertida em calor, e ao seu impacto na redução do albedo da Terra (EEA, 2013b). O BC afeta ainda a formação de nuvens e os padrões de precipitação regionais, para além de acelerar o degelo de regiões glaciais, ao absorver radiação solar e aquecer a superfície, quando depositado em neve ou gelo (Climate & Clean Air Coalition, 2018; EEA, 2013b). A redução da radiação solar incidente na superfície terrestre e a alteração dos padrões de precipitação afetam indiretamente a saúde de diversos ecossistemas e a produtividade agrícola (Climate & Clean Air Coalition, 2018).

2.2.3 Impactes negativos da matéria particulada

2.2.3.1 Impactes na saúde humana

Atualmente, os impactes negativos da exposição à poluição atmosférica na saúde humana estão bem documentados pela comunidade científica (EEA, 2020). Nomeadamente, a exposição a concentrações elevadas de PM₁₀ e PM_{2.5} está intimamente ligada ao aumento da mortalidade e da morbilidade (WHO, 2018). Os efeitos adversos da PM_{2.5} na saúde humana são sentidos mesmo em concentrações reduzidas (WHO, 2018). Enquanto se estima que um incremento de 10 µg/m³ na concentração atmosférica de PM₁₀ cause um aumento de 0.2-0.6% na mortalidade, um incremento igual na concentração mássica de PM_{2.5} aumenta a mortalidade em 6-13% (WHO, 2013). De acordo com o relatório da QA de 2020 da Agência Europeia do Ambiente (EEA), no ano de 2018, em Portugal, 4900 pessoas morreram prematuramente e foram perdidos 53000 anos de vida devido à inalação de concentrações elevadas de PM_{2.5} (EEA, 2020). No mesmo período, pelo mesmo motivo, morreram prematuramente 379000 pessoas e perderam-se 4381000 anos de vida, no total dos Estados-membros da União Europeia (UE) (EEA, 2020).

Os impactes da PM na saúde humana são influenciados pelas suas propriedades físicas, particularmente pelo seu tamanho, uma vez que é esta a característica que, para além da eficiência dos mecanismos de defesa das vias aéreas, define o potencial de penetração das partículas inaladas no sistema respiratório (D'Amato et al., 2010; Jang, 2012; Ristovski et al., 2012). Tal como se pode constatar na Figura 1, as partículas da fração grosseira depositam-se nas vias aéreas superiores, de onde são removidas ao tossir, cuspir ou engolir (Jang, 2012). Contudo, as partículas da fração grosseira com DA inferior a 5 µm podem penetrar nos brônquios (Jang, 2012). As partículas da fração fina penetram mais fundo no sistema respiratório, podendo depositar-se nos alvéolos pulmonares (partículas inaláveis) (Figura 1) (Guarieiro & Guarieiro, 2013; Jang, 2012). Se estas partículas forem solúveis em água, entram na corrente sanguínea através da rede de capilares, caso contrário, permanecem nos pulmões por extensos períodos de tempo (Jang, 2012). As UFP são uma fração das partículas inaláveis que também entra na corrente sanguínea (Figura 1) (Guarieiro & Guarieiro, 2013). Estas partículas podem ainda entrar no corpo humano por penetração dérmica (Albuquerque et al., 2012). Devido às suas dimensões mais reduzidas, as UFP apresentam uma área superficial específica superior, o que lhes confere um maior potencial para adsorver poluentes atmosféricos tóxicos (Sioutas et al., 2005). Além disso, o movimento livre das UFP através das membranas celulares amplifica o seu potencial tóxico, uma vez que possibilita que danifiquem proteínas e organelos intracelulares e, também, o DNA nuclear (Geiser et al., 2005).

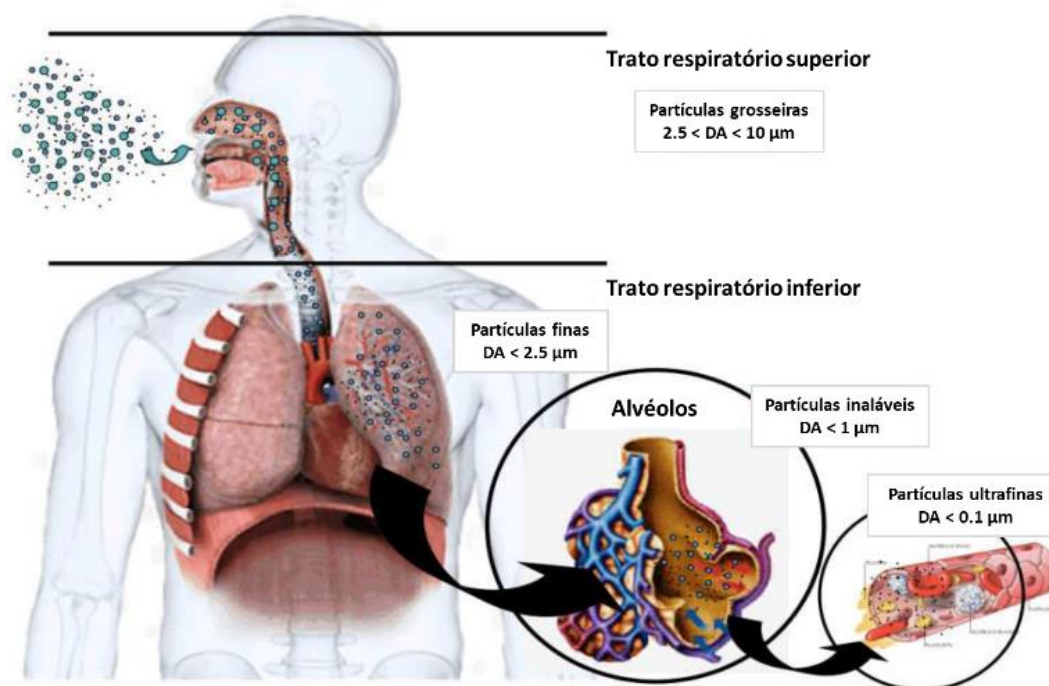


Figura 1 - Representação dos locais de deposição das diferentes dimensões de PM no sistema respiratório humano.

Fonte: Adaptado de Guarieiro & Guarieiro, 2013.

Os efeitos adversos na saúde humana causados pela inalação de PM concentram-se principalmente nos pulmões e no coração (EPA, 2021). A gravidade dos efeitos é diretamente proporcional ao tempo de exposição às partículas e inversamente proporcional ao tamanho das mesmas, sendo que a mortalidade está particularmente associada à exposição a $PM_{2.5}$ a longo prazo (WHO, 2013). Os efeitos mais comuns incluem a morte prematura de pessoas com doenças cardiovasculares ou respiratórias, cancro do pulmão, ataques cardíacos, arritmias cardíacas, agravamento da asma, irritação das vias respiratórias, tosse, falta de ar, entre outros (EPA, 2021; WHO, 2013). Estima-se que, globalmente, aproximadamente 3% das mortes por paragens cardiorrespiratórias e 5% das mortes por cancro do pulmão são atribuídas à exposição a PM (WHO, 2013). Os grupos de pessoas mais suscetíveis a ser afetados pela exposição a este tipo de poluente são os doentes cardíacos e pulmonares, as crianças e os idosos, principalmente se residirem em ambientes urbanos, uma vez que estes meios apresentam as concentrações de $PM_{2.5}$ mais elevadas (EPA, 2021; Ristovski et al., 2012).

2.2.3.2 Impactes no meio ambiente

Para além dos seus efeitos adversos na saúde humana, a poluição por PM também afeta severamente o clima e a saúde ambiental. Dependendo da sua composição e do seu transporte pelo vento, as partículas podem causar o aquecimento ou o arrefecimento do clima a uma escala local ou global (EEA, 2013a). Quando a PM é constituída por BC, esta apresenta uma cor mais escura, o que resulta na absorção da radiação solar e no aquecimento da atmosfera, porém, quando os seus constituintes são compostos de enxofre ou azoto, a cor das partículas é mais clara, conduzindo à reflexão da radiação solar e ao arrefecimento da atmosfera (EEA, 2013a). Ademais, a PM também afeta o clima ao condicionar a formação de nuvens, alterando os padrões de precipitação (EEA, 2013a). Ainda em

suspensão, as partículas finas são uma das principais causas da redução da visibilidade, tanto em áreas urbanas como naturais, na forma de *smog* ou névoa (EPA, 2021; Godish, 2003). Uma vez sedimentadas, dependendo da sua composição química, as partículas podem causar a acidificação e alterar o equilíbrio de nutrientes em corpos de água, esgotar os nutrientes do solo, danificar florestas e plantações agrícolas sensíveis, afetar a diversidade dos ecossistemas e, ainda, contribuir para os efeitos das chuvas ácidas (EPA, 2021). Tal como a chuva ácida, a PM, ao depositar-se, pode manchar e danificar diversos materiais e estruturas, como estátuas e monumentos (EPA, 2021).

2.2.4 Legislação e Diretrizes de Qualidade do Ar

De forma a contrariar a tendência crescente das emissões de PM e dos seus gases precursores, com o objetivo de evitar ou reduzir os seus impactos negativos na saúde humana e ambiental, estas emissões, tal como as concentrações dos referidos poluentes na atmosfera, têm vindo a ser alvo de leis sucessivamente mais restritivas, ao longo das últimas décadas. A par disso, a monitorização eficiente da QA permite que sejam tomadas medidas de gestão com vista à sua melhoria e medidas preventivas quando são registadas excedências dos valores limite das concentrações dos diversos poluentes atmosféricos (CCDR LVT, 2016).

Atendendo à melhoria da QA ambiente na Europa, foi elaborada a Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio, transposta para a legislação portuguesa no Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, posteriormente alterado pelo Decreto-Lei n.º 43/2015, de 27 de março e pelo Decreto-Lei n.º 47/2017, de 10 de maio (APA, 2021). Em setembro de 2021, a Organização Mundial de Saúde (WHO) atualizou as suas Diretrizes de Qualidade do Ar (DQA) que funcionam como uma referência internacional, guiando as legislações em todo o mundo em direção a valores limite de concentrações de poluentes que reduzam as consequências na saúde causados pela exposição aos mesmos (Krzyzanowski & Cohen, 2008). Na Tabela 1, encontram-se representados os valores limite das concentrações de PM₁₀ e PM_{2.5} na atmosfera, de acordo com o Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro e com as DQA da WHO.

Tabela 1 - Valores limite para as concentrações atmosféricas de PM₁₀ e PM_{2.5}.

Poluente	Período de referência	Valor das DQA da WHO	Valor limite do Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro
PM ₁₀	1 dia	45 µg/m ³	50 µg/m ³ (a não exceder mais de 35 vezes em cada ano civil)
	Ano civil	15 µg/m ³	40 µg/m ³
PM _{2.5}	1 dia	15 µg/m ³	-
	Ano civil	5 µg/m ³	20 µg/m ³

Fonte: Adaptado de APA, 2021b; WHO, 2021.

2.3 Impactes dos aeroportos na qualidade do ar

O setor da aviação acarreta diversos benefícios sociais e económicos, desde o transporte de mercadorias e de passageiros à empregabilidade de milhões de pessoas (EEA, 2018). No entanto, a crescente procura dentro deste setor está a aumentar as pressões exercidas sobre o meio ambiente e

o clima, nomeadamente sob a forma de emissões de gases e partículas que provocam o aquecimento global e deterioram a QA (EEA, 2018). O aumento na procura tem sido tal que o número de passageiros de transporte aéreo triplicou desde 1990 e é esperado que aumente ainda mais no futuro (EEA, 2018). No AL, entre 2010 e 2019, o número de passageiros aumentou 122% (PORDATA, 2020). Os principais motivos por trás deste aumento são a globalização do comércio, o crescimento económico, a isenção de impostos nos combustíveis usados em voos internacionais, o aumento da concorrência e a redução dos preços pelas companhias aéreas de baixo custo (EEA, 2018).

Os poluentes atmosféricos originários dos aeroportos provêm de diversas fontes para além dos motores das aeronaves. Algumas das outras fontes relevantes relacionam-se com o manuseamento das aeronaves dentro dos aeroportos e são: os equipamentos de apoio em terra necessários para manobrar as aeronaves, como rebocadores, empilhadoras, tratores e carregadores de carga; o tráfego de veículos de serviço e máquinas dentro do perímetro do aeroporto, como camiões, carros, carrinhas e autocarros; a evaporação de combustível durante as operações de abastecimento das aeronaves; e a adição de substâncias anticongelantes às aeronaves e ao seu combustível (ICAO, 2016). Os aeroportos também contam com fontes estacionárias de poluentes relacionadas com infraestruturas, como a geração de energia, a manutenção (lavagem, pintura e reparação) do aeroporto, das pistas e das aeronaves, o armazenamento e distribuição de combustível e as atividades de construção (ICAO, 2016). É ainda uma fonte relevante de poluentes atmosféricos o tráfego rodoviário associado aos aeroportos nas respetivas estradas de acesso (ICAO, 2016).

Ao contrário dos poluentes emitidos pelas fontes localizadas dentro e na periferia dos aeroportos, aqueles que são emitidos pelos motores das aeronaves são emitidos ao longo de milhares de quilómetros e a uma variedade de altitudes durante os voos (ICAO, 2016). Isto confere-lhes um maior potencial para deteriorar a QA às escalas local, regional e global, apresentando potenciais riscos para a saúde pública e para o meio ambiente (ICAO, 2016). Dos poluentes que são emitidos pelos motores das aeronaves, aqueles que se destacam são o CO₂, os NO_x, os VOCs (incluindo NMVOCs e hidrocarbonetos), os SO_x, o CO e a PM (EASA et al., 2019; ICAO, 2016). Durante 1 h de voo de um típico avião a jato de dois motores com 150 passageiros a bordo, utilizando 2700 kg de querosene como combustível, são emitidos 8500 kg de CO₂, 3300 kg de vapor de água, 30 kg de NO_x, 2.5 kg de SO₂, 2 kg de CO, 0.4 kg de hidrocarbonetos e 0.1 kg de PM (EASA et al., 2019).

Estima-se que as emissões abaixo de 915 m de altitude (altitude média de mistura atmosférica) são as que apresentam potenciais efeitos na QA local, sendo que este potencial aumenta com a proximidade ao solo (ICAO, 2016). Abaixo desta altitude, dá-se o ciclo de aterragem e descolagem, que é composto por diferentes fases de operação, identificadas na Figura 2. No ciclo de aterragem dá-se a aproximação à pista e, posteriormente, o táxi após a aterragem (ICAO, 2016). O ciclo de descolagem inicia-se com o táxi antes da descolagem e segue com a descolagem e a subida (ICAO, 2016).

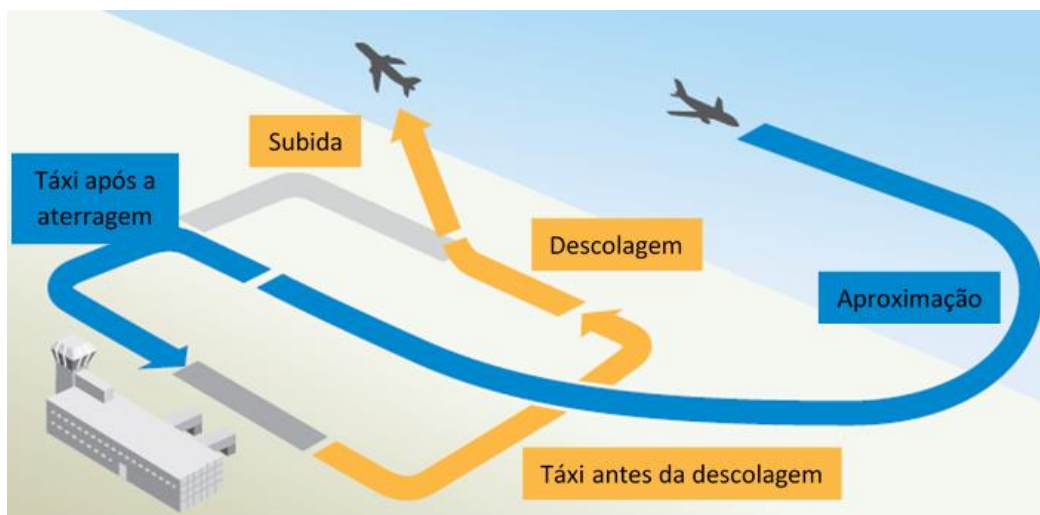


Figura 2 - Fases de operação durante o ciclo de aterragem e decolagem.
 Fonte: Adaptado de EASA et al., 2019.

Na Tabela 2, encontram-se expostas as fases de operação durante o ciclo de aterragem e decolagem, que são definidas pelas suas durações e pela potência exigida dos motores da aeronave (ICAO, 2016). As emissões durante este ciclo são proporcionais à potência exigida dos motores da aeronave. Além disso, quando a potência dos motores é baixa, o principal poluente emitido é combustível não queimado, enquanto com potências maiores, o poluente dominante é PM composta por BC (Psanis et al., 2017).

Tabela 2 - Duração e potência exigida dos motores da aeronave das diferentes fases de operação durante o ciclo de aterragem e decolagem.

Fase de operação	Tempo na fase de operação (min)	Potência exigida dos motores da aeronave (%)
Aproximação	4	30
Táxi após a aterragem	7	7
Táxi antes da decolagem	19	7
Decolagem	0.7	100
Subida	2.2	85

Fonte: Adaptado de ICAO, 2016.

Diversos estudos desenvolvidos pela comunidade científica denotam que as concentrações de poluentes nas áreas envolventes dos aeroportos são mais influenciadas pelos ciclos de decolagem do que pelos ciclos de aterragem, algo que é expectável uma vez que é nos ciclos de decolagem que é exigida uma maior potência aos motores das aeronaves (Dodson et al., 2009; Lopes et al., 2019). A direção do vento é um dos fatores meteorológicos que mais influencia as concentrações de poluentes registadas a jusante dos aeroportos. Num estudo elaborado por Keuken et al. (2015), a concentração numérica de partículas registada quando o local de amostragem se encontrava a jusante do Aeroporto de Amesterdão Schiphol é aproximadamente três vezes superior às concentrações registadas sob diferentes direções do vento (Keuken et al., 2015). Já Hudda et al. (2014), constataram que as concentrações numéricas de partículas medidas a 16 km a jusante do Aeroporto Internacional de Los

Angeles duplicavam, enquanto as concentrações medidas a 8-10 km a jusante do mesmo aeroporto quadruplicavam ou quintuplicavam, face às concentrações medidas sob diferentes direções do vento (Hudda et al., 2014). Os resultados obtidos neste estudo sugerem ainda que as emissões de partículas atmosféricas do Aeroporto Internacional de Los Angeles apresentam a mesma magnitude que toda a rede de autoestradas urbanas da cidade (Hudda et al., 2014). Noutro estudo elaborado por Shirmohammadi et al. (2017), a contribuição do Aeroporto Internacional de Los Angeles para as concentrações numéricas de partículas e concentrações mássicas de BC verificadas na sua zona de impacto, uma área de aproximadamente 100 km² a jusante do aeroporto, foram, respetivamente, 11 e 2.5 vezes superiores à contribuição das três autoestradas circundantes (Shirmohammadi et al., 2017). Os resultados obtidos por estes estudos revelam o impacto severo que os aeroportos exercem nas concentrações atmosféricas de poluentes, especialmente, nas suas zonas de influência, muitas vezes localizadas em centros urbanos com elevada densidade populacional.

2.4 Efeitos do confinamento devido à pandemia de COVID-19 na qualidade do ar

Em dezembro de 2019, em Wuhan, na China, foi identificado pela primeira vez em humanos o novo coronavírus, o SARS-CoV-2 (WHO, 2020). A COVID-19 é a doença provocada pela infeção com o referido vírus. Na maioria dos casos, os indivíduos infetados recuperam da doença sem necessitar de tratamentos hospitalares, porém, nos casos mais graves, podem ocorrer complicações como pneumonia, insuficiência respiratória, síndrome respiratória aguda grave, septicémia, choque séptico e insuficiência de múltiplos órgãos, podendo, porventura, resultar na morte do indivíduo infetado (WHO, 2020). A COVID-19 é transmitida por pessoas infetadas pelo SARS-CoV-2, através de gotículas libertadas pelo nariz ou pela boca, que ao atingirem o nariz, a boca ou os olhos de outras pessoas, direta ou indiretamente, propagam o vírus pela população (DGS, 2021). Por ser altamente contagioso e pela globalização que se vive, o vírus propagou-se rapidamente pelo planeta, afetando praticamente todos os países, levando à elevação da epidemia a pandemia. De modo a evitar o agravamento da situação pandémica, antes de esta poder ser combatida através da vacinação, cada país teve de adotar medidas que mitigassem a transmissão do vírus entre os seus habitantes e, também, de e para outros países. Por exemplo, algumas das medidas tomadas por diversos países, inclusive por Portugal, a meados do mês de Março de 2020, passaram pela imposição de confinamentos e recolhimentos obrigatórios, adoção do teletrabalho e do ensino à distância, encerramento de estabelecimentos comerciais, proibição de eventos culturais e desportivos, encerramento de fronteiras terrestres e suspensão de voos internacionais, entre outras (XXII Governo da República Portuguesa, 2021). A adoção destas medidas, na maioria dos países europeus, resultou no encerramento e na redução de diversas atividades económicas e industriais e, também, na queda da utilização de meios de transporte, o que conduziu a reduções significantes nas emissões de poluentes atmosféricos e, consequentemente, nas concentrações dos mesmos (EEA, 2020).

As quedas das concentrações de variados poluentes atmosféricos registadas por toda a Europa, durante a primavera de 2020, não foram inteiramente devidas aos efeitos do confinamento. A meteorologia desempenha um papel-chave no transporte, dispersão, transformação química e

deposição dos poluentes, afetando as suas concentrações e a sua variabilidade anual (EEA, 2020). O impacto da variabilidade meteorológica nas concentrações de poluentes é especialmente significativa nas primeiras semanas dos anos civis, quando, tipicamente, ocorrem inversões térmicas da atmosfera, que favorecem a acumulação dos poluentes na baixa atmosfera (EEA, 2020). Segundo a EEA, para se estimar o efeito exclusivo do confinamento nas concentrações dos poluentes atmosféricos, as concentrações medidas *in situ* de NO₂ e de PM₁₀ foram combinadas com um modelo estatístico utilizado para prever as concentrações medidas nas mesmas estações de monitorização, tendo em conta a variabilidade meteorológica (EEA, 2020). Para extrapolar estas concentrações pontuais à maioria do continente europeu e, assim, gerar um gradiente de poluentes, os dados foram combinados com múltiplos modelos de transporte químico, servidos por um inventário de emissões ajustado para o período de confinamento, que estima as reduções na atividade industrial, no transporte rodoviário e na aviação (EEA, 2020).

As concentrações atmosféricas de NO₂, um dos gases precursores da PM, foram as que sofreram a maior redução, principalmente em áreas urbanas e estradas principais, o que se deve ao transporte rodoviário ser o principal contribuidor para as concentrações urbanas deste poluente (Guevara et al., 2021). As reduções relativas nas concentrações de NO₂, representadas na Figura 3, foram estimadas através da comparação, para abril de 2020, entre os conjuntos de resultados das simulações com as emissões estimadas no cenário de confinamento e das simulações com as emissões estimadas no cenário de normalidade, ou seja, se o confinamento não tivesse acontecido (EEA, 2020). As reduções relativas mais notáveis foram verificadas em áreas urbanas com elevada densidade populacional de Portugal, Espanha, França e Itália, países onde as medidas de confinamento foram mais severas (EEA, 2020). Enquanto a maior redução estimada, de cerca de 70%, ocorreu em estações de tráfego em Espanha e Itália, as reduções em três estações de Lisboa variaram entre 46-61% (EEA, 2020). Nas concentrações de fundo, a redução máxima estimada foi de cerca de 60% (EEA, 2020). Por outro lado, na Europa central e oriental, as reduções foram menores e, em algumas estações, foram mesmo verificados aumentos relativos nas concentrações de NO₂ (EEA, 2020).

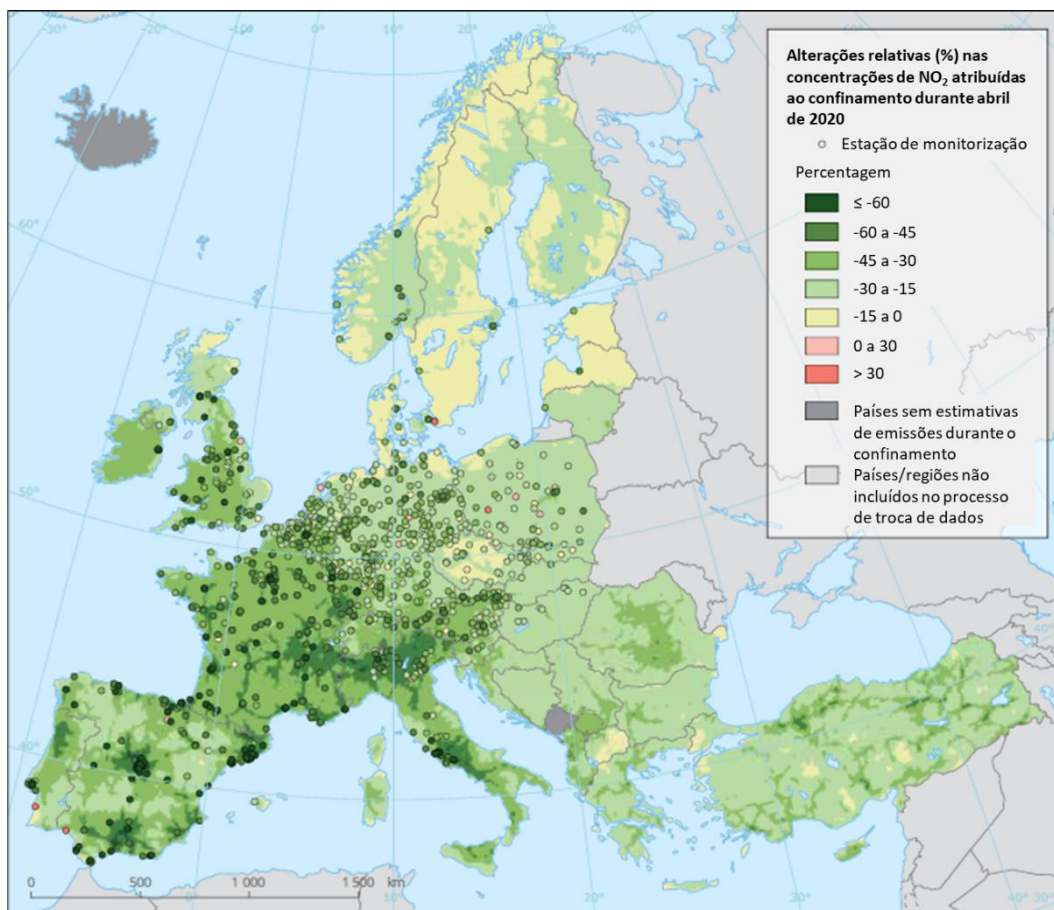


Figura 3 - Alterações relativas (%) nas concentrações de NO₂ atribuídas ao confinamento durante abril de 2020. Fonte: Adaptado de EEA, 2020.

Apesar de ser um poluente mais complexo e das suas estimativas serem mais incertas, foi realizada uma análise semelhante para a PM₁₀, para o mesmo período (EEA, 2020). Esta complexidade deve-se às suas concentrações não só serem influenciadas pelas emissões de partículas primárias de fontes antropogénicas e pela meteorologia, como também pelas emissões de fontes naturais, que são difíceis de prever e bastante variáveis de um ano para outro, e pelas emissões de gases precursores (EEA, 2020). Nas concentrações atmosféricas de PM₁₀ também foram identificadas reduções relativas, representadas na Figura 4, embora menos significantes que as reduções verificadas nas concentrações de NO₂ (EEA, 2020). A razão por trás disto é que, tal como para o NO₂, as emissões de partículas primárias do tráfego rodoviário e da indústria foram reduzidas, contudo, o confinamento poderá ter causado um aumento das emissões de partículas primárias da combustão doméstica de carvão ou madeira para aquecimento, além das emissões agrícolas de partículas primárias e de NH₃, um dos gases precursores da PM, provavelmente não terem sido afetadas (EEA, 2020). Mais uma vez, Espanha e Itália registaram as maiores reduções relativas estimadas em estações de tráfego, respetivamente, de 40% e de 35% (EEA, 2020). Já as concentrações de fundo estimadas foram reduzidas em até 20% durante o confinamento (EEA, 2020). Todavia, também foram estimados alguns aumentos nas concentrações de PM₁₀ em algumas áreas localizadas (EEA, 2020).

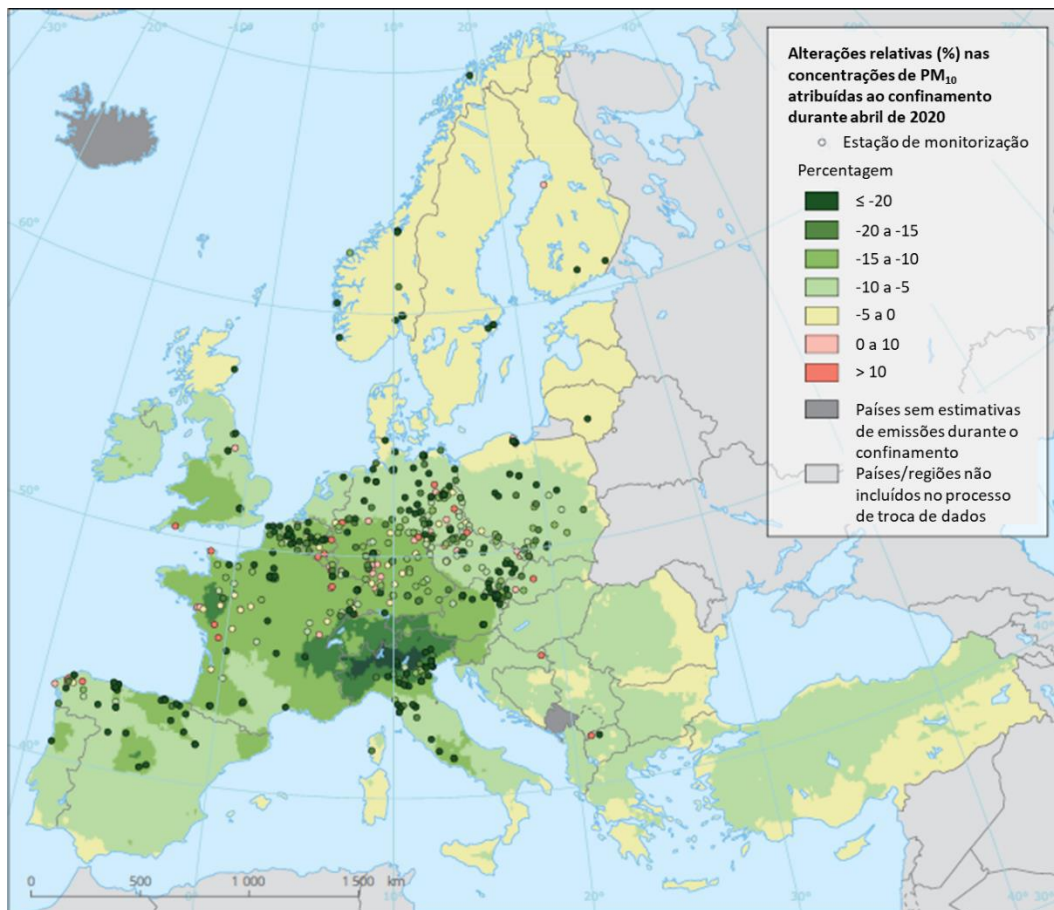


Figura 4 - Alterações relativas (%) nas concentrações de PM₁₀ atribuídas ao confinamento durante abril de 2020. Fonte: Adaptado de EEA, 2020.

No concelho de Lisboa, no ano de 2020, todas as estações de monitorização da QA (as estações de tráfego da Avenida da Liberdade, de Entrecampos e de Santa Cruz de Benfica e as estações urbanas de fundo urbano do Beato, dos Olivais e do Restelo) cumpriram pela primeira vez o Valor Limite (VL) da concentração média anual de NO₂, desde a sua entrada em vigor em 2010, apenas devido às medidas de confinamento (ZERO, 2021). Além disso, o VL da concentração média anual de PM₁₀ também foi igualmente cumprido nas mesmas estações (ZERO, 2021). A organização não governamental ZERO atribui especial destaque à estação da Avenida da Liberdade, onde são tipicamente verificadas as concentrações mais elevadas de NO₂, devido ao elevado nível de tráfego rodoviário (ZERO, 2021). Aqui, a concentração média anual de NO₂ diminuiu 28% de 2019 para 2020, concretamente de 54.6 µg/m³ para 39.6 µg/m³, ficando abaixo do VL de 40 µg/m³ (ZERO, 2021). Durante o período mais restritivo de confinamento, entre 13 de março e 3 de maio de 2020, essa mesma redução atingiu 57% relativamente à média dos períodos homólogos dos dois anos anteriores (ZERO, 2021).

3 Método

O presente capítulo é iniciado com a caracterização da área de estudo. De seguida, são apresentados os diferentes métodos adotados para a medição e a amostragem de PM, BC e PN_{0.01-1}. Por último, são descritos os métodos de análise das amostras recolhidas, incluindo a descrição dos modelos de dosimetria e de quantificação da contribuição das fontes emissoras utilizados.

3.1 Caracterização da área de estudo

A amostragem dos poluentes foi realizada na Escola Básica N.º 5 de Camarate, localizada no Bairro de São Francisco, na freguesia de Camarate. O local de amostragem, representado na Figura 5, localiza-se numa zona industrializada da cidade, a cerca de 200 m do limite do AL e a cerca de 450 m do centro da sua única pista em operação, estando assim sob forte influência das emissões de lá provenientes e das emissões industriais. Relativamente ao nível industrial, existe uma unidade de produção de betão betuminoso em proximidade. No que diz respeito às emissões do tráfego rodoviário, também se constata que estas influenciam a QA da área de estudo, uma vez que duas das principais estradas com maior volume de trânsito em Lisboa, a Segunda Circular (E1 na Figura 5) e o Eixo Norte-Sul (IP7 na Figura 5), se situam a cerca de 3 km e de 700 m, respetivamente, do local de amostragem. Ademais, com o Oceano Atlântico a cerca de 20 km de distância, a QA de Lisboa também é consideravelmente influenciada pelo aerossol marítimo (Almeida et al., 2013). Além disto, a Escola Básica N.º 5 de Camarate encontra-se rodeada por prédios em todas as direções, o que dificulta a dispersão atmosférica dos poluentes.

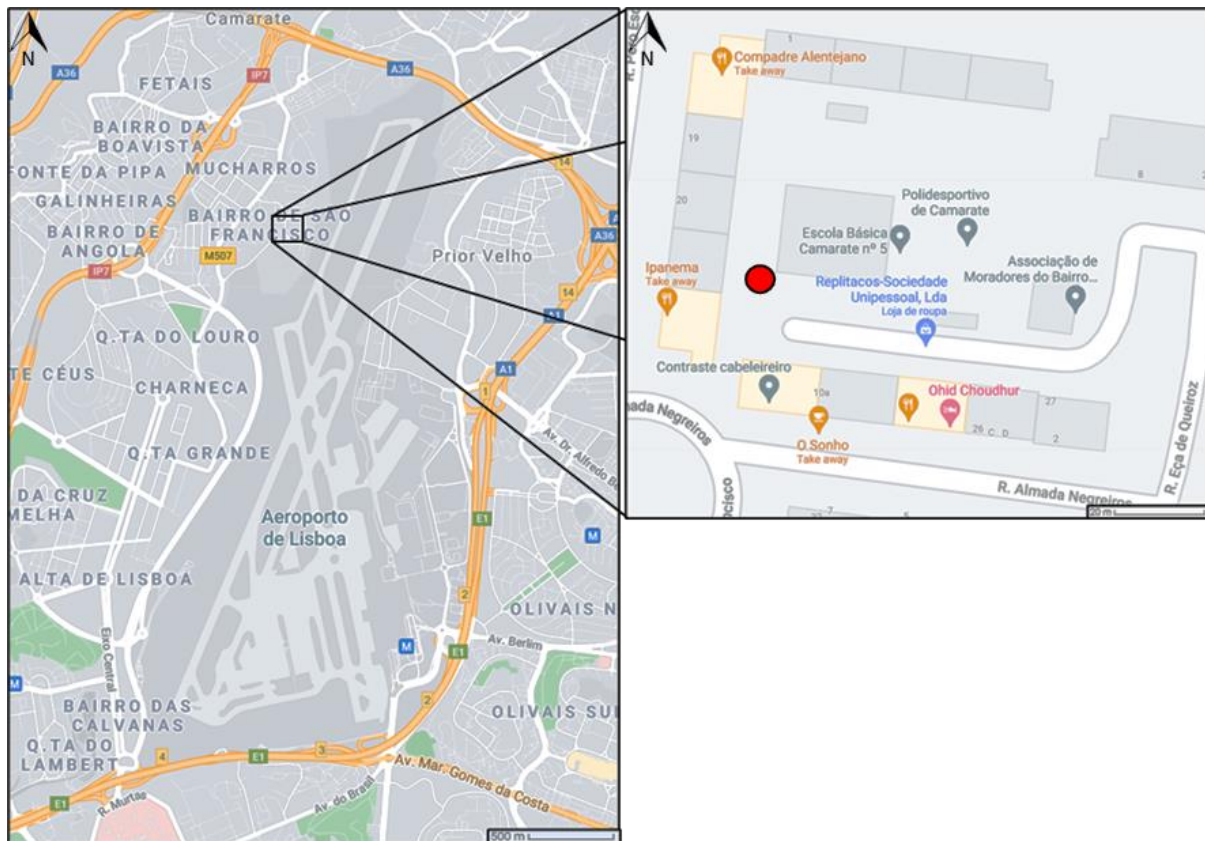


Figura 5 - Área de estudo e local de amostragem (representado pelo ponto vermelho).

O AL conta com uma única pista em operação, alinhada aproximadamente na direção SSO-NNE (Lopes et al., 2019). Uma vez que os ventos predominantes sopram de norte para sul, a maioria das aterragens e descolagens são realizadas de sul para norte (Lopes et al., 2019). Quando o vento sopra no sentido contrário ao predominante, as aterragens e descolagens também são efetuadas no sentido contrário (Lopes et al., 2019).

3.2 Técnicas de medição e amostragem

De modo a avaliar os efeitos das medidas de confinamento e da redução do número de voos nas concentrações de partículas atmosféricas na área de estudo, foram utilizados equipamentos de amostragem de PM, de BC e de $PN_{0.01-1}$ (descrições sintetizadas na Tabela A. 1 do Anexo A.).

3.2.1 Matéria particulada

A amostragem de PM_{10} foi efetuada através de um amostrador Leckel MVS6, representado na Figura 6. Este amostrador cumpre a norma europeia EN 12341, o que significa que é um método que recorre à medição gravimétrica padrão para a determinação da concentração mássica de PM_{10} em suspensão (Sven Leckel, 2021).

O período de amostragem com o Leckel MVS6 decorreu entre 2 de fevereiro de 2020 e 7 de julho de 2021, durante o qual foram utilizados 100 filtros de politetrafluoretileno (PTFE) de 47 mm de diâmetro. Em cada filtro foi amostrado um caudal de ar de $2.3 \text{ m}^3/\text{h}$ durante um período de 24 h.



Figura 6 - Leckel MVS6.
Fonte: Sven Leckel, 2021.

Para a obtenção da distribuição granulométrica da PM no local, foi utilizado um impactor pessoal em cascata Sioutas, representado na Figura 7. Este impactor separa as partículas em suspensão no ar em cinco gamas de tamanho distintas: < 0.25 , $0.25-0.5$, $0.5-1$, $1-2.5$ e $> 2.5 \mu\text{m}$ (SKC, 2021b). Em cada gama de tamanho é utilizado um filtro de PTFE para recolher a PM. Nas gamas de tamanho em que o DA das partículas recolhidas é superior a $0.25 \mu\text{m}$, são utilizados filtros com 25 mm de diâmetro,

enquanto para a gama de DA inferior a $0.25\ \mu\text{m}$ o filtro usado tem $37\ \text{mm}$ de diâmetro. De forma a determinar a concentração de PM na fração $2.5\text{-}10\ \mu\text{m}$, somaram-se as concentrações de todas as frações com DA inferior a $2.5\ \mu\text{m}$, posteriormente, subtraindo este resultado às concentrações de PM_{10} obtidas pelo Leckel.

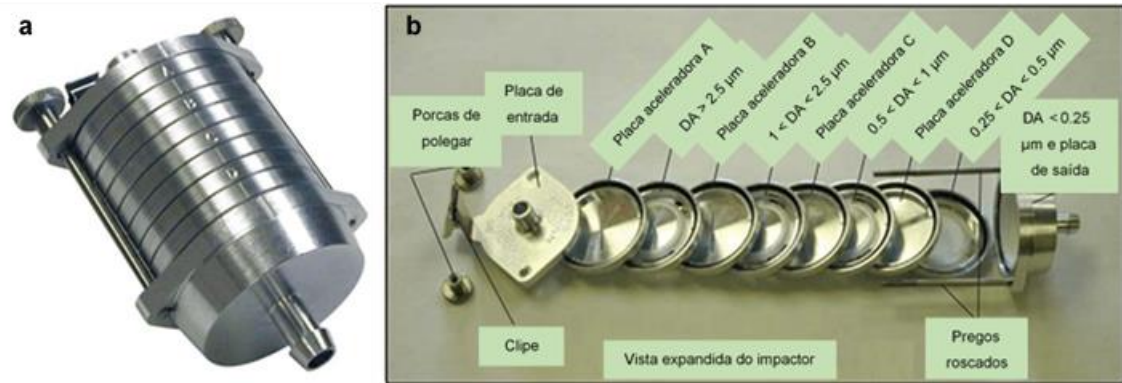


Figura 7 - a: Impactor pessoal em cascata Sioutas; b: Elementos constituintes do Sioutas.
Fonte: Adaptado de SKC, 2021b.

O impactor Sioutas foi conectado a uma bomba SKC Leland Legacy, representada na Figura 8, responsável pela sucção do ar amostrado. A bomba operou durante períodos de 24 h, a um caudal de $9\ \text{L}/\text{min}$, de forma a garantir a separação precisa das partículas nas gamas de tamanho especificadas (SKC, 2021a). O período de amostragem com o impactor Sioutas decorreu entre 9 de março de 2021 e 15 de junho de 2021, durante o qual foram utilizados seis conjuntos de filtros. Em dois conjuntos de filtros, estes recolheram PM durante um único período de 24 h. Uma vez que as massas recolhidas em cada filtro, durante esse período, foram pouco expressivas, as amostragens seguintes tiveram a duração de 72 h num conjunto de filtros e de 48 h em três conjuntos de filtros, de modo a prevenir a eventual recolha de massas de PM insuficientes para a correta análise gravimétrica dos filtros.



Figura 8 - Bomba SKC Leland Legacy.
Fonte: SKC, 2021a(SKC, 2021a).

Para ajustar o caudal da bomba para $9\ \text{L}/\text{min}$ foi utilizado um caudalímetro BGI tetraCal[®], representado na Figura 9, conectado ao impactor. Esta calibração foi efetuada em cada amostragem.



Figura 9 - Caudalímetro BGI tetraCal®.
Fonte: Mesa Labs, 2016.

De forma a obter as concentrações de PM com uma maior resolução temporal, foi utilizado um DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533, representado na Figura 10, que permite medir as concentrações em tempo real. Neste equipamento, o ar ambiente é aspirado para uma câmara de deteção, num fluxo contínuo, através de uma bomba, onde é iluminado por um feixe de luz *laser* (TSI, 2021b). Ainda na câmara de deteção, um espelho esférico revestido a ouro capta a luz dispersada pelas partículas e concentra-a num fotodetector, cuja voltagem é proporcional à concentração mássica das partículas atmosféricas e utilizada para a determinar (TSI, 2021b).

Este equipamento foi programado para registar as concentrações médias de 5 minutos de PM₁, PM_{2.5}, PM₄ (respirável), PM₁₀ e PM total (TSI, 2021b). Operou por 25 períodos de 24 h, entre 15 de março de 2021 e 18 de junho de 2021. Subsequentemente, através do *software* TrakPro, os dados adquiridos pelo equipamento foram descarregados e, de seguida, corrigidos, através do controlo analítico descrito na Secção 3.4.



Figura 10 - DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533.
Fonte: TSI, 2021b.

3.2.2 Carbono negro

A medição das concentrações de BC no ar ambiente em tempo real foi efetuada por um microAeth® AE51, representado na Figura 11. O ar amostrado é recolhido num meio filtrante T60 (fibra de vidro revestida com Teflon), substituído sempre que necessário (AethLabs, 2021). Ao longo do período de amostragem, as partículas de BC acumulam-se numa área do meio filtrante com 3 mm de diâmetro, através da qual é medida a transmissão ótica de uma luz LED de 880 nm por um fotodetetor (AethLabs, 2021). A absorvância desse ponto é medida e comparada com a absorvância de um ponto de referência no meio filtrante e, de imediato, convertida para a concentração mássica de BC (AethLabs, 2021).

O equipamento foi programado para operar a um caudal de 100 mL/min e registar a concentração de BC a cada 5 minutos. A sua operação deu-se em 25 períodos de 24 h, entre 15 de março de 2021 e 18 de junho de 2021. Posteriormente, os dados adquiridos pelo equipamento foram descarregados, com recurso ao *software* microAethCOM, e corrigidos, seguindo o método descrito na Secção 3.4.



Figura 11 - MicroAeth® AE51.
Fonte: AethLabs, 2021.

3.2.3 PN_{0.01-1}

A concentração numérica das partículas com DA entre 0.01 e 1 µm (PN_{0.01-1}) foi medida através de um CPC (*Condensation Particle Counter*) 3007, representado na Figura 12. O seu princípio de operação resume-se pela criação de vapor a partir do álcool isopropílico que depois se condensa nas partículas presentes no ar amostrado, o que resulta no aumento das suas dimensões para que sejam individualmente contadas óticamente, através de um feixe de luz *laser* e um fotodetetor, fornecendo, assim, a sua concentração numérica no ar ambiente (TSI, 2021a).

O equipamento operou, com uma resolução temporal de 5 minutos, em 9 períodos de 5 h, entre 15 de março de 2021 e 18 de maio de 2021. Os dados adquiridos foram descarregados utilizando o *software* Aerosol Instrument Manager®.



Figura 12 - CPC 3007.
Fonte: TSI, 2021a.

3.3 Técnicas de análise

3.3.1 Análise gravimétrica

A análise gravimétrica dos filtros utilizados no Leckel e no Sioutas foi levada a cabo numa câmara de fluxo laminar classe 100 presente num laboratório limpo de classe 10000, mantido a temperatura e humidade relativa controladas, de, aproximadamente, 20°C e 50%, respetivamente. Para o manuseamento dos filtros foram sempre utilizadas luvas de látex sem pó descartáveis e pinças desinfetadas com etanol, além das bancadas também serem desinfetadas com etanol. Os filtros foram sempre armazenados em caixas de Petri previamente desinfetadas. Cada filtro foi pesado três vezes prévia e posteriormente a cada amostragem, de forma a obter três massas que não variassem mais de 20 µg entre si. As pesagens foram realizadas com recurso a uma numa balança UMT5, com precisão de leitura de 0.1 µg (Figura 13). Após a pesagem dos filtros, estes voltaram a ser colocados nas respetivas caixas de Petri e foram armazenados a uma temperatura de -15°C.

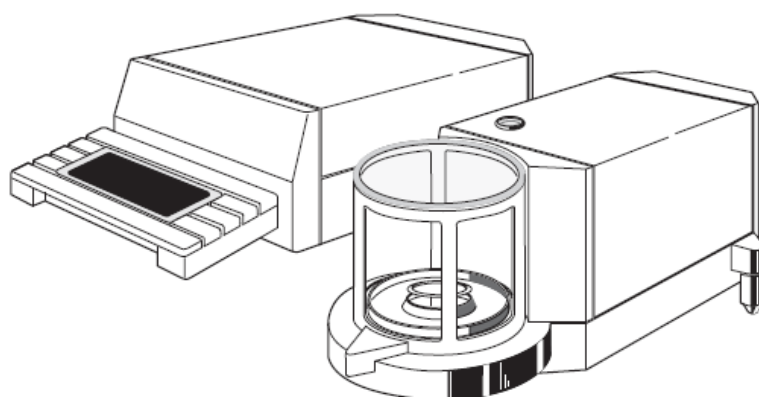


Figura 13 - Balança UMT5.
Fonte: Mettler Toledo, 2001.

Ao subtrair a massa inicial de cada filtro (m_i) à respetiva massa final (m_f), é obtida a massa de partículas retidas no filtro (m_{PM}) (Equação 1).

$$m_{PM} (\mu g) = m_f (\mu g) - m_i (\mu g) \quad \text{Equação 1}$$

De seguida, multiplicando o caudal de amostragem (Q) pelo tempo de amostragem (t) programados no Leckel e na bomba SKC Leland Legacy, é determinado o volume de ar amostrado por cada filtro em cada equipamento (V) (Equação 2).

$$V (m^3) = Q \left(\frac{m^3}{min} \right) \times t (min) \quad \text{Equação 2}$$

Por fim, é calculada a concentração mássica de partículas para cada filtro (C_{PM}) dividindo a massa de partículas retida no filtro pelo volume de ar amostrado (Equação 3).

$$C_{PM} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) = \frac{m_{PM} (\mu g)}{V (m^3)} \quad \text{Equação 3}$$

3.3.2 Análise de carbono negro na matéria particulada

Após a análise gravimétrica dos filtros amostrados no Leckel, os mesmos voltaram a ser analisados, desta vez com o objetivo de determinar a fração de BC presente na PM_{10} e, por conseguinte, a sua concentração no ar ambiente. Esta análise foi efetuada através de um MABI (*Multi-wavelength absorption black carbon instrument*), representado na Figura 14, que permite ainda determinar a origem do BC amostrado.

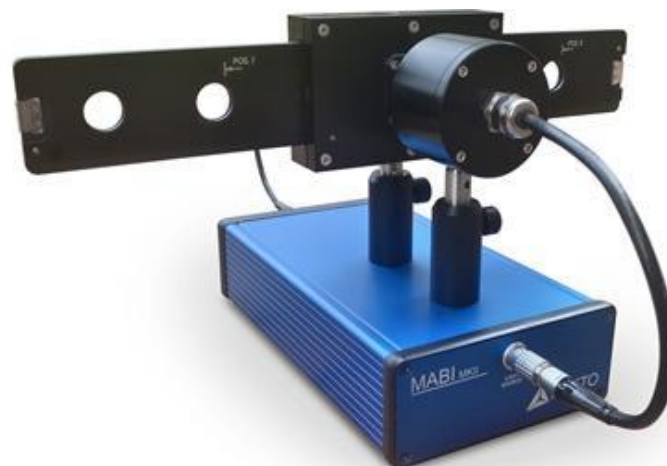


Figura 14 - MABI.
Fonte: ANSTO, 2021.

O MABI mede a transmissão de luz através das partículas presentes nos filtros, em sete comprimentos de onda distintos (405, 465, 525, 639, 870, 940 e 1050 nm), num fotodetetor (ANSTO, 2021). Uma vez que o coeficiente de absorção mássica do BC é dependente da sua densidade, que por sua vez depende da sua fonte emissora, e do comprimento de onda da luz absorvida, as concentrações determinadas pelo MABI são mais exatas do que as concentrações obtidas por métodos de absorção

de luz que utilizem apenas um comprimento de onda (ANSTO, 2021). Além disso, os dados obtidos pela absorção dos diferentes comprimentos de onda são utilizados para distinguir as frações de BC originadas por diferentes fontes emissoras (ANSTO, 2021).

Com o MABI conectado a um computador com o *software* MABI DAQ instalado, num laboratório limpo de classe 10000, mantido a temperatura e humidade relativa controladas de aproximadamente 20°C e 50%, respetivamente, e iluminado por uma luz branca e sem alterações na mesma, como recomendado pelos fornecedores, procedeu-se à sua calibração, repetida frequentemente ao longo das medições da transmissão de luz dos filtros amostrados (Atanacio et al., 2019). Também se medi a transmissão de luz através de filtros brancos, necessária para o cálculo das concentrações de BC. No final das medições, descarregaram-se os dados.

Para calcular a concentração de BC para o comprimento de onda i , é necessário primeiro determinar o seu coeficiente de absorção mássica ($\varepsilon(\lambda_i)$), o que se pode efetuar conhecendo o coeficiente de absorção mássica para o comprimento de onda de 639 nm ($\varepsilon(\lambda_{639})$), a concentração de carbono absorvente de luz (LAC) obtida pelo comprimento de onda de 639 nm ($LAC(\lambda_{639})$), a concentração de LAC obtida pelo comprimento de onda i ($LAC(\lambda_i)$), a transmissão de luz de comprimento de onda i através de um filtro branco ($I_0(\lambda_i)$) e através de um filtro amostrado ($I(\lambda_i)$) e a transmissão de luz de comprimento de onda de 639 nm através de um filtro branco ($I_0(\lambda_{639})$) e através de um filtro amostrado ($I(\lambda_{639})$) (Equação 4).

$$\varepsilon(\lambda_i) \left(\frac{m^2}{g} \right) = \varepsilon(\lambda_{639}) \left(\frac{m^2}{g} \right) \times \frac{LAC(\lambda_{639}) \left(\frac{\mu g}{cm^2} \right)}{LAC(\lambda_i) \left(\frac{\mu g}{cm^2} \right)} \times \frac{\ln \left(\frac{I_0(\lambda_i)}{I(\lambda_i)} \right)}{\ln \left(\frac{I_0(\lambda_{639})}{I(\lambda_{639})} \right)} \quad \text{Equação 4}$$

Supondo que as concentrações de LAC determinadas por ambos os comprimentos de onda são iguais, isto é, $\frac{LAC(\lambda_{639})}{LAC(\lambda_i)} = 1$, obtém-se a Equação 5. Esta suposição é válida para partículas esféricas com diâmetro $d < \frac{\lambda_i}{\pi}$ (Cohen, 2020).

$$\varepsilon(\lambda_i) \left(\frac{m^2}{g} \right) = \varepsilon(\lambda_{639}) \left(\frac{m^2}{g} \right) \times \frac{\ln \left(\frac{I_0(\lambda_i)}{I(\lambda_i)} \right)}{\ln \left(\frac{I_0(\lambda_{639})}{I(\lambda_{639})} \right)} \quad \text{Equação 5}$$

Na Figura 15, encontram-se dispostos num gráfico, para cada comprimento de onda i , os valores de $\ln \left(\frac{I_0(\lambda_i)}{I(\lambda_i)} \right)$, no eixo das ordenadas, e os valores de $\ln \left(\frac{I_0(\lambda_{639})}{I(\lambda_{639})} \right)$, no eixo das abcissas, obtidos para cada

filtro, onde para cada comprimento de onda i se obtém uma reta cujo declive é $m(\lambda_i) = \frac{\ln \left(\frac{I_0(\lambda_i)}{I(\lambda_i)} \right)}{\ln \left(\frac{I_0(\lambda_{639})}{I(\lambda_{639})} \right)}$. Sendo

que, de acordo com a ANSTO, $\varepsilon(\lambda_{639}) = 6.44 \frac{m^2}{g}$, o coeficiente de absorção mássica para o comprimento de onda i é, assim, dado pela Equação 6 (Cohen, 2020).

$$\varepsilon(\lambda_i) \left(\frac{m^2}{g} \right) = 6.44 \left(\frac{m^2}{g} \right) \times m(\lambda_i)$$

Equação 6

Como se pode verificar na Figura 15, os declives das retas traçadas são $m(\lambda_{405}) = 1.2335$, $m(\lambda_{465}) = 1.1344$, $m(\lambda_{525}) = 1.0788$, $m(\lambda_{870}) = 0.8567$, $m(\lambda_{940}) = 0.8174$ e $m(\lambda_{1050}) = 0.7822$. Consequentemente, aplicando cada um destes declives à Equação 6, obtêm-se, assim, os coeficientes de absorção mássica para cada comprimento de onda: $\varepsilon(\lambda_{405}) = 7.9 \frac{m^2}{g}$, $\varepsilon(\lambda_{465}) = 7.3 \frac{m^2}{g}$, $\varepsilon(\lambda_{525}) = 6.9 \frac{m^2}{g}$, $\varepsilon(\lambda_{870}) = 5.5 \frac{m^2}{g}$, $\varepsilon(\lambda_{940}) = 5.3 \frac{m^2}{g}$ e $\varepsilon(\lambda_{1050}) = 5.0 \frac{m^2}{g}$.

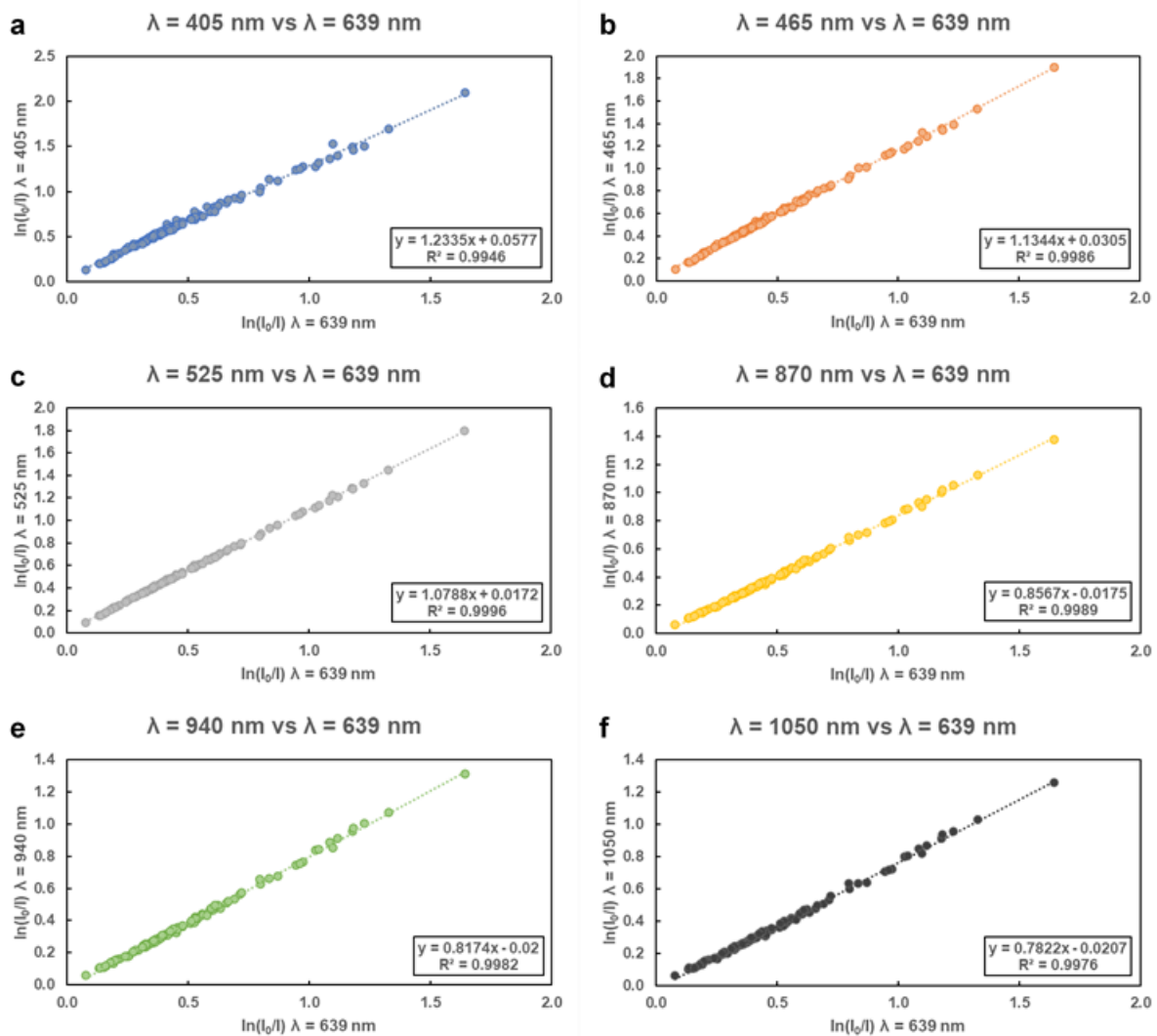


Figura 15 - Gradientes das comparações entre os logaritmos naturais das razões entre a transmissão de luz através de um filtro branco e através de um filtro amostrado (a: para os comprimentos de onda 405 vs 639 nm; b: para os comprimentos de onda 465 vs 639 nm; c: para os comprimentos de onda 525 vs 639 nm; d: para os comprimentos de onda 870 vs 639 nm; e: para os comprimentos de onda 940 vs 639 nm; f: para os comprimentos de onda 1050 vs 639 nm).

Finalmente, é possível calcular a concentração de BC para o comprimento de onda i ($BC(\lambda_i)$), a partir da área de recolha do filtro (A), do volume de ar amostrado através do filtro (V), do seu coeficiente de

absorção mássica e da sua transmissão de luz de comprimento de onda i através de um filtro branco e através de um filtro amostrado (Equação 7).

$$BC(\lambda_i) \left(\frac{ng}{m^3} \right) = \frac{10^5 \times A (cm^2)}{\varepsilon(\lambda_i) \left(\frac{m^2}{g} \right) \times V (m^3)} \times \ln \left(\frac{I_0(\lambda_i)}{I(\lambda_i)} \right) \quad \text{Equação 7}$$

Recorrendo às concentrações de BC obtidas pelos diferentes comprimentos de onda, é possível identificar as suas fontes emissoras. De acordo com a literatura, a concentração mássica das partículas de BC formadas a temperaturas inferiores, como através da queima de biomassa (BC_{bb}), que tendem a ser maiores, não esféricas e ocas, é obtida através da Equação 8 (Cohen, 2020).

$$BC_{bb} \left(\frac{ng}{m^3} \right) = BC(\lambda_{405}) \left(\frac{ng}{m^3} \right) - BC(\lambda_{1050}) \left(\frac{ng}{m^3} \right) \quad \text{Equação 8}$$

Por último, subtraindo a concentração mássica de BC emitido pela queima de biomassa à concentração mássica de BC total, obtida pelo comprimento de onda de 639 nm, determina-se a concentração mássica de partículas de BC formadas a temperaturas superiores, como através da queima de combustíveis fósseis em veículos a gasóleo (BC_{tr}), geralmente de menores dimensões, esféricas e sólidas (Equação 9) (Cohen, 2020).

$$BC_{tr} \left(\frac{ng}{m^3} \right) = BC(\lambda_{639}) \left(\frac{ng}{m^3} \right) - BC_{bb} \left(\frac{ng}{m^3} \right) \quad \text{Equação 9}$$

Após esta análise, os filtros foram cortados em duas partes: uma metade utilizada na análise por cromatografia iónica e a outra metade utilizada na análise pelo método de emissão de raios-X induzida por partículas (PIXE). Depois de cortados, os filtros voltaram a ser armazenados nas respetivas caixas de Petri a uma temperatura de -15°C .

3.3.3 Análise elementar da matéria particulada

A análise elementar das amostras recolhidas nos filtros utilizados no Leckel foi efetuada pelo método de emissão de raios-X induzida por partículas (PIXE), no laboratório LABEC (Laboratorio di Tecniche Nucleari Applicate ai Beni Culturali) do Istituto Nazionale di Fisica Nucleare, em Florença, Itália. Este método permite detetar a presença de até 20 elementos químicos nas amostras analisadas, nos quais se incluem importantes elementos antropogénicos (S, V, Ni, Cu, Zn, As e Pb) e todos os elementos da crosta terrestre (Al, Si, K, Ca, Ti, Mn e Fe) (Lucarelli, 2020).

O princípio de funcionamento do PIXE passa por, primeiro, produzir um feixe de partículas, gerado através de um acelerador eletrostático, que tem como finalidade atingir um alvo, neste caso, as amostras recolhidas (Lucarelli, 2020). A interação entre o feixe de partículas aceleradas e os átomos presentes nas amostras conduz à ionização das suas camadas internas e, conseqüentemente, à passagem dos átomos ao estado excitado (Lucarelli, 2020). Os átomos no estado excitado procuram regressar a um estado energético estável, revertendo às suas configurações eletrónicas originais, o que causa a emissão de radiação eletromagnética sob a forma de raios-X, característica de cada elemento (Govil, 2001). A deteção da radiação emitida possibilita a dedução da composição química

da amostra e, ainda, a sua análise quantitativa, uma vez que o número de raios-X emitidos por cada espécie química é proporcional à abundância de átomos da mesma espécie química na amostra (Lucarelli, 2020).

3.3.4 Análise de iões solúveis em água na matéria particulada

A análise dos iões solúveis em água foi efetuada através do método de cromatografia iónica (CI), no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. Esta técnica de cromatografia líquida em coluna possibilita a separação e a determinação dos iões e moléculas polares presentes numa mistura de compostos (Acikara, 2013).

Para iniciar o processo, é necessário realizar a extração aquosa dos iões presentes nas amostras recolhidas nos filtros (Acikara, 2013). Após a extração, a solução aquosa com os compostos iónicos (eluente) é injetada numa coluna de troca iónica e forçada a percorrê-la por uma bomba de alta pressão (Moustafa & Morsi, 2013). À medida que o eluente percorre a coluna, os iões de espécies diferentes aderem à resina na sua superfície a velocidades diferentes, devido às suas afinidades de troca iónica díspares, sendo detetados em instantes distintos (Moustafa & Morsi, 2013). Utilizando um computador com o *software* Chromeleon™, os dados originados pela CI são adquiridos e processados, gerando as concentrações das diferentes espécies iónicas presentes nas amostras de PM₁₀ (Moustafa & Morsi, 2013).

3.4 Controlo analítico

A precisão e a exatidão dos resultados obtidos nas campanhas de amostragem e medição de poluentes atmosféricos dependem de três fatores centrais: a metodologia adotada nas técnicas de amostragem e medição, as condições laboratoriais e, também, a exatidão e a precisão das técnicas analíticas (Almeida, 2004). O efeito das técnicas de amostragem e medição adotadas na precisão e exatidão dos resultados obtidos foi avaliada através da elaboração de um controlo analítico aos equipamentos utilizados.

A exatidão das concentrações mássicas de PM₁₀ obtidas pelo monitor de aerossóis DustTrak DRX foi avaliada através da comparação com as concentrações obtidas pelo amostrador Leckel MVS6, que é um método de medição gravimétrica padrão para a determinação da concentração em questão, precisamente por cumprir a norma europeia EN 12341 (Figura 16) (Sven Leckel, 2021).

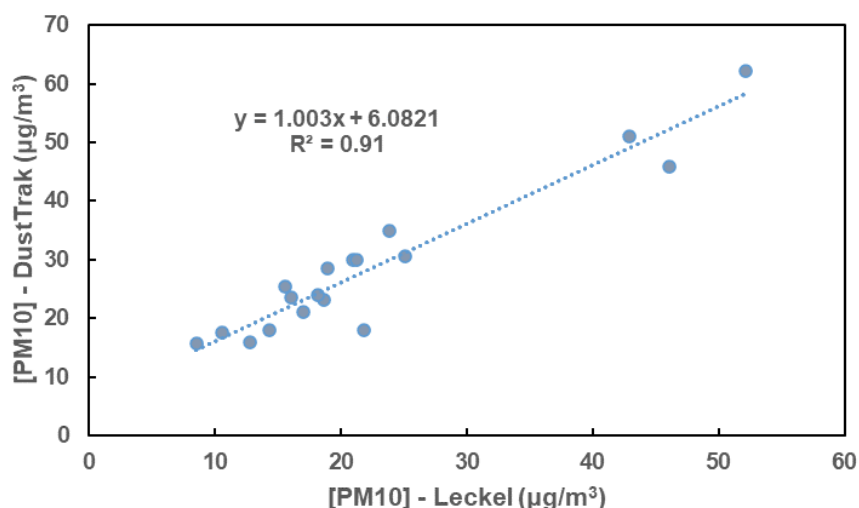


Figura 16 - Comparação entre as concentrações mássicas de PM₁₀ obtidas pelo Leckel e pelo DustTrak.

Apesar das concentrações mássicas de PM₁₀ obtidas pelos dois equipamentos apresentarem uma correlação elevada ($R^2 = 0.91$), a equação da linha de tendência linear da comparação entre as concentrações ($y = 1.003x + 6.0821 \leftrightarrow x = \frac{y-6.0821}{1.003}$) foi aplicada aos resultados obtidos pelo monitor DustTrak (y), de forma a aproximá-los dos resultados obtidos pelo método de medição gravimétrica padrão (x), tornando-os mais precisos e exatos.

Foi realizado um controlo semelhante às concentrações mássicas de BC obtidas pelo microAeth® AE51 e pelo MABI (Figura 17).

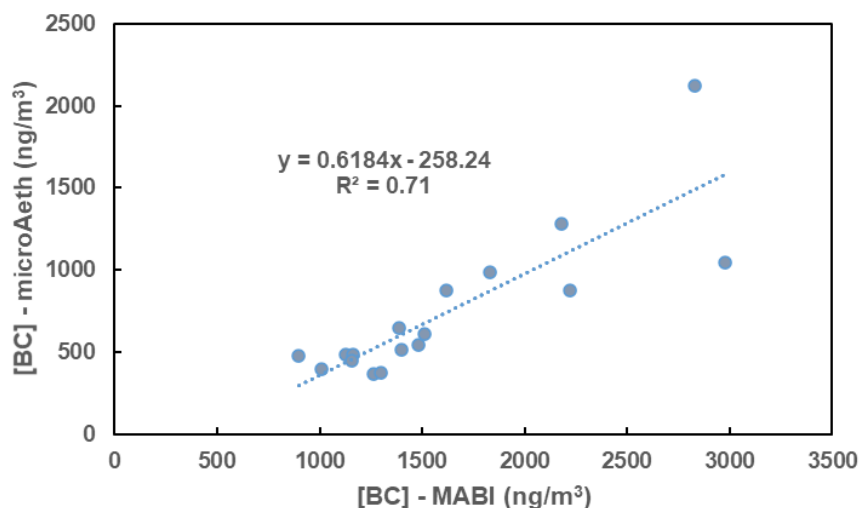


Figura 17 - Comparação entre as concentrações mássicas de BC obtidas pelo microAeth e pelo MABI.

Neste caso, a correlação entre as concentrações mássicas obtidas pelos dois equipamentos foi moderada ($R^2 = 0.71$) e, como tal, a equação da linha de tendência linear da comparação entre as concentrações ($y = 0.6184x - 258.24 \leftrightarrow x = \frac{y+258.24}{0.6184}$) foi aplicada aos resultados obtidos pelo microAeth (y), determinados pela análise da absorção de um único comprimento de onda, com o

objetivo de os corrigir perante os resultados obtidos pelo MABI (x), mais exatos, precisamente por terem sido determinados pela análise da absorção de múltiplos comprimentos de onda.

3.5 Modelo de quantificação da contribuição das fontes emissoras

De forma a determinar as fontes emissoras das partículas atmosféricas acumuladas nos filtros utilizados no Leckel, recorreu-se ao modelo EPA PMF (*Positive Matrix Factorization*). Este é um modelo matemático no recetor que reduz o grande número de variáveis em conjuntos de dados analíticos complexos, combinando-as por tipos de fontes e contribuição de fontes (EPA, 2020). Os tipos de fontes são identificados através da sua comparação com perfis medidos e as contribuições das fontes são utilizadas para determinar a importância que cada fonte emissora teve em cada amostra (EPA, 2020). Para calcular as contribuições das fontes de poluentes, o modelo requer que lhe sejam fornecidos ficheiros com as concentrações e as incertezas das espécies químicas presentes nas amostras e o número de fontes (EPA, 2020).

Na Secção 4.6, a metodologia adotada para a utilização do modelo EPA PMF é descrita mais detalhadamente.

3.6 Modelo de dosimetria

A dose de PM₁₀ depositada no sistema respiratório humano, após a sua inalação, num dia útil típico, foi estimada pelo modelo de dosimetria ExDoM2. Este modelo encontra-se detalhadamente descrito por Chalvatzaki & Lazaridis (2015). A dose depositada depende de diversos fatores, dos quais se destacam o tempo e a concentração de exposição, as características físico-químicas da PM, o padrão de atividade-tempo e as características do sujeito exposto (Martins et al., 2015). O modelo estima a dose de partículas depositada em cinco regiões do sistema respiratório (Figura 18): a cavidade nasal anterior (ET1) e a cavidade nasal posterior, faringe e laringe (ET2), ambas pertencentes à região extratorácica (ET); a região bronquial (BB), a região bronquiolar (bb) e a região alveolar-intersticial (AI), englobadas pela região torácica (pulmões) (Chalvatzaki et al., 2018, 2020; Martins et al., 2015). O modelo calcula as frações depositadas de partículas em cada região do sistema respiratório, considerando o efeito de filtração das vias respiratórias anteriores (Martins et al., 2015).

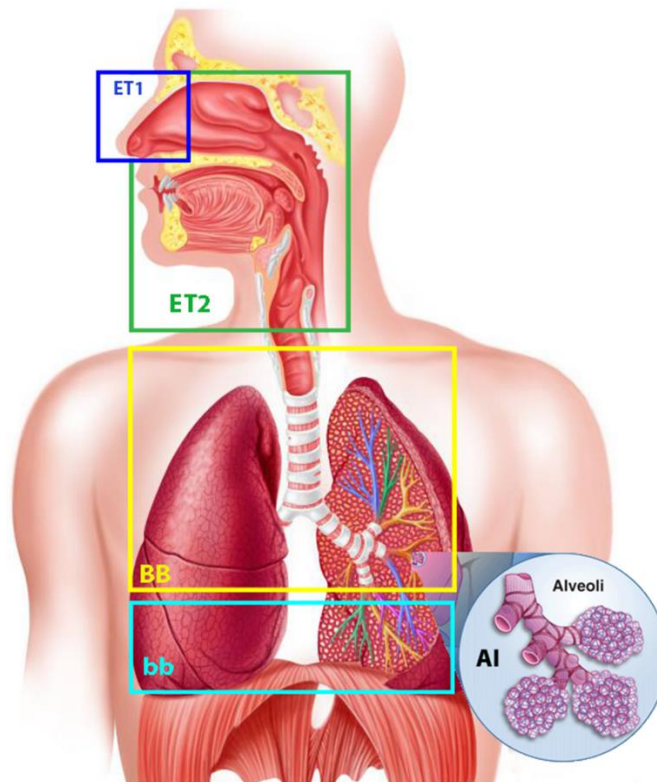


Figura 18 - Regiões de deposição de partículas no sistema respiratório humano.

O modelo requer que nele sejam inseridos alguns dados para poder efetuar a estimativa das doses depositadas no sistema respiratório humano. Estes dados são a concentração horária de partículas e a distribuição granulométrica das mesmas, a densidade e o fator de forma das partículas, a duração da exposição, a idade, o género, o tipo de respiração e o nível de atividade física do sujeito exposto (Chalvatzaki et al., 2018).

O modelo estimou as doses de partículas depositadas em quatro cenários distintos, dados pelas conjugações entre as concentrações de PM_{10} anteriores ou posteriores à pandemia e as concentrações de PM_{10} considerando ou ignorando os seus fatores de infiltração e concentrações geradas nos microambientes interiores. De acordo com a Figura 19, entre os quatro cenários distintos, o único dado de entrada que variou foi a concentração horária de partículas. Ora, estas concentrações foram medidas pelo DustTrak apenas em ambiente exterior no cenário de pandemia, portanto, as concentrações dos restantes cenários tiveram de ser estimadas. De forma a adaptar as concentrações de partículas medidas no ambiente exterior ($C_{exterior}$) às concentrações esperadas nos microambientes interiores ($C_{interior}$), foram considerados os fatores de infiltração (F_{inf}), que correspondem às frações de partículas exteriores que se infiltram e permanecem em suspensão em microambientes interiores, e as concentrações de partículas geradas em microambientes interiores (C_{ig}) (Equação 10) (Life Index-Air, 2021). Finalmente, a exposição integrada é dada pela soma do número de horas passadas em cada microambiente multiplicado pela concentração média horária do respetivo microambiente.

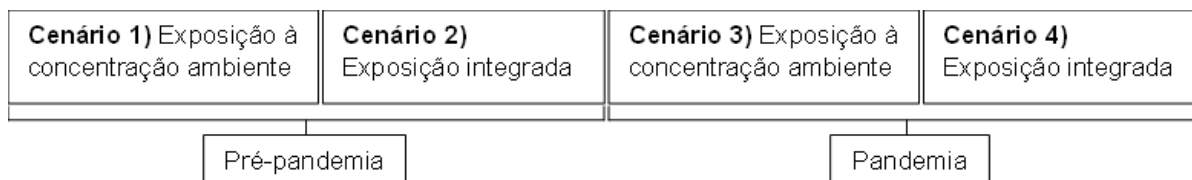


Figura 19 - Esquema explicativo dos quatro cenários distintos considerados pelo modelo de dosimetria.

$$C_{interior} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) = F_{inf} \times C_{exterior} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) + C_{ig} \left(\frac{\mu g}{m^3} \right) \quad \text{Equação 10}$$

Os valores dos fatores de infiltração e das concentrações de partículas geradas em microambientes interiores adotados basearam-se nas relações entre as concentrações interior-exterior medidas no âmbito do projeto LIFE Index-Air. Enquanto os valores do fator de infiltração e da concentração de partículas geradas no interior das casas são iguais a 0.55 e a 4.41 $\mu g/m^3$, respetivamente, para o interior da escola são iguais a 1.13 e a 26.08 $\mu g/m^3$.

Para adaptar as concentrações médias horárias de PM₁₀ registadas no período de pandemia às concentrações conjeturadas do período pré-pandemia, foi calculada a razão entre a média das concentrações médias diárias de PM₁₀ determinadas pela análise gravimétrica dos filtros utilizados no Leckel no período de amostragem pré-pandemia e a média das concentrações médias diárias de PM₁₀ medidas pelo DustTrak no período de pandemia. A razão calculada (1.64) foi então multiplicada por cada concentração média horária de pandemia para estimar as concentrações médias horárias pré-pandemia. No entanto, esta aproximação tem um erro associado, uma vez que a variação horária pode ter variado entre os dois períodos. Assim, em cada um dos quatro cenários, foram inseridas no modelo de dosimetria as seguintes concentrações: 1) concentração média horária de partículas pré-pandemia sem infiltração; 2) concentração média horária de partículas pré-pandemia com infiltração; 3) concentração média horária de partículas de pandemia sem infiltração; e 4) concentração média horária de partículas de pandemia com infiltração.

Para a distribuição granulométrica das partículas, outro dos dados de entrada no modelo ExDoM2, foi utilizada uma das distribuições obtidas pela análise gravimétrica dos filtros utilizados no Sioutas, fazendo a assunção de que a mesma se manteve constante prévia e posteriormente ao início da pandemia (gráfico f da Figura 24 na Secção 4.3). Com base na literatura, a forma das partículas foi assumida como esférica (fator de forma igual a 1) e a densidade das mesmas foi pressuposta como igual a 1.5 g/cm³, que apesar de serem suposições razoáveis, tanto a densidade como a forma das partículas podem variar consideravelmente com variações diurnas ou sazonais (Chalvatzaki et al., 2018).

A população exposta inserida no modelo foram as crianças (de ambos os géneros) dos 5 aos 10 anos de idade, uma vez que é essa a população que engloba os alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate. O tipo de respiração considerado foi a respiração através do nariz.

Por último, o padrão de atividade-tempo utilizado no modelo, disposto na Tabela 3, baseou-se no padrão adotado por Chalvatzaki et al. (2020), porém, foram-lhe aplicadas ligeiras alterações sugeridas

pela observação do padrão de atividade-tempo dos alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate, durante o período escolar.

Tabela 3 - Padrão de atividade-tempo dos alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate, durante os dias úteis.

Tempo	Atividade	Ambiente
00:00-08:00	Dormir	Casa
08:00-09:00	Atividade ligeira	Exterior
09:00-13:00	Repouso	Escola
13:00-14:00	Atividade ligeira	Exterior
14:00-17:00	Repouso	Escola
17:00-18:00	Atividade ligeira	Exterior
18:00-22:00	Repouso	Casa
22:00-24:00	Dormir	Casa

Fonte: Adaptado de Chalvatzaki et al., 2020.

Os cálculos efetuados pelo modelo ExDoM2 para estimar a deposição no sistema respiratório humano são baseados nas equações empíricas propostas pela Comissão Internacional de Proteção Radiológica (Martins et al., 2015).

3.7 Dados de tráfego aéreo

O número de voos diários com chegada ao e partida do AL foram adquiridos da base de dados disponibilizada pela EUROCONTROL, organização dedicada ao apoio à aviação europeia, para todos os dias em que foram efetuadas amostragens (EUROCONTROL, 2021a).

3.8 Dados de tráfego rodoviário

A variação diária no volume de tráfego rodoviário na Área Metropolitana de Lisboa (AML) foi obtida através dos relatórios de tendências de mobilidade da *Apple* (Apple, 2021). Ao contrário do que sucede no número de voos, o tráfego rodoviário não é representado por um valor absoluto, mas sim pela variação registada nos pedidos de direções na *app* Mapas da *Apple*. Esta variação é dada em percentagem face ao volume base de 13 de janeiro de 2020, que toma o valor de 100%.

3.9 Análise estatística

Os testes estatísticos deste trabalho foram realizados com recurso ao *software* STATISTICA. Uma vez que as amostras eram independentes entre si, o teste estatístico selecionado para avaliar a significância das variações nas concentrações atmosféricas de poluentes entre as diferentes fases da pandemia foi o teste não paramétrico de Mann-Whitney U, sendo que, para $p < 0.05$, existe significância estatística, ou seja, as amostras são significativamente diferentes entre as duas variáveis testadas. Foram ainda realizados testes de correlação de Spearman de forma a quantificar a correlação entre amostras distintas.

4 Resultados e Discussão

No presente capítulo são apresentados e analisados os resultados obtidos nas campanhas de amostragem e medição realizadas. Desta forma, são analisadas as variações no número de voos e no volume de tráfego rodoviário implicadas pelas medidas de confinamento, e de que forma estas afetaram as concentrações de PM₁₀, BC e PN_{0.01-1} registadas no ar ambiente. A dose média diária de PM₁₀ depositada no sistema respiratório das crianças expostas também é analisada. Para além disso, também são identificadas as fontes emissoras da PM₁₀ amostrada.

4.1 Efeitos do confinamento devido à pandemia de COVID-19 no número de voos e no tráfego rodoviário de Lisboa

Com recurso aos dados disponibilizados pela EUROCONTROL foi possível traçar um gráfico com a evolução do número de voos diários com partida ou chegada no AL, desde 1 de janeiro de 2019 até 31 de outubro de 2021, representado na Figura 20.

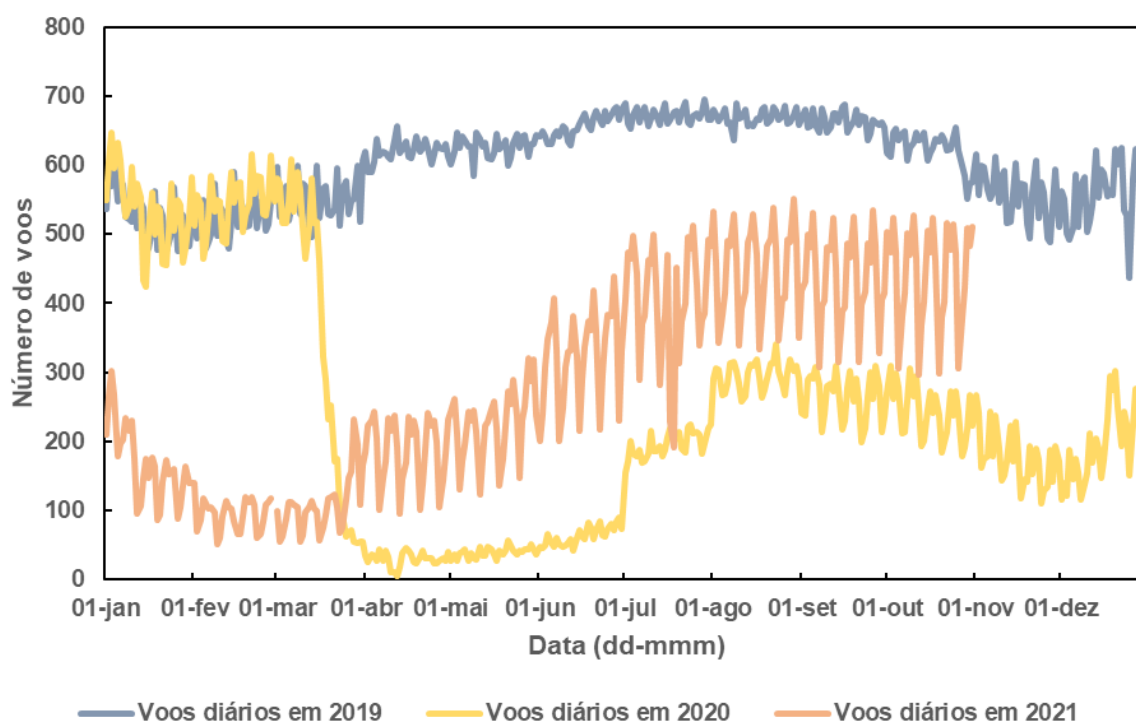


Figura 20 - Número de voos diários com partida ou chegada no AL entre 1 de janeiro de 2019 e 31 de outubro de 2021.

Fonte: Adaptado de EUROCONTROL, 2021a.

Verificou-se que no período do ano de 2020 anterior à declaração do estado de emergência em Portugal, o número de voos diários apresentou a mesma tendência que o número de voos diários do período homólogo do ano anterior. Isto é, em ambos os anos, deu-se uma ligeira descida no número de voos diários nos dias seguintes à passagem de ano e este volta a aumentar à medida que a primavera se aproxima. O número médio de voos diários entre 1 de janeiro e 18 de março (dia em que foi declarado o estado de emergência em Portugal, no ano de 2020, com entrada em vigor no dia

seguinte (Presidência da República, 2020)) foi de 533 em 2019 e de 534 em 2020. A partir da declaração do estado de emergência e do decreto de confinamento geral, verificou-se que os cenários se tornaram extremamente diferentes. Enquanto o número médio de voos diários entre 19 de março e 2 de maio foi de 601 em 2019, o mesmo foi de 53 em 2020. Quando o estado de emergência terminou, a 2 de maio de 2020 (Assembleia da República, 2021), o número de voos aumentou gradualmente, com picos nos meses de verão, porém, sem se aproximar dos valores registados no ano anterior. A sazonalidade e a declaração de novo estado de emergência, a 9 de novembro de 2020 (Presidência do Conselho de Ministros, 2020), resultaram na diminuição do número de voos ao longo do outono. Tal como em 2019/2020, em 2020/2021 também se sentiu um aumento no número de voos durante a época festiva e uma diminuição após o seu final. No início de 2021, com o segundo confinamento geral, o número de voos manteve-se baixo e apenas experienciou um maior aumento aquando do término do estado de emergência, a 30 de abril de 2021 (Assembleia da República, 2021), com novos picos no verão. Apesar do recente crescimento do número de voos, causado pela sazonalidade e pelo alívio das restrições, o número médio de voos diários entre 30 de abril e 31 de julho foi de 652 em 2019 e de 318 em 2021, menos de metade dos valores registados no período homólogo pré-pandemia. Na globalidade do período de amostragem durante a pandemia verificou-se uma redução de aproximadamente 68% no número de voos face ao período de pré-pandemia.

Tirando partido dos relatórios de tendências de mobilidade da *Apple*, foi possível traçar num gráfico a variação nas tendências de mobilidade na AML entre 13 de janeiro de 2020 e 31 de outubro de 2021, representado na Figura 21.

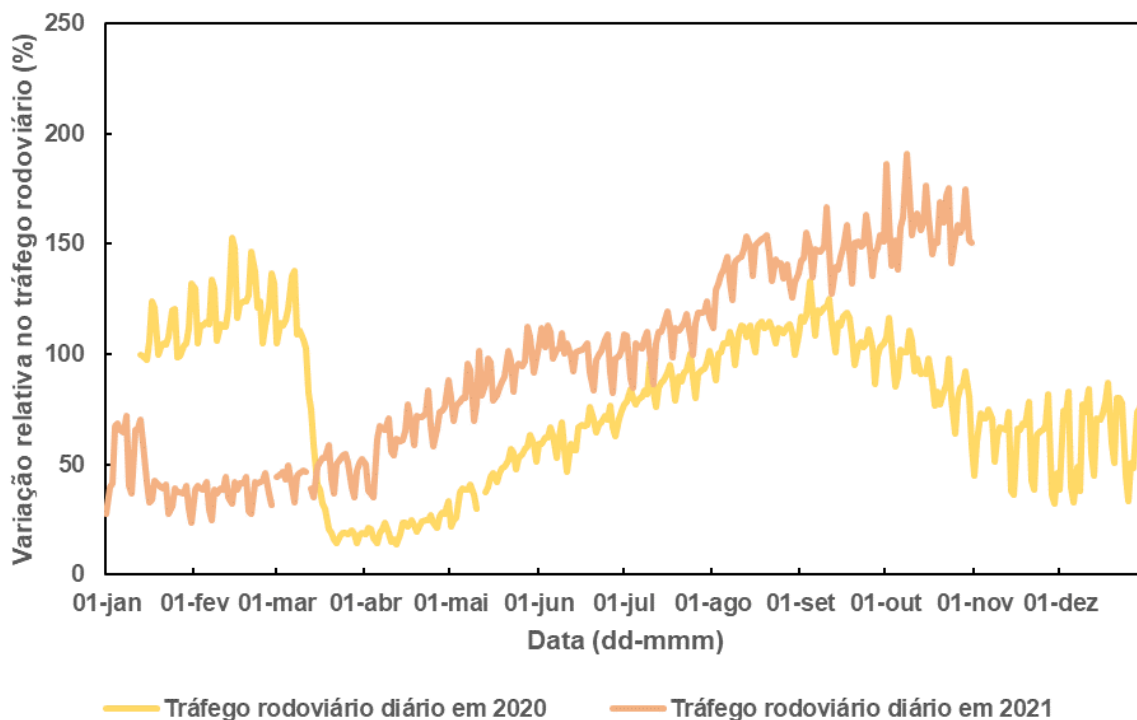


Figura 21 - Variação relativa (a 13 de janeiro de 2020) do tráfego rodoviário diário na AML entre 13 de janeiro de 2020 e 31 de outubro de 2021.

Fonte: Adaptado de Apple, 2021.

Como se pode verificar, na altura da declaração do primeiro estado de emergência, o volume de tráfego rodoviário decresceu subitamente para cerca de 20% do volume registado no dia 13 de janeiro de 2020. Tal como o número de voos, o volume de tráfego rodoviário também se intensificou a partir do término do primeiro estado de emergência (2 de maio de 2020), alcançando, no final de julho, níveis idênticos àqueles registados no período pré-pandemia. No outono, o volume voltou a diminuir, tal como sucedeu com o número de voos, e foram atingidos novos mínimos relativos após a declaração do novo estado de emergência (9 de novembro de 2020) e, novamente, no inverno, durante o segundo confinamento geral. Aquando do seu término, a meados de março de 2021, o volume de tráfego rodoviário cresceu, atingindo, no final de maio, valores semelhantes aos registados previamente ao período de pandemia. Na globalidade do período de amostragem durante a pandemia verificou-se uma redução de aproximadamente 36% no volume de tráfego rodoviário face ao período de pré-pandemia.

A enorme redução no volume de tráfego rodoviário, registada durante o período de confinamento geral, em 2020, explica o porquê dos valores limite das concentrações médias anuais de PM₁₀ e de NO₂ terem sido cumpridos em todas as estações de monitorização da QA, no concelho de Lisboa, algo inédito no caso do NO₂, como noticiado pela ZERO (2021).

4.2 Concentrações mássicas de PM₁₀

Concentrações médias diárias

Mediante a análise gravimétrica dos filtros utilizados no Leckel, obteve-se a concentração mássica média diária de PM₁₀ existente no ar ambiente do local de amostragem. Na Figura 22, encontram-se expostas as concentrações obtidas em cada amostragem, juntamente com o número de voos diários com partida ou chegada no AL e o volume de tráfego rodoviário diário na AML.

No período de amostragem anterior ao começo da pandemia, foram recolhidas 12 amostras, sendo que as suas concentrações médias diárias de PM₁₀ situaram-se entre 16.9 e 48.2 µg/m³, com uma média igual a 35.7 ± 9.0 µg/m³. Em nenhum destes dias foi excedido o VL da concentração média diária de 50 µg/m³, imposto pelo Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro. No período de amostragem seguinte, decorrido no período de desconfinamento seguido ao primeiro confinamento geral, foi recolhido um total de 41 amostras de PM₁₀, cujas concentrações médias diárias variaram entre 5.1 e 105.1 µg/m³, com uma média de 24.2 ± 15.4 µg/m³. Durante este período, o VL da concentração média diária foi ultrapassado uma única vez. Durante o período de amostragem seguinte, decorrido durante o segundo confinamento geral, o número de amostras recolhidas foi de 15, sendo a média das concentrações diárias de PM₁₀ igual a 32.7 ± 14.0 µg/m³, com mínimo igual a 10.8 µg/m³ e máximo igual a 63.2 µg/m³. Desta vez, o VL da concentração média diária foi ultrapassado por duas vezes. Finalmente, durante o último período de amostragem, após o término do segundo confinamento geral, foram recolhidas 32 amostras de PM₁₀, com as concentrações médias diárias a variarem entre 8.5 e 52.2 µg/m³, com uma média de 20.5 ± 10.4 µg/m³. Neste período, o VL da concentração média diária voltou a ser ultrapassado por uma vez.

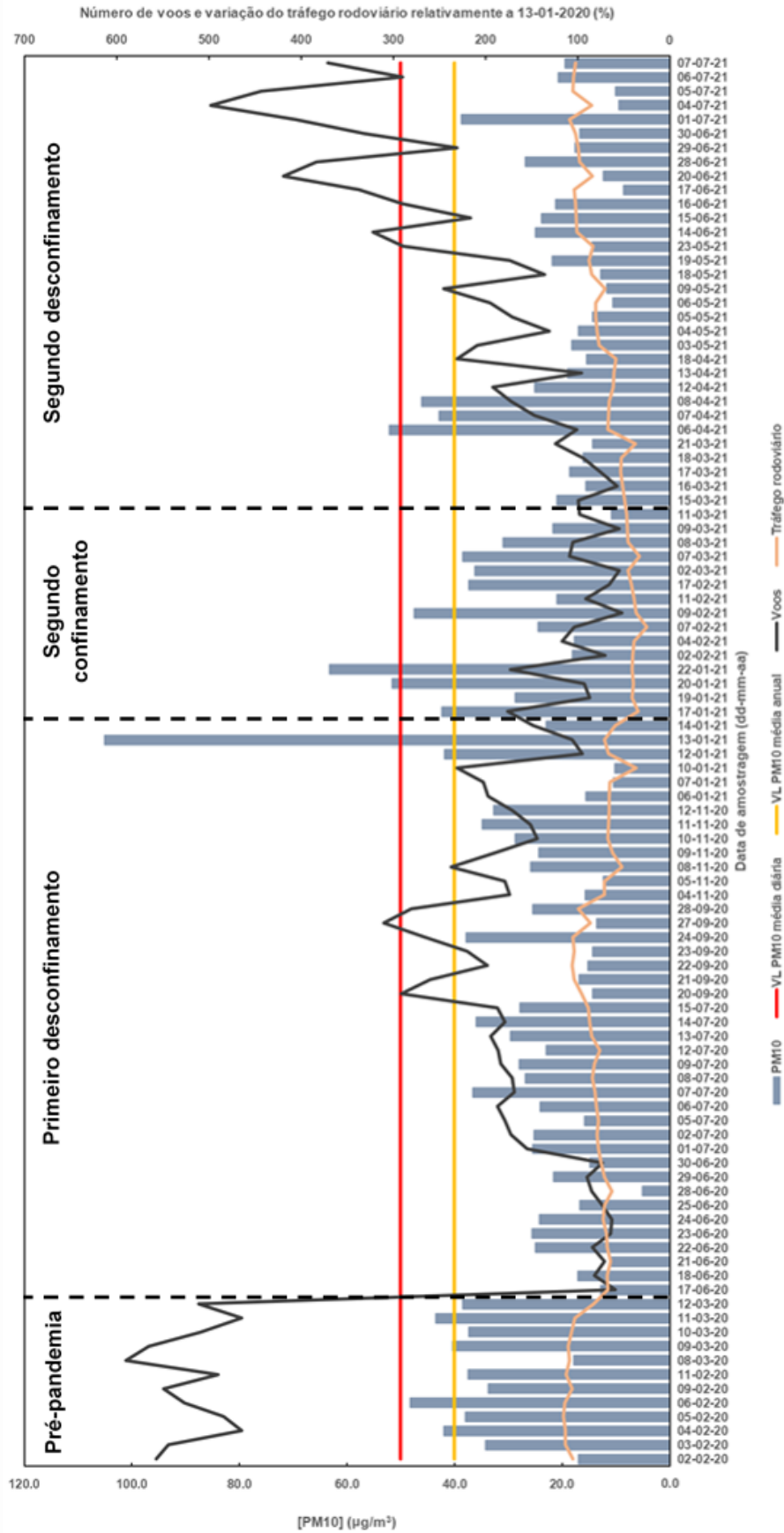


Figura 22 - Comparação entre as concentrações médias diárias da PM₁₀ amostrada pelo Leckel, o número de voos diários e o volume de tráfego rodoviário diário.

Dividindo todas as amostras em apenas dois grupos, sendo o primeiro grupo constituído pelas amostras recolhidas anteriormente à pandemia e o segundo grupo constituído pelas amostras recolhidas durante a pandemia (durante o primeiro desconfinamento, o segundo confinamento geral e o segundo desconfinamento), a média das concentrações médias diárias de PM₁₀ evoluiu de 35.7 ± 9.0 µg/m³ para 24.3 ± 14.1 µg/m³. Fazendo a mesma comparação, mas de forma a eliminar o efeito da sazonalidade, estabeleceu-se um primeiro grupo com as amostras recolhidas nos meses de fevereiro e março antes da pandemia e um segundo grupo com as amostras recolhidas no período homólogo durante a pandemia. Neste caso, a média das concentrações médias diárias de PM₁₀ evoluiu de 35.7 ± 9.0 µg/m³ para 24.4 ± 10.2 µg/m³.

Na Tabela 4, encontram-se sintetizadas as médias das concentrações médias diárias de PM₁₀ registadas nos diferentes períodos de amostragem e os respetivos desvios padrão.

Tabela 4 - Médias e desvios padrão das concentrações médias diárias da PM₁₀ amostrada pelo Leckel, obtidas nos respetivos períodos de amostragem.

Período de amostragem					
Pré-pandemia	Primeiro desconfinamento	Segundo confinamento	Segundo desconfinamento	Pandemia (total)	Pandemia (fevereiro e março)
35.7 ± 9.0	24.2 ± 15.4	32.7 ± 14.0	20.5 ± 10.4	24.3 ± 14.1	24.4 ± 10.2

As concentrações médias diárias de PM₁₀ registadas no período de pandemia diminuíram cerca de 32% face às concentrações registadas anteriormente. De acordo com os testes estatísticos, as concentrações de PM₁₀ pré-pandemia foram significativamente diferentes das concentrações verificadas no período total de pandemia e no período homólogo de pandemia ($p < 0.05$). De forma semelhante, o número de voos e o volume de tráfego rodoviário foram significativamente diferentes entre os períodos prévios e posteriores ao início da pandemia ($p < 0.05$). Estes resultados sugerem que o decréscimo nas concentrações ambiente de PM₁₀ se deveram, pelo menos parcialmente, à redução do tráfego aéreo e rodoviário. Esta ilação é sustentada pelos resultados obtidos por Gama et al. (2021). De acordo com os mesmos, as concentrações médias de PM₁₀ registadas em mais de 20 estações de monitorização da QA, distribuídas por Portugal continental, diminuíram em média 30% entre o início de 2020 (1 de janeiro a 15 de março) e o período de confinamento geral ou parcial (16 de março a 31 de maio) (Gama et al., 2021). Além disso, as estações de tráfego foram aquelas que registaram a maior redução relativa nas concentrações atmosféricas de PM₁₀, evidenciando o impacte que a diminuição do volume de tráfego rodoviário teve nas mesmas (Gama et al., 2021).

As reduções nas concentrações de poluentes entre diferentes períodos do ano podem dever-se parcialmente à variabilidade sazonal dos poluentes na atmosfera, como tal, também é necessário comparar as concentrações relativamente aos períodos homólogos de anos anteriores, de forma a atenuar o efeito da sazonalidade. Gama et al. (2021) também compararam as concentrações de PM₁₀ registadas entre 16 de março e 31 de maio de 2020 com a média do período homólogo dos cinco anos anteriores e, neste caso, a redução foi inferior (18%) (Gama et al., 2021). Os resultados desta tese

aproximam-se mais daqueles obtidos por Das et al. (2021), que constataram que as reduções nas concentrações médias de PM_{10} durante o primeiro confinamento e o primeiro desconfinamento, na cidade de Nova Deli, capital da Índia, face aos períodos homólogos dos dois anos anteriores, foram de 40% e de 35%, respetivamente (Das et al., 2021). Já na capital iraniana, Teerão, a diminuição nos níveis médios de PM_{10} registados nos sete meses iniciais do ano de 2020, face aos níveis médios registados nos mesmos meses entre os anos de 2016 e 2019, situou-se entre 20-30% em diferentes zonas da cidade, o que também suporta os resultados obtidos neste trabalho (Aghashariatmadari, 2021). Os resultados obtidos por Vega et al. (2021), para a Cidade do México e Londres, aproximam-se mais da média portuguesa obtida por Gama et al. (2021), do que com os resultados obtidos por Das et al. (2021) para Nova Deli e por Aghashariatmadari (2021) para Teerão. Enquanto a redução das concentrações médias de PM_{10} entre 1 de janeiro e 31 de agosto de 2017-2019 para 2020 foi de 16% na capital mexicana, esta foi de 20% na capital do Reino Unido (Vega et al., 2021). Mais uma vez, em ambas as cidades, a redução nas concentrações de poluentes atmosféricos coincidiu com a redução no tráfego rodoviário causada pelas medidas de confinamento (Vega et al., 2021).

Apesar de todas estas cidades terem passado por períodos semelhantes de confinamento geral ou parcial, as diferenças entre as reduções relativas nas concentrações de PM_{10} eram esperadas devido a serem influenciadas por diferentes fontes emissoras naturais, diferentes padrões meteorológicos, diferentes características topográficas, entre outros. Ademais, o efeito destes fatores foi sentido neste trabalho ao se registarem concentrações de PM_{10} superiores durante o segundo confinamento geral face aos dois períodos de desconfinamento, enquanto as emissões antropogénicas foram inferiores durante o confinamento, face aos dois desconfinamentos.

Concentrações médias horárias

Os dados adquiridos pelo DustTrak foram comparados e corrigidos perante as concentrações de PM_{10} obtidas pela análise gravimétrica dos filtros amostrados no Leckel. Esses resultados forneceram a variabilidade horária de PM_{10} observada durante o segundo desconfinamento. A distribuição horária das concentrações médias de PM_{10} encontra-se representada na Figura 23.

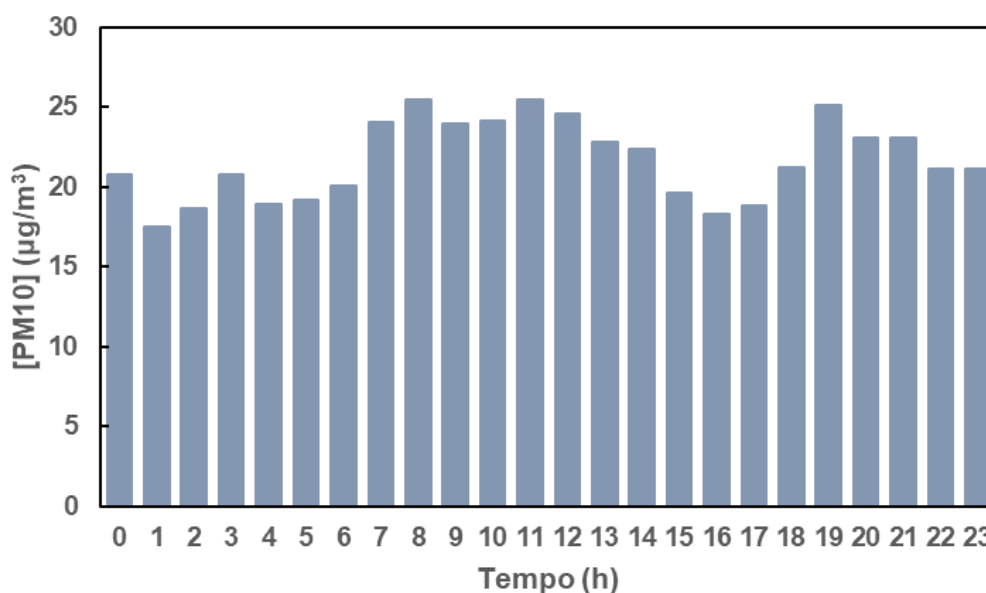


Figura 23 - Concentrações médias horárias de PM₁₀ registadas pelo DustTrak.

Durante o período do segundo desconfinamento, a concentração média horária de PM₁₀ alcançou um mínimo de 17.5 µg/m³ entre as 1-2 h e um máximo de 25.5 µg/m³ entre as 8-9 h e entre as 11-12 h. Apesar da amplitude das concentrações ser reduzida, é possível notar um incremento nas mesmas a partir das 7 h e, também, a partir das 18 h. Estes incrementos são justificados pelos picos de tráfego rodoviário que se verificam, aos dias úteis, antes e após os horários escolar e de trabalho. Os picos nas concentrações horárias de PM₁₀ não se encontram tão bem definidos como os picos no volume de tráfego rodoviário, uma vez que estas concentrações também dependem das emissões por fontes naturais, de reações químicas que formam PM₁₀ secundária e, também, de outras fontes emissoras antropogénicas, como, por exemplo, as emissões associadas à descolagem e aterragem das aeronaves no aeroporto e de todas as suas atividades de suporte. As baixas concentrações registadas entre as 0-6 h podem ser explicadas por coincidirem com o período noturno em que vigoram restrições operacionais no aeroporto, identificadas em legislação específica (ANA, 2016).

4.3 Distribuição granulométrica da matéria particulada

Através da análise gravimétrica dos filtros utilizados no Sioutas, obtiveram-se as concentrações mássicas de PM em cinco diferentes gamas de tamanhos, às quais os alunos da escola estiveram expostos. Na Figura 24, dispõem-se os gráficos da distribuição mássica da PM nos diferentes estágios de tamanho do Sioutas, em seis momentos distintos do período do segundo desconfinamento. É possível constatar que a distribuição granulométrica da fração fina da PM nos seus diferentes intervalos de dimensões não foi homogénea ao longo deste período, o que se poderá dever ao alívio gradual das restrições durante o desconfinamento. Esta ideia é corroborada pelo facto de a fração fina ser predominantemente originada por fontes antropogénicas de poluentes atmosféricos, cuja atividade evoluiu ao longo das diferentes fases de desconfinamento. Já a fração grosseira da PM apresentou, geralmente, um contributo mássico constante e superior ao contributo das restantes frações, exceto no gráfico c da Figura 24, no qual a fração compreendida entre 0.25-0.5 µm foi a mais influente. A

homogeneidade do contributo mássico da fração grosseira ao longo do período de desconfinamento é apoiada pelo facto de esta fração ser emitida essencialmente por fenómenos naturais.

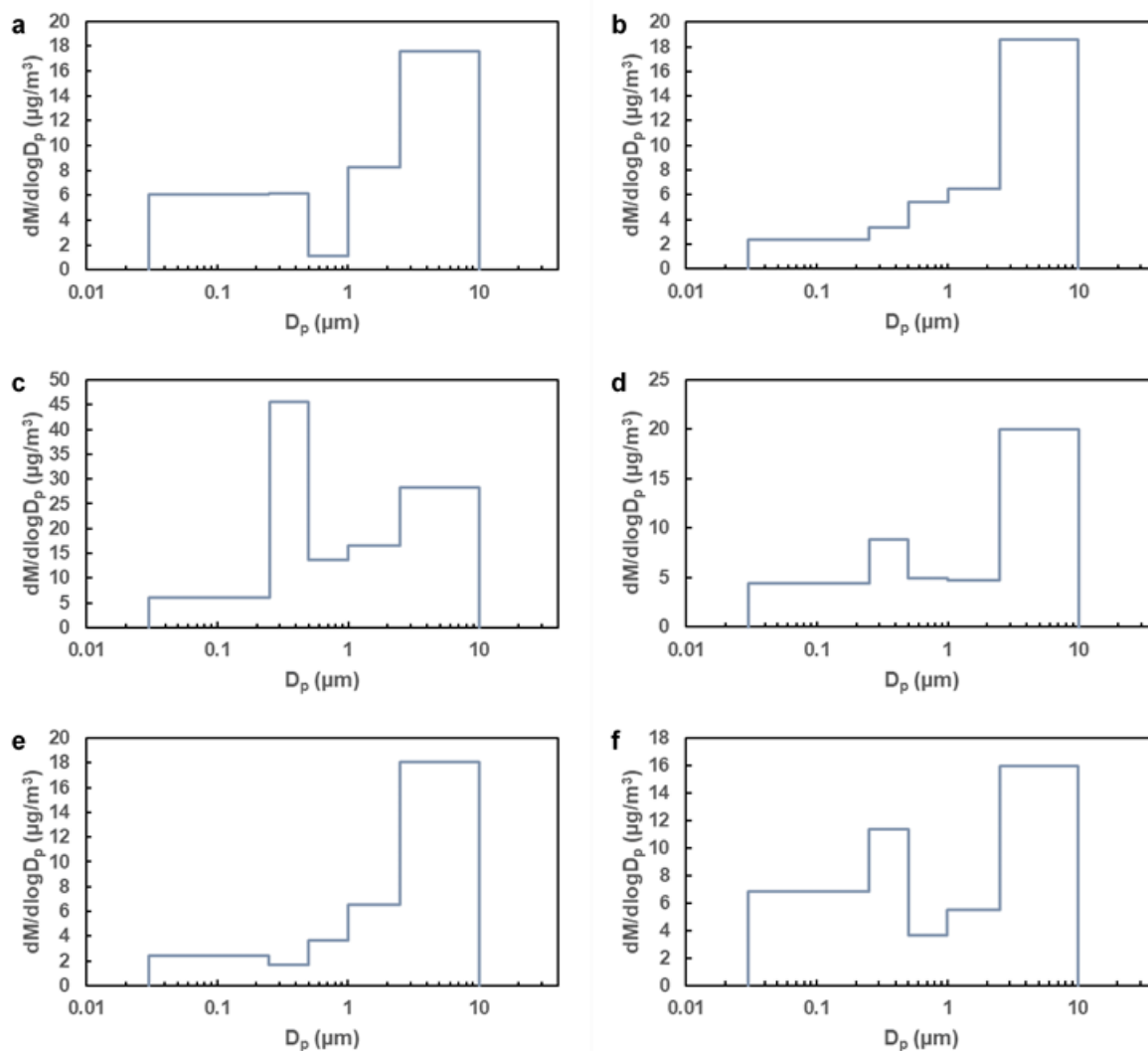


Figura 24 - Distribuição mássica nas diferentes frações granulométricas do Sioutas (a: 09/03/2021; b: 17/03/2021; c: 06-08/04/2021; d: 12-13/04/2021; e: 18-19/05/2021; f: 15-16/06/2021).

Na Figura 25, apresentam-se as contribuições mássicas de cada gama de tamanhos e, também, as respetivas concentrações mássicas de PM_{10} registadas em cada um dos seis momentos de amostragem, durante o período do segundo desconfinamento.

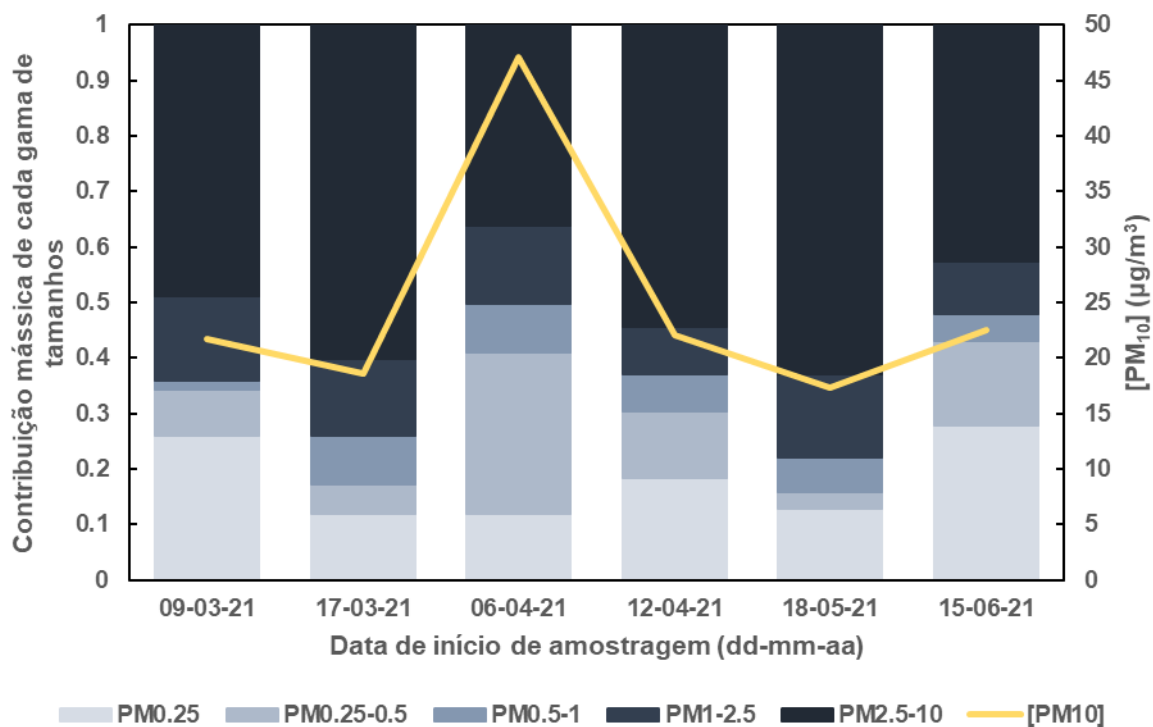


Figura 25 - Contribuição mássica de cada gama de tamanhos e respectiva concentração de PM_{10} no ar ambiente.

4.4 Concentrações numéricas de $PN_{0.01-1}$

As concentrações numéricas de partículas com DA compreendido entre 0.01-1 μm presentes no ar ambiente foram adquiridas pelo CPC. A Figura 26 expõe as médias diárias destas concentrações, acompanhadas pelo número de voos com partida ou chegada no AL e o volume de tráfego rodoviário na AML, dos respetivos dias.

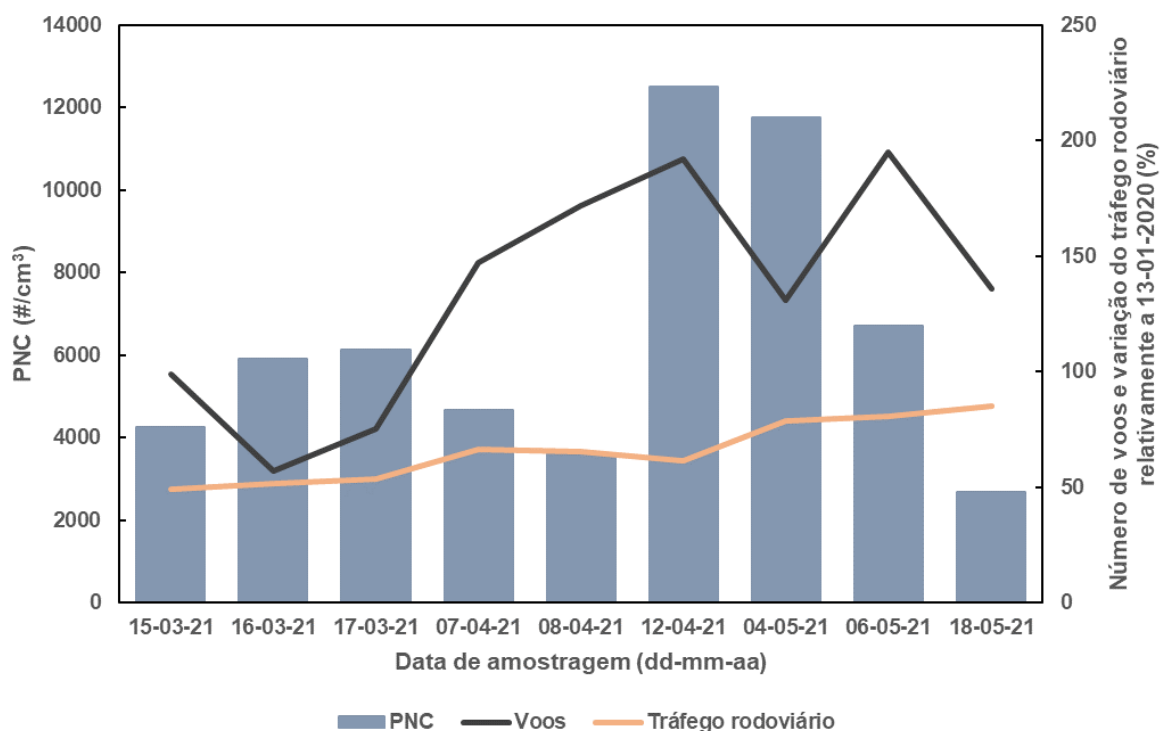


Figura 26 - Comparação entre as concentrações numéricas médias diárias de $PN_{0.01-1}$ registadas pelo CPC, o número de voos diários e o volume de tráfego rodoviário diário.

Durante o período do segundo desconfinamento, as concentrações médias de $PN_{0.01-1}$, verificadas entre as 12-17 h (período comum a todos os dias de amostragem), variaram entre 2676-12516 $\#/cm^3$, com uma média de $6472 \pm 3262 \#/cm^3$. As correlações de Spearman entre as concentrações de $PN_{0.01-1}$ e o número de voos e o volume de tráfego rodoviário são ambas insignificantes (0.18 e -0.05, respetivamente), o que pode ser parcialmente devido ao facto de as concentrações de $PN_{0.01-1}$ corresponderem apenas à média verificada num período de 5 horas, enquanto tanto o número de voos como o volume de tráfego rodoviário representam os respetivos dias na sua totalidade. Além disto, a intensa redução identificada nos volumes de tráfego aéreo e rodoviário limitou a influência destas fontes nas concentrações de poluentes no ar ambiente e, por conseguinte, também a correlação entre ambos. Assim, como esperado, tanto a concentração média de $PN_{0.01-1}$ como a sua correlação com o número de voos, não vão de encontro aos resultados obtidos no estudo desenvolvido por Lopes et al. (2019), anteriormente à pandemia. Este estudo contou com 14 pontos de amostragem, catalogados de acordo com as suas posições relativas ao AL como: pontos situados longe da influência do AL; pontos situados na direção de aterragem e/ou sob a influência das atividades do AL; pontos situados na direção de descolagem; e pontos situados lateralmente em relação à pista do AL (Lopes et al., 2019). Destes 14 locais de amostragem, aqueles sob condições semelhantes e mais próximos ao local de amostragem desta tese, são os dois pontos situados lateralmente e do mesmo lado da pista do AL. Nestes dois locais, situados a 692 m e a 872 m, em linha reta, do centro da pista, as concentrações numéricas de UFP variaram entre 7750-172000 $\#/cm^3$ e 6090-325000 $\#/cm^3$, respetivamente, com médias de 34952 $\#/cm^3$ e de 25041 $\#/cm^3$. Como se pode verificar, a concentração média foi superior no local mais próximo ao aeroporto. Ademais, para além de as concentrações registadas por Lopes et al. (2019),

anteriormente à pandemia, serem imensamente superiores às concentrações obtidas neste trabalho, também o é a correlação entre a concentração numérica de UFP e o número de voos (0.90) (Lopes et al., 2019). Contudo, os maiores incrementos nas concentrações de UFP foram identificados em pontos de amostragem situados na direção de aterragem, nos quais foram registados aumentos de 18-26 vezes face a períodos sem a ocorrência de ciclos de aterragem e descolagem (Lopes et al., 2019). Em condições normais, a população residente ou ativa em proximidade ao AL encontrava-se exposta a elevadíssimas concentrações atmosféricas de UFP, no entanto, a redução da atividade humana causada pela pandemia veio diminuir a exposição da população a estas partículas e o seu potencial de resultar em problemas de saúde.

4.5 Composição química de PM₁₀

4.5.1 Carbono negro

Concentrações médias diárias

Após a análise dos filtros utilizados no Leckel, efetuada no MABI, obteve-se a concentração média diária de BC e, também, as suas frações provenientes da queima de biomassa (BC_{bb}) e da queima de combustíveis fósseis (BC_{tr}). Na Figura 27, apresentam-se as concentrações provenientes de cada fonte emissora obtidas em cada amostragem, juntamente com o número de voos diários com partida ou chegada no AL e o volume de tráfego rodoviário diário na AML.

No período de amostragem que precedeu a pandemia, enquanto a concentração diária de BC_{bb} se distribuiu entre 0 e 400 ng/m³, com uma média de 263 ± 133 ng/m³, a concentração diária de BC_{tr} variou entre 600 e 4369 ng/m³, com uma média de 2631 ± 1091 ng/m³. No período de amostragem seguido ao término do primeiro confinamento geral, a concentração média diária de BC_{bb} situou-se entre 0 e 580 ng/m³, com uma média de 261 ± 116 ng/m³, e a concentração média diária de BC_{tr} oscilou entre 418 e 5531 ng/m³, com uma média de 1696 ± 1174 ng/m³. No período de amostragem decorrido durante o segundo confinamento geral, as concentrações médias diárias de BC_{bb} e de BC_{tr} tiveram mínimos de 134 ng/m³ e 336 ng/m³, máximos de 683 ng/m³ e 3225 ng/m³, e médias de 308 ± 142 ng/m³ e 1288 ± 803 ng/m³, respetivamente. No último período de amostragem, decorrido após o final do segundo confinamento geral, a concentração média diária de BC_{bb} distribuiu-se entre 4 e 390 ng/m³, com valor médio igual a 240 ± 97 ng/m³, e a concentração média diária de BC_{tr} oscilou entre 188 e 2826 ng/m³, com valor médio igual a 1134 ± 597 ng/m³.

Comparando as amostras recolhidas previamente ao início da pandemia com as amostras recolhidas durante a pandemia, as médias das concentrações médias diárias de BC_{bb} e de BC_{tr} evoluíram de 263 ± 133 ng/m³ e 2631 ± 1091 ng/m³ para 261 ± 117 ng/m³ e 1422 ± 975 ng/m³, respetivamente. Comparando as amostras recolhidas antes da pandemia somente com as amostras recolhidas no período homólogo durante o decorrer da pandemia, com o objetivo de eliminar as variações sazonais das concentrações de poluentes, as médias das concentrações médias diárias de BC_{bb} e de BC_{tr} variaram de 263 ± 133 ng/m³ e 2631 ± 1091 ng/m³ para 290 ± 94 ng/m³ e 1112 ± 556 ng/m³, respetivamente.

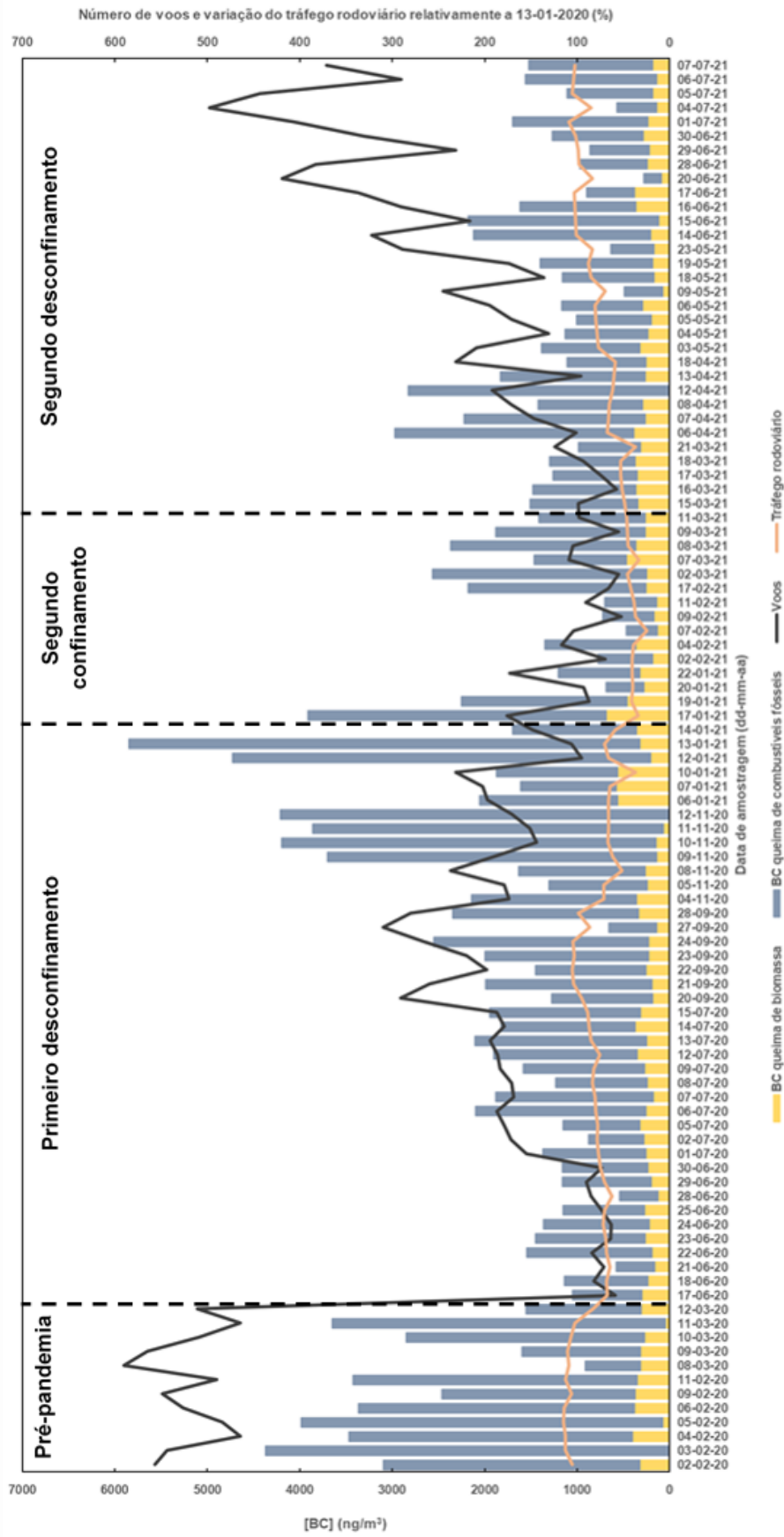


Figura 27 - Comparação entre as concentrações médias diárias de BC (gerado pela queima de biomassa e pela queima de combustíveis fósseis), o número de voos diários e o volume de tráfego rodoviário diário.

Na Tabela 5, encontram-se resumidas as médias das concentrações médias diárias de BC_{bb} , de BC_{tr} e de BC total registadas nos diferentes períodos de amostragem e os respetivos desvios padrão. Apresentam-se também as percentagens médias de BC presentes na PM_{10} recolhida nos filtros nos diferentes períodos de amostragem.

Tabela 5 - Médias e desvios padrão das concentrações médias diárias de BC_{bb} , BC_{tr} e BC , e razões entre as concentrações de BC/PM_{10} , de BC_{bb}/BC e de BC_{tr}/BC , obtidas nos respetivos períodos de amostragem.

Período de amostragem	Pré-pandemia	Primeiro desconfinamento	Segundo confinamento	Segundo desconfinamento	Pandemia (total)	Pandemia (fevereiro e março)
$\overline{[BC_{bb}]} \pm \sigma \left(\frac{ng}{m^3} \right)$	263 ± 133	261 ± 116	308 ± 142	240 ± 97	261 ± 117	290 ± 94
$\overline{[BC_{tr}]} \pm \sigma \left(\frac{ng}{m^3} \right)$	2631 ± 1091	1696 ± 1174	1288 ± 803	1134 ± 597	1422 ± 975	1112 ± 556
$\overline{[BC]} \pm \sigma \left(\frac{ng}{m^3} \right)$	2894 ± 1015	1957 ± 1150	1596 ± 906	1374 ± 599	1683 ± 979	1402 ± 590
$\frac{[BC]}{[PM_{10}]} (\%)$	8.5	8.7	5.7	7.1	7.6	6.5
$\frac{[BC_{bb}]}{[BC]} / \frac{[BC_{tr}]}{[BC]} (\%)$	9.1/90.9	13.3/86.7	19.3/80.7	17.5/82.5	15.5/84.5	20.7/79.3

Enquanto as concentrações médias diárias de BC diminuíram cerca de 42% entre o período de pré-pandemia e o período total de pandemia, entre os períodos homólogos, a diminuição foi de aproximadamente 52%. Estas reduções nos níveis atmosféricos de BC deveram-se principalmente à redução do volume de tráfego, uma vez que as concentrações médias diárias de BC_{tr} diminuíram aproximadamente, entre os respetivos períodos, 46% e 58%. Já as concentrações de BC_{bb} chegaram a aumentar cerca de 10% entre os períodos homólogos pré-pandemia e de pandemia, o que presumivelmente se deveu ao aumento da frequência da queima de biomassa em lareiras, derivado do crescimento do tempo passado em casa pela população durante o confinamento. Como seria de esperar observando estes resultados, os testes estatísticos comprovaram que enquanto as concentrações de BC e de BC_{tr} foram significativamente diferentes entre o pré-pandemia e a pandemia ($p < 0.05$), o mesmo não sucedeu no caso das concentrações de BC_{bb} ($p > 0.05$). A fração de BC presente na PM_{10} também decresceu durante a pandemia, o que sugere que o papel da combustão na produção de partículas atmosféricas diminuiu com a implementação de medidas de confinamento. Já dentro do BC, a fração proveniente da queima de combustíveis fósseis manteve a preponderância face à fração originada pela queima de biomassa, no entanto, a diferença entre as duas encurtou-se.

Num estudo elaborado na cidade de Nova Deli, Goel et al. (2021) constataram que as concentrações de BC, registadas nos quatro meses iniciais da pandemia, que englobaram períodos de confinamento e de desconfinamento, foram entre 53-78% inferiores à média das concentrações obtidas no mês anterior ao início da pandemia (Goel et al., 2021). De forma semelhante ao detetado neste trabalho, apesar do avultado decréscimo no volume de tráfego rodoviário e do conseqüente declínio nas concentrações de BC_{tr} registadas em Nova Deli, esta continuou a ser a fração dominante do BC, não obstante o ressalto das concentrações de BC_{bb} até aos níveis verificados no mês anterior ao início da pandemia, devido ao aumento do número de eventos de queima de resíduos agrícolas, no mês de maio, no norte da Índia (Goel et al., 2021). Noutro estudo desenvolvido numa zona comercial-residencial mista em Somerville, Massachusetts, Estados Unidos da América, em que a principal fonte de poluentes atmosféricos é o tráfego rodoviário, Hudda et al. (2020) verificaram que as medidas de confinamento resultaram numa queda de 71% no tráfego de veículos ligeiros e de 46% no tráfego de veículos pesados, o que se traduziu numa redução de 22-56% nas concentrações de BC, face às concentrações pré-pandémicas (Hudda et al., 2020).

Posto que o BC é um poluente primário maioritariamente emitido por fontes antropogénicas, enquanto a PM_{10} tanto pode ser primária como secundária, além da sua componente natural influenciar significativamente a sua concentração total, a redução da atividade humana resultante das medidas de confinamento traduziu-se num decréscimo superior nas concentrações de BC do que nas concentrações de PM_{10} . Comparando os resultados obtidos por Das et al. (2021) com os resultados de Goel et al. (2021), é possível notar que, na cidade de Nova Deli, a redução nas concentrações de BC também foi superior à redução nas concentrações de PM_{10} no ar ambiente (Das et al., 2021; Goel et al., 2021).

Além disto, as concentrações de PM₁₀ verificadas durante o segundo confinamento geral também foram superiores às esperadas devido à ocorrência de episódios de transporte de massas de ar provenientes do norte de África. Estes episódios, representados na Figura 28, foram identificados pelo modelo HYSPLIT (*Hybrid Single-Particle Lagrangian Integrated Trajectory*) em três dias de amostragem durante o período do segundo confinamento geral (17-02-2021, 02-03-2021 e 07-03-2021), em que as concentrações de PM₁₀ registadas foram elevadas. Na Figura 28, as linhas vermelha, azul e verde representam as trajetórias retrogradadas das massas de ar que no início de cada amostragem se encontravam a, respetivamente, 50 m, 500 m e 1000 m de altitude sobre o local de amostragem, sendo que nos três casos, pelo menos uma das trajetórias cruzou o norte de África. Uma vez que se trata de um fenómeno natural, as concentrações de BC não são afetadas pelo mesmo, ao contrário das concentrações de PM₁₀ que aumentam.

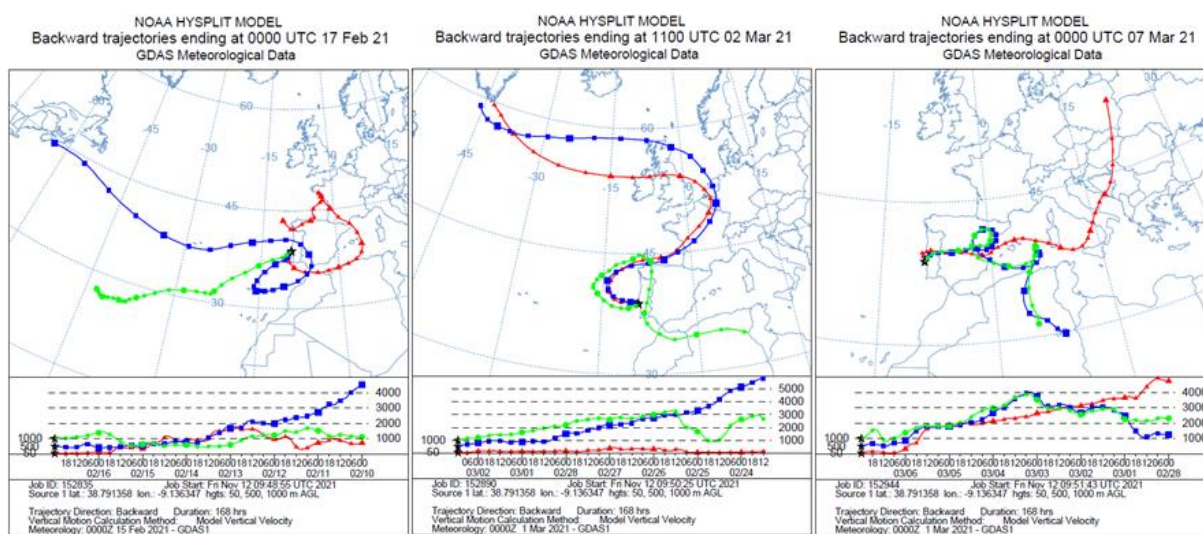


Figura 28 - Trajetórias retrogradadas das massas de ar amostradas nos dias 17-02-2021, 02-03-2021 e 07-03-2021, obtidas com recurso ao modelo HYSPLIT.

Concentrações médias horárias

Os dados adquiridos pelo microAeth® AE51 e, posteriormente, comparados e corrigidos perante as concentrações de BC obtidas pela análise dos filtros utilizados no Leckel através do MABI, evidenciaram a variabilidade horária de BC experienciada durante o segundo desconfinamento. Esta variabilidade encontra-se representada na Figura 29.

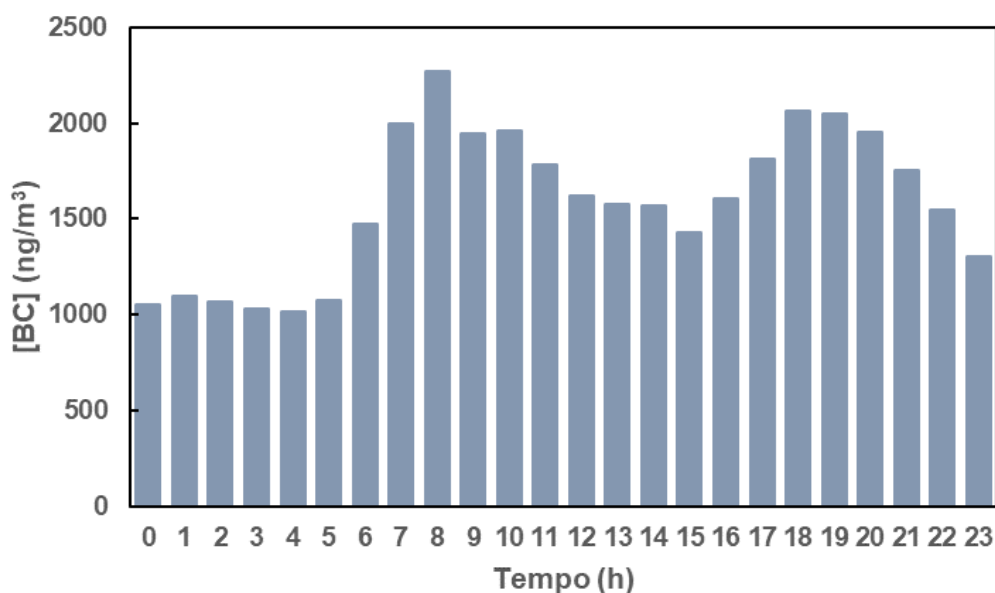


Figura 29 - Concentrações médias horárias de BC registadas pelo microAeth.

A concentração média horária de BC atingiu um valor mínimo de 1013 ng/m³ entre as 4-5 h e um valor máximo de 2271 ng/m³ entre as 8-9 h. Pelo contrário do que se verifica nas concentrações médias horárias de PM₁₀ (Figura 23), as concentrações médias horárias de BC apresentam uma maior amplitude de valores e, como tal, os picos nas concentrações derivados da intensificação do volume de tráfego rodoviário nas horas de ponta (máximos relativos detetados entre as 8-9 h e entre as 18-19 h) encontram-se bem definidos e representados. Uma vez que, durante o segundo desconfinamento, a fração dominante do BC foi o BC_{ir}, perfazendo 82.5% do BC total, é seguro inferir que as variações nas concentrações atmosféricas de BC estão intimamente ligadas às variações no volume de tráfego, tal como se pode verificar pela análise da Figura 29. Após os incrementos verificados antes do início e após o final dos horários escolar e de trabalho, as concentrações decresceram gradualmente, sendo que os seus valores mínimos foram todos alcançados no período noturno de restrições operacionais do AL, entre as 0-6 h.

4.5.2 Elementos químicos

Uma vez analisados os filtros através do método de PIXE, conheceu-se a composição elementar da PM₁₀ amostrada. Os elementos químicos detetados foram: Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Y, Zr, Mo, Ba e Pb. A massa média global dos elementos químicos identificados foi de 7.2 µg/m³, o que representou cerca de 29.6% da massa total de PM₁₀ amostrada. Os elementos com a maior massa, em média, na massa global dos elementos químicos detetados foram o Si com 18.4%, o Na com 16.6%, o Cl com 15.9%, o Ca com 12.6%, o Al com 9.1%, o S com 8.6%, o Fe com 6.1%, o K com 5.4% e o Mg com 4.4%.

Além da redução já observada nas concentrações atmosféricas de PM₁₀ entre os períodos homólogos de fevereiro e março de 2020 (pré-pandemia) e fevereiro e março de 2021 (pandemia), pôde-se agora verificar que, entre os dois períodos, também ocorreu uma variação na contribuição relativa dos

elementos para a composição química global da PM₁₀. Em média, as concentrações mássicas dos elementos químicos diminuíram 6.5% entre os dois períodos homólogos. Enquanto nas concentrações de Na, Mg, P, S, Cl, K, Ca, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Se, Br, Zr e Mo se verificou uma redução média de 57.0%, as concentrações de Al, Si, Ti, V, Rb, Sr, Ba e Pb aumentaram, em média, 107.2%, no entanto, o grande aumento nas concentrações destas espécies químicas (excetuando o V e o Pb) é explicado pelos episódios já identificados de transporte de massas de ar provenientes do norte de África. Para o As não foi possível efetuar esta comparação, uma vez que os valores estiveram abaixo do limite de deteção da técnica de análise, durante o período de fevereiro e março de 2021.

4.5.3 Iões solúveis em água

Após a análise dos filtros pelo método de Cl, foram identificados os iões solúveis em água presentes na PM₁₀ amostrada (Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, NH₄⁺, Cl⁻, NO₃⁻ e SO₄²⁻) e as respetivas concentrações, o que é fundamental para identificar as suas fontes emissoras. A concentração global dos iões solúveis em água identificados oscilou entre 1.5 e 22.9 µg/m³, com uma média de 8.0 ± 4.3 µg/m³. Esta massa correspondeu em média a 32.0% da massa total de PM₁₀ amostrada. Dos iões solúveis em água identificados, aqueles que contribuíram, em média, mais significativamente para a sua massa global foram o Cl⁻ com 21.7%, o NO₃⁻ com 20.8%, o SO₄²⁻ com 18.9%, o Na⁺ com 16.2% e o Ca²⁺ com 13.1%.

A alteração nos padrões de emissões de poluentes atmosféricos provocada pela pandemia sentiu-se não só nas suas concentrações como também nas suas composições químicas. Em média, as concentrações dos iões solúveis em água diminuíram 35.4% entre os períodos homólogos, sendo que a maior redução foi sentida nas concentrações de NO₃⁻, que regrediram de 2995 para 1243 ng/m³, ou seja, aproximadamente 58.5%. Seguiram-se o Ca²⁺ com uma redução 1533 para 828 ng/m³ (46.0%), o K⁺ com uma diminuição de 284 para 170 ng/m³ (40.3%), o Na⁺ com uma atenuação de 2190 para 1572 ng/m³ (28.2%), o Cl⁻ com uma descida de 2808 para 2153 ng/m³ (23.3%), o Mg²⁺ com um abatimento de 233 para 185 ng/m³ (20.6%), o NH₄⁺ com um decréscimo de 372 para 307 ng/m³ (17.5%) e, por último, o SO₄²⁻ com uma queda de 1379 para 1165 ng/m³ (15.5%).

4.6 Fontes emissoras da matéria particulada

Com recurso ao modelo EPA PMF, apresentado na Secção 3.5, foi possível identificar as principais fontes que contribuíram para os níveis de PM₁₀. Uma vez que este é um modelo matemático no recetor que se baseia numa equação de balanço de massa que associa a concentração de cada componente químico da PM₁₀ com os perfis químicos das principais fontes e as suas contribuições para a massa total de PM₁₀, o modelo requer como dados de entrada as concentrações e as incertezas dos componentes químicos da PM₁₀ e o número de fontes principais. Como tal, foram fornecidos ao modelo as concentrações e as incertezas apenas dos componentes que foram detetados em todas as fases do período de amostragem, os quais foram: Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Se, Br, Sr, BC, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺ e Ca²⁺.

Para os elementos e iões em que foram detetados valores abaixo do limite de deteção, estes foram substituídos por 1/2 do limite de deteção e as suas incertezas foram substituídas por 5/6 do mesmo limite. Posteriormente, foram identificados e removidos dez *outliers* nas concentrações de PM₁₀, Al, Si

e Cu, do total de cem amostras. Com recurso ao modelo HYSPLIT, descobriu-se que as elevadas concentrações de Al e Si (componentes característicos da matéria mineral) verificadas em três das amostras removidas da base de dados de entrada se deveram ao transporte atmosférico de massas de ar provenientes do norte de África (Amato et al., 2016). As espécies químicas foram categorizadas como “fortes”, “fracas” ou “más”. De forma a evitar a contagem dupla de massas, como, por exemplo, através da inclusão de elementos e também dos seus iões correspondentes na base de dados de entrada, enquanto os iões solúveis em água Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} e Ca^{2+} foram classificados como “fortes”, os seus elementos correspondentes Cl, S, Na, K, Mg e Ca foram catalogados como “maus”, sendo, assim, excluídos da base de dados. Optou-se por preferir os iões face aos elementos, uma vez que, para além de apresentarem uma relação sinal-ruído superior, também continham menos valores abaixo do limite de deteção. As espécies químicas com um número significativo (> 20% das amostras) de valores abaixo do limite de deteção (V, Cr, Se e Sr) foram catalogadas como “fracas”, o que lhes conferiu um menor peso na análise. As espécies restantes (Al, Si, P, Ti, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, Br, BC, NO_3^- e NH_4^+) foram classificadas como “fortes”. Uma vez que todas estas espécies químicas são componentes da PM_{10} , esta foi classificada como a variável total. Foi atribuída uma incerteza extra de modelação de 10%. Assim, o modelo ficou em condições de ser corrido e identificou 6 fatores principais responsáveis pela emissão/formação da PM_{10} amostrada.

Os 6 fatores identificados pelo modelo estão associados: 1) ao aerossol secundário, identificado pelos iões solúveis em água SO_4^{2-} , NO_3^- e NH_4^+ ; 2) às emissões do tráfego causadas pelo desgaste dos travões e pneus, pela combustão de óleo lubrificante e pela ressuspensão de poeiras na estrada, identificadas pelos elementos Cu, Zn, Ti, Cr, Mn, Se, Fe, Al e Si; 3) à combustão de fuel óleo e de biomassa, identificada pelo BC e pelos elementos Ni, P e Br; 4) às poeiras minerais, identificadas pelos elementos Al, Si, Ti e Fe; 5) ao aerossol marinho, identificado pelos iões solúveis em água Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} e K^+ ; e, finalmente, 6) às emissões de escape do tráfego, identificadas pelo BC e pelos iões solúveis em água NO_3^- e K^+ (Almeida, 2004; Calvo et al., 2013).

Na globalidade das amostras modeladas, o aerossol marinho foi o fator com o maior peso, em média, na concentração mássica de PM_{10} , sendo que aproximadamente 29.7% da massa das partículas amostradas proveio desta fonte. Seguiram-se o aerossol secundário, com cerca de 23.9% da massa de PM_{10} , o tráfego (emissões de escape), com cerca de 20.5%, o tráfego (sem emissões de escape), com aproximadamente 12.0%, as poeiras minerais, com cerca de 7.3%, e, por último, a combustão de fuel óleo e de biomassa, com aproximadamente 6.6%.

A Figura 30 demonstra como a implementação de medidas de confinamento, durante a pandemia, alterou a contribuição das diferentes fontes de partículas atmosféricas para a concentração mássica de PM_{10} amostrada. De acordo com os testes estatísticos, as contribuições do aerossol secundário, do tráfego (sem emissões de escape), da combustão de fuel óleo e de biomassa e das emissões de escape do tráfego variaram significativamente entre os períodos de pré-pandemia e de pandemia ($p < 0.05$). Destas quatro fontes cujas contribuições variaram significativamente com a pandemia, a contribuição média do aerossol secundário foi a única que aumentou, neste caso, de $2902.1 \pm 2799.7 \text{ ng/m}^3$ para $6374.7 \pm 4925.8 \text{ ng/m}^3$, o que equivale a um aumento de cerca de 119.7%. Enquanto a contribuição

média do tráfego (sem emissões de escape) diminuiu de $9411.3 \pm 4161.9 \text{ ng/m}^3$ para $2636.4 \pm 2161.3 \text{ ng/m}^3$ (-72.0%), a contribuição média da combustão de fuel óleo e de biomassa diminuiu de $3825.6 \pm 1877.5 \text{ ng/m}^3$ para $1427.9 \pm 1732.9 \text{ ng/m}^3$ (-62.7%) e, ainda, a contribuição média das emissões de escape do tráfego diminuiu de $9632.3 \pm 6336.7 \text{ ng/m}^3$ para $4443.4 \pm 5067.2 \text{ ng/m}^3$ (-53.9%). Já a contribuição média da poeira mineral aumentou de $1837.2 \pm 1291.8 \text{ ng/m}^3$ para $1913.9 \pm 2068.8 \text{ ng/m}^3$ (4.2%), enquanto a contribuição média do aerossol marinho diminuiu de $10465.2 \pm 8894.5 \text{ ng/m}^3$ para $6771.5 \pm 7925.5 \text{ ng/m}^3$ (-35.3%), no entanto, os testes estatísticos mostraram que não variaram significativamente entre os períodos de pré-pandemia e de pandemia ($p > 0.05$).

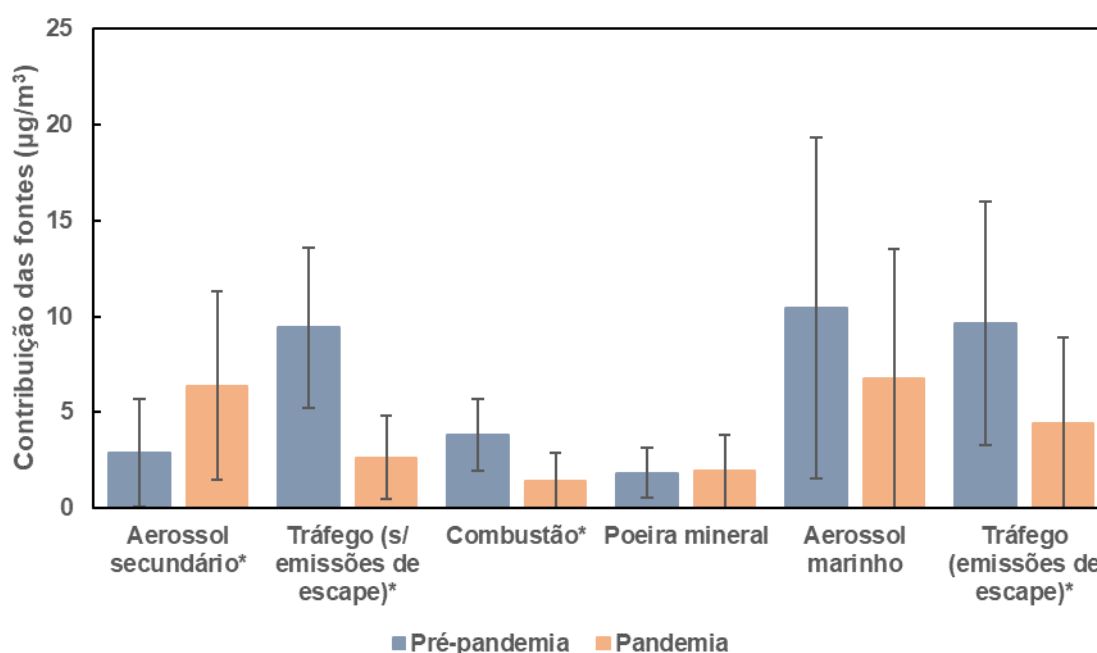


Figura 30 - Contribuição das diferentes fontes para a concentração mássica da PM_{10} amostrada pelo Leckel nos períodos de pré-pandemia e de pandemia.

Nota: As fontes cujas variações foram significativas encontram-se destacadas por um asterisco.

Os testes estatísticos aplicados à PM_{10} e a todos as suas espécies constituintes revelaram que, à exceção dos elementos químicos Al e Si e dos iões solúveis em água Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , NH_4^+ e Mg^{2+} , as concentrações mássicas das restantes espécies e da própria PM_{10} registadas no período de pandemia diferiram significativamente daquelas registadas no período de pré-pandemia ($p < 0.05$). Estas variações são apresentadas na Figura 31. Os resultados destes testes estatísticos vão de encontro aos resultados dos testes estatísticos aplicados às fontes de PM_{10} analisadas. Isto é, tal como as concentrações dos elementos químicos Al e Si, elementos característicos da crosta terrestre, não variaram significativamente com a implementação de medidas de confinamento, a contribuição das poeiras minerais para a concentração de PM_{10} amostrada também não se alterou significativamente, como seria de esperar, uma vez que se trata de uma fonte natural. De forma similar, as concentrações dos iões solúveis em água Cl^- , Na^+ e Mg^{2+} , constituintes do aerossol marinho, também não variaram significativamente, tal como aconteceu com a contribuição desta fonte natural para a concentração de PM_{10} amostrada. No que toca aos constituintes da PM_{10} provenientes de fontes antropogénicas de

poluentes, verificaram-se reduções significativas nas suas concentrações. As concentrações dos constituintes característicos das emissões de escape do tráfego, BC, NO_3^- e K^+ , sofreram reduções relativas semelhantes, 41.8%, 51.0% e 44.4%, respetivamente. Estas reduções, aliadas à redução da contribuição desta fonte para a concentração de PM_{10} (53.9%), sugerem que as reduções de 68% e de 36% registadas, respetivamente, nos volumes de tráfego aéreo e rodoviário evidenciam a influência que a queima de combustíveis fósseis exercia, antes da pandemia, na QA da área de estudo, e como a implementação de medidas de confinamento, durante a pandemia, reverteu esse cenário. Os efeitos da diminuição do volume de tráfego rodoviário notaram-se ainda nas reduções das concentrações de Cu (80.2%) e Zn (72.3%), elementos emitidos pela abrasão dos pneus e dos travões dos veículos, e de elementos da crosta terrestre, como Ti (24.2%), Fe (53.5%) e Sr (31.1%), emitidos pela ressuspensão de poeiras devido à circulação dos veículos na estrada. As concentrações de Ni e Br, associados à combustão de fuel óleo, também sofreram reduções significativas, respetivamente, de 68.2% e de 69.2%, tal como o BC (41.8%) e o P (65.7%), associados à combustão de biomassa. Já, no que toca ao aerossol secundário, apesar da concentração de NO_3^- ter decrescido significativamente (51.0%), enquanto as concentrações de SO_4^{2-} e de NH_4^+ sofreram apenas ligeiras reduções, de 0.4% e de 5.9%, respetivamente, a contribuição desta fonte de PM_{10} aumentou significativamente com a pandemia. Este comportamento deve-se ao facto dos aerossóis secundários se formarem através de reações químicas envolvendo gases precursores, emitidos tanto por fontes naturais, não afetadas pelas medidas de confinamento, como, também, por fontes antropogénicas, nem todas afetadas pelas medidas de confinamento. Enquanto o SO_4^{2-} é formado principalmente pela oxidação de SO_2 , o NO_3^- e o NH_4^+ são geralmente formados pela oxidação de NO, NO_2 , N_2O e NH_3 (Calvo et al., 2013). Estes gases são emitidos por processos de combustão, produção de energia, atividades agrícolas, lixeiras, incêndios florestais, emissões biogénicas, emissões do solo, entre outros (Calvo et al., 2013). De entre estas fontes, os processos de combustão, quer em transportes, quer em atividades industriais, foram a fonte mais impactada pelas medidas de confinamento. Uma vez que esta fonte emite, principalmente, os gases precursores de NO_3^- , isto justifica a larga redução nas concentrações desta espécie química face às reduções verificadas nas concentrações dos restantes constituintes do aerossol secundário analisados, SO_4^{2-} e NH_4^+ .

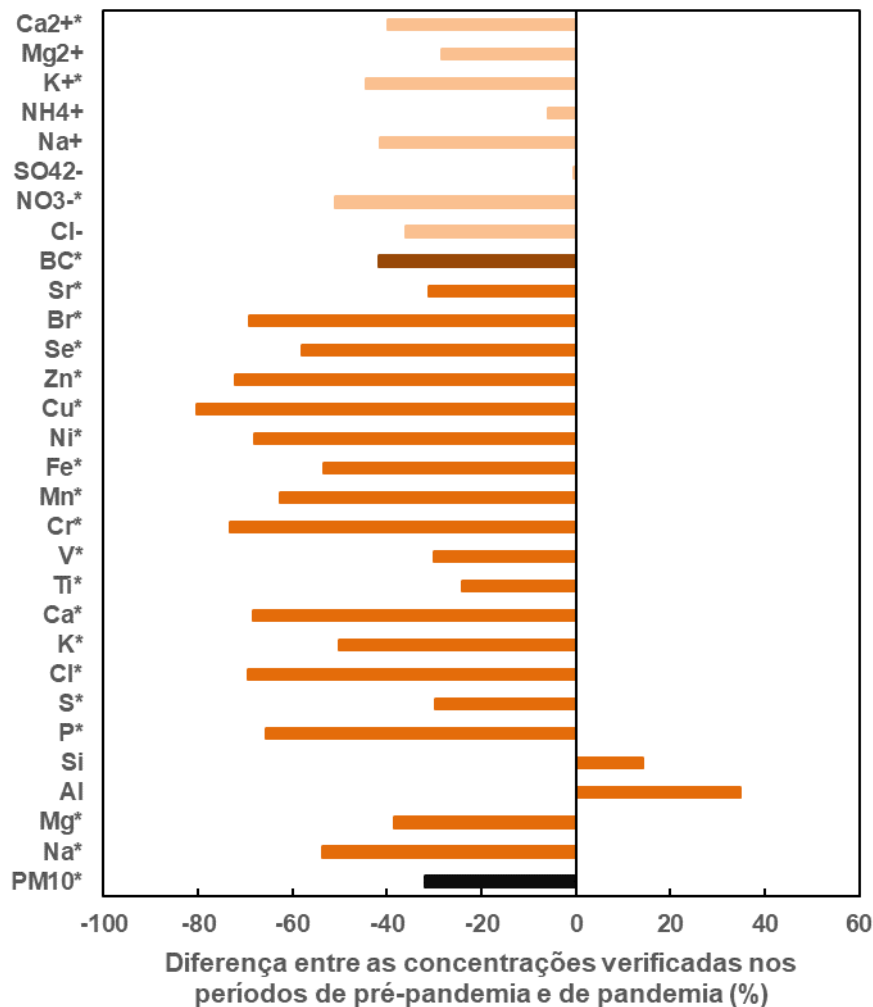


Figura 31 - Variação entre as concentrações mássicas médias dos constituintes da PM₁₀ amostrada pelo Leckel nos períodos de pré-pandemia e de pandemia.

Nota: Os constituintes cujas variações foram significativas encontram-se destacados por um asterisco.

Com base nas variações das contribuições mássicas das diferentes fontes de PM₁₀, sentidas devido à pandemia, apresentadas na Figura 30, a Figura 32 expõe como a contribuição de cada fonte relativa à massa total de PM₁₀ se alterou entre os dois períodos. Previamente ao início da pandemia, o aerossol presente na área de estudo devia-se principalmente às emissões do tráfego aéreo e rodoviário e ao aerossol marinho. Apesar dos acentuados decréscimos verificados durante a pandemia nos volumes de tráfego aéreo e rodoviário e, consequentemente, da perda de influência da contribuição mássica destas fontes para a massa total de PM₁₀, estas continuaram a ter um grande peso na massa total de aerossol atmosférico. Como expetado, pela proximidade do local de amostragem ao Oceano Atlântico, o aerossol marinho permaneceu como uma das principais fontes de PM₁₀, dado que se trata de uma fonte natural, não podendo ser afetada pelas medidas de confinamento. Em sentido inverso à perda de influência das emissões do tráfego, a contribuição do aerossol secundário ampliou-se excecionalmente durante a pandemia. Apesar do comportamento deste tipo de aerossol ser mais complexo e difícil de analisar, é provável que o seu crescimento se tenha devido ao facto das medidas de confinamento não terem afetado a maioria das fontes dos gases precursores destas espécies, como visto anteriormente.

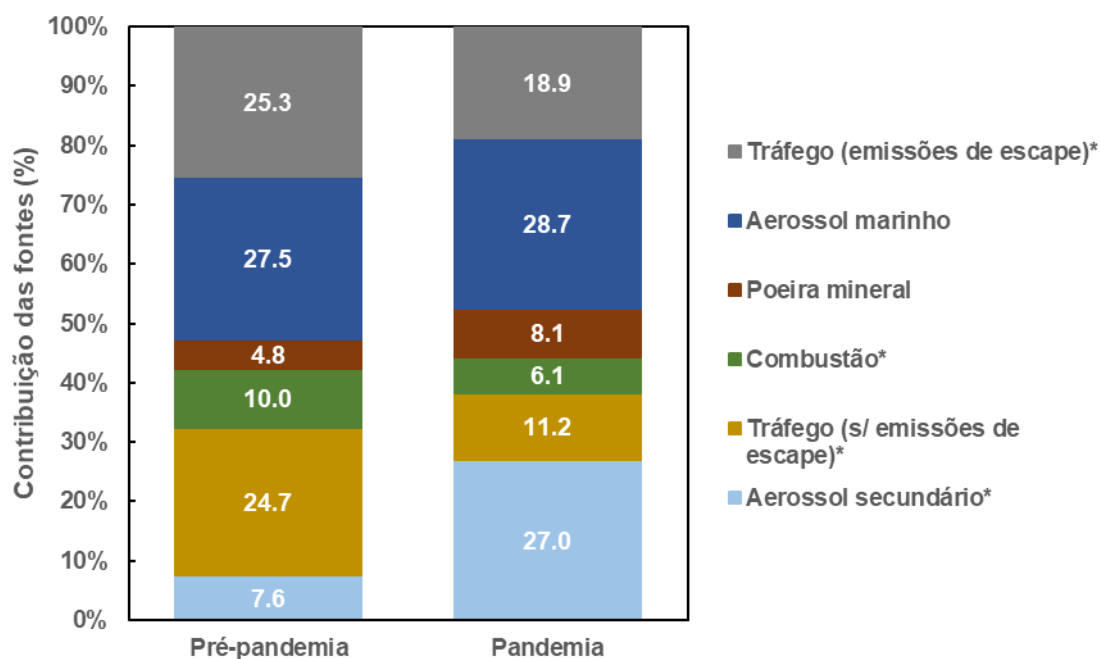


Figura 32 - Comparação entre a contribuição de cada fonte para a massa de PM_{10} amostrada pelo Leckel nos períodos de pré-pandemia e de pandemia.

Devido à remoção de 10 amostras de PM_{10} , consideradas *outliers*, para correr o modelo EPA PMF com sucesso (sendo que a maioria das amostras retiradas pertenciam ao período de inverno de 2021), não foi possível realizar a comparação entre os períodos homólogos dos cenários de pré-pandemia e de pandemia. Desta forma, não foi possível realizar a análise da variação da contribuição das diferentes fontes de partículas atmosféricas excluindo o efeito da sazonalidade dos poluentes e das próprias fontes.

A Figura 33 compara as concentrações de PM_{10} obtidas pela análise gravimétrica das amostras recolhidas pelo Leckel com as concentrações de PM_{10} modeladas pelo modelo EPA PMF.

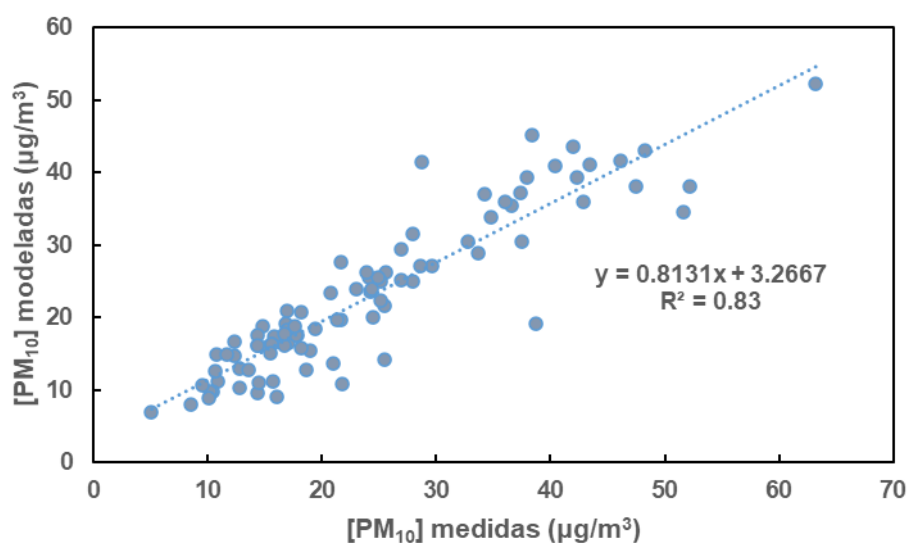


Figura 33 - Comparação entre as concentrações de PM_{10} medidas pelo Leckel e modeladas pelo modelo usado.

Como se pode observar na Figura 33, apesar da possibilidade de não terem sido detetadas todas as espécies químicas constituintes da PM₁₀ amostrada e, também, do modelo não ter contabilizado as massas das espécies químicas classificadas como “más” e ter reduzido o peso na análise das massas das espécies químicas classificadas como “fracas”, as concentrações de PM₁₀ modeladas apresentaram uma correlação forte ($R^2 = 0.83$) com as concentrações de PM₁₀ medidas pelo Leckel, o que comprova a fiabilidade dos resultados obtidos e discutidos.

4.7 Dose de matéria particulada depositada no sistema respiratório

Como referido na Secção 3.6, o modelo de dosimetria ExDoM2 foi corrido para quatro cenários distintos, cada um com concentrações de PM₁₀ diferentes: 1) concentração de PM₁₀ ambiente de pré-pandemia; 2) concentração de PM₁₀ considerando a exposição integrada de pré-pandemia; 3) concentração de PM₁₀ ambiente de pandemia; e 4) concentração de PM₁₀ considerando a exposição integrada de pandemia. As concentrações médias horárias dos quatro cenários descritos encontram-se representadas na Figura 34, tal como as suas médias diárias e desvios padrão. Como se pode verificar, no período de pré-pandemia, as crianças encontravam-se expostas a concentrações ambiente de PM₁₀ superiores. No que toca à exposição integrada, também se verifica que as concentrações eram superiores no período de pré-pandemia. No cenário 1, as concentrações de PM₁₀ oscilaram entre 28.8-42.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com uma média de $35.7 \pm 4.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, enquanto no cenário 2, variaram entre 23.1-90.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo que a sua média foi igual a $44.7 \pm 26.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Já no cenário 3, as concentrações de PM₁₀ situaram-se entre 17.5-25.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com uma média de $21.7 \pm 2.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e, no cenário 4, distribuíram-se entre 14.1-54.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com uma média igual a $27.2 \pm 16.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

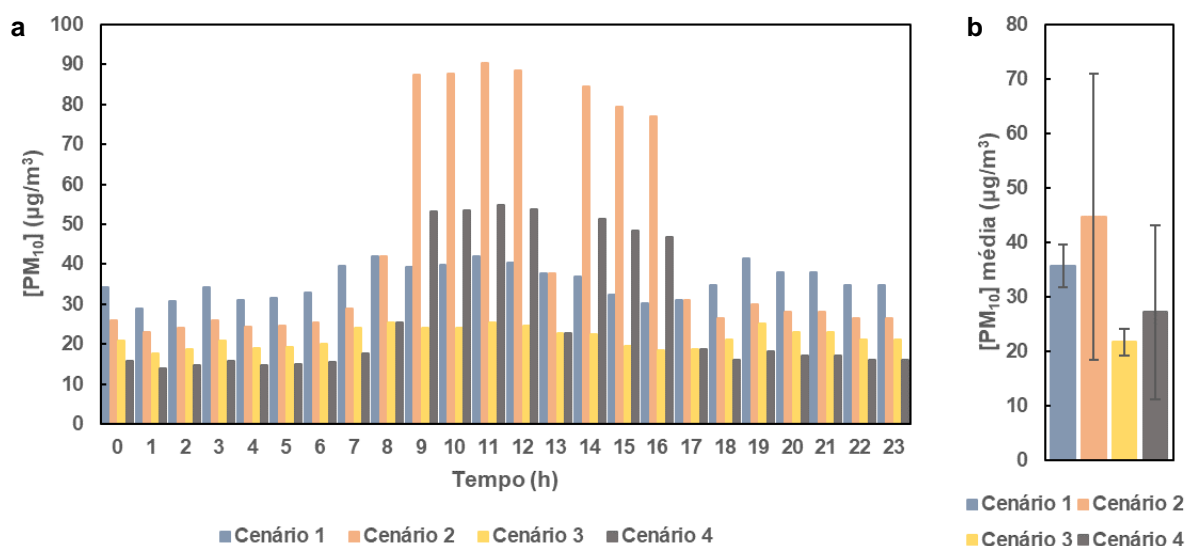


Figura 34 - a: Concentrações médias horárias de PM₁₀ nos quatro cenários; b: Média diária e desvio padrão das concentrações de PM₁₀ nos quatro cenários.

A Figura 35 apresenta as doses médias horárias de $PM_{2.5}$ e de $PM_{2.5-10}$ depositadas no sistema respiratório dos alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate, tendo em conta a exposição aos diferentes cenários de concentrações de PM_{10} , presentes na Figura 34. É possível verificar que, em todos os cenários, a fração grosseira é responsável pela maior parte da massa de PM_{10} depositada no sistema respiratório, sendo que, caso se verificasse uma preponderância da fração fina, o risco de as crianças desenvolverem problemas respiratórios seria acrescido. Pela comparação entre a Figura 34 e a Figura 35, é possível reconhecer que, tal como as concentrações de PM_{10} , as doses inaladas também diminuíram entre o período pré-pandemia e o período de pandemia. Apesar das crianças se exporem a concentrações de PM_{10} , geralmente, mais elevadas no interior da escola, é, na verdade, no exterior, que são depositadas as maiores doses horárias de PM_{10} no sistema respiratório, como se pode constatar pela análise da Figura 35. Isto sucede porque no exterior as crianças encontram-se em atividade física ligeira, enquanto no interior da escola se encontram sentadas em repouso. Esta diferença no nível de atividade física entre os dois microambientes origina uma taxa de respiração superior no exterior, resultando, assim, na inalação de uma maior massa de partículas atmosféricas. Além disto, apesar do tempo de exposição ser o mais elevado, é durante o período em que as crianças se encontram em casa a dormir que a dose inalada de partículas atmosféricas é menor, não só pelas concentrações de PM_{10} serem inferiores, mas também pela taxa de respiração ser mínima.

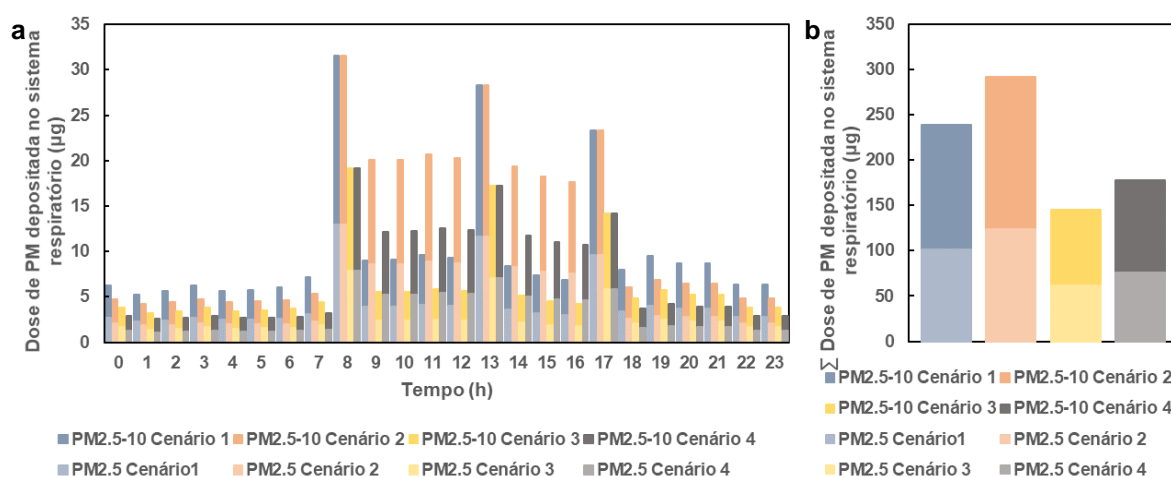


Figura 35 - a: Doses médias horárias das frações grosseira e fina de PM depositadas no sistema respiratório das crianças nos quatro cenários; b: Doses totais das frações grosseira e fina depositadas no sistema respiratório das crianças nos quatro cenários.

A análise da Figura 36 permite extrair que, no período pré-pandemia, a dose média diária depositada no sistema respiratório foi de 238.6 μg , no cenário da exposição às concentrações ambiente, e de 292.1 μg , no cenário da exposição integrada. No período de pandemia, a dose média diária depositada resultante da exposição às concentrações ambiente foi de 145.1 μg , enquanto durante a exposição integrada foi de 177.7 μg . Destes resultados, é possível extrair que a pandemia resultou, indiretamente, numa redução de 39% na dose média diária de PM_{10} depositada no sistema respiratório das crianças. Pela análise da Figura 36, é ainda possível identificar a dose média diária de PM_{10} depositada em cada região do sistema respiratório humano. Como se pode verificar, a região extratorácica (ET1 + ET2) recebeu a maior porção de PM_{10} (62.74%), sendo que, entre as regiões ET1 (40.78%) e ET2 (21.96%),

na região ET1 ocorreu a maior deposição. Isto significa que a maior parte das partículas não penetrou na região torácica, depositando-se nas vias aéreas superiores, de onde as partículas podem ser removidas mais fácil e rapidamente, sendo tossidas, cuspidas ou engolidas (Jang, 2012; Martins et al., 2015). A região torácica (BB + bb + AI) recebeu 37.26% da dose média diária de PM₁₀, sendo que a maior parcela desta fração se depositou na região AI (25.78%), enquanto as regiões BB e bb receberam apenas 2.89% e 8.59%, respectivamente. Estes valores expressam que, aproximadamente, um quarto da dose média diária de PM₁₀ depositada no sistema respiratório das crianças alcança a região alveolar-intersticial, acarretando os maiores riscos para a saúde das crianças.

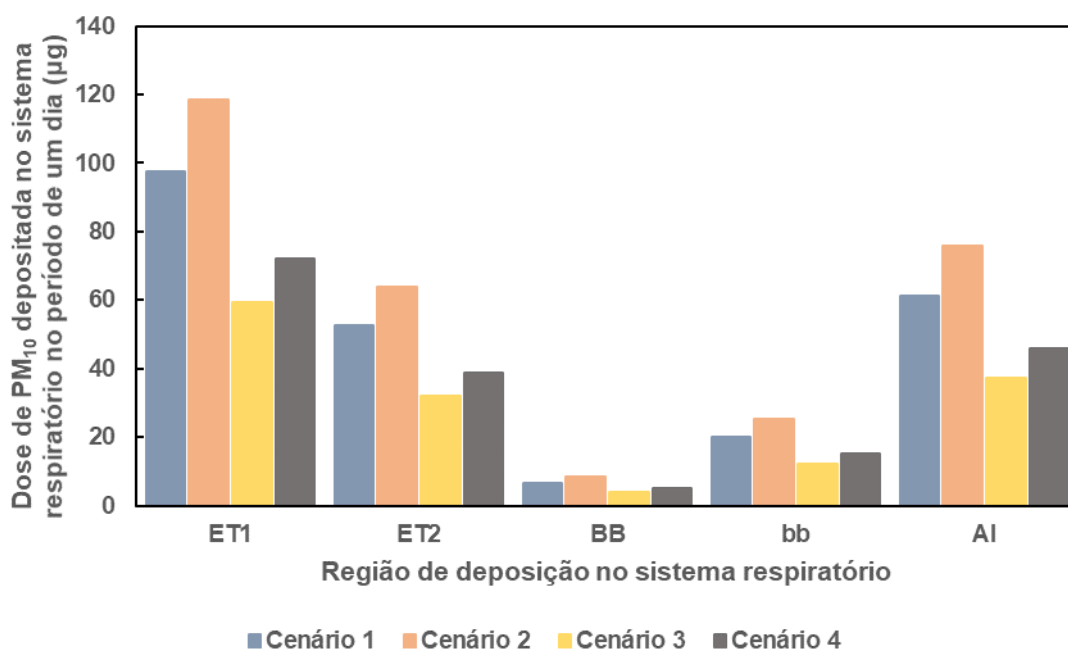


Figura 36 - Dose média diária de PM₁₀ depositada por região do sistema respiratório das crianças nos quatro cenários.

A Tabela 6 sumariza as concentrações médias diárias de PM₁₀ às quais as crianças se encontravam expostas nos quatro cenários distintos e a informação obtida pelo modelo de dosimetria ExDoM2, para os respectivos cenários.

Tabela 6 - Concentrações médias diárias de PM₁₀ e consequentes doses depositadas no sistema respiratório das crianças, nos quatro cenários distintos.

Cenário		Pré-pandemia s/ infiltração	Pré-pandemia c/ infiltração	Pandemia s/ infiltração	Pandemia c/ infiltração
[PM ₁₀] média diária (µg/m ³)		35.7 ± 4.0	44.7 ± 26.3	21.7 ± 2.4	27.2 ± 16.0
Dose depositada média diária por fração de PM (µg)	PM _{2.5}	101.4	124.2	61.7	75.5
	PM ₁₀	238.6	292.1	145.1	177.7
Dose depositada média diária de PM ₁₀ por região do sistema respiratório (µg)	ET1	97.7	118.7	59.4	72.2
	ET2	52.6	63.9	32.0	38.9
	BB	6.9	8.5	4.2	5.1
	bb	20.3	25.3	12.3	15.4
	AI	61.1	75.7	37.2	46.1

Quando se calcula a dose depositada de poluentes no sistema respiratório humano, considerando a exposição pessoal integrada em detrimento da exposição somente às concentrações ambiente de poluentes, o resultado torna-se mais fiel à realidade, uma vez que existe uma enorme heterogeneidade de concentrações de poluentes entre diferentes microambientes e a população passa a maior parte do tempo em microambientes interiores. Além disso, também existem fontes de poluentes nos microambientes interiores que não devem ser desprezadas. Neste caso, estas considerações resultaram numa dose de PM₁₀ inalada pelas crianças superior e, consequentemente, num maior potencial destas virem a desenvolver problemas de saúde.

A dose depositada média diária de 292.1 µg, anteriormente à pandemia, vai de encontro aos resultados obtidos por Chalvatzaki et al. (2020), que determinaram que os alunos de cinco escolas diferentes em Lisboa teriam, em média, depositados no seu sistema respiratório entre 182.0-351.8 µg de PM₁₀, diariamente (Chalvatzaki et al., 2020). A redução da atividade humana derivada das medidas de confinamento provocou um decréscimo na deposição de PM₁₀ no sistema respiratório das crianças abaixo dos níveis observados por Chalvatzaki et al. (2020) (177.7 µg). Isto demonstra a forte influência que as emissões de poluentes por fontes antropogénicas exerce na saúde humana, sugerindo que a evolução das mesmas, após a pandemia, deveria ser minuciosamente pensada e planeada, de forma a evitar o retorno das concentrações de poluentes atmosféricos aos níveis registados anteriormente.

5 Conclusões e Recomendações

Com a finalização do presente trabalho, é possível afirmar que os objetivos que o motivaram foram alcançados. As partículas atmosféricas nas imediações do AL foram caracterizadas, a sua deposição no sistema respiratório dos alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate foi avaliada, as suas fontes emissoras foram identificadas e as suas contribuições quantificadas, paralelamente, para o cenário de normalidade precedente ao surgimento da pandemia e para o novo cenário pandémico, em que vigoraram diversas medidas de confinamento, afetando variados setores económicos. Deste modo, este trabalho permitiu amplificar o conhecimento científico sobre este poluente nocivo para a saúde humana e para o ambiente.

Numa fase inicial do trabalho, foi efetuada a amostragem de PM₁₀, BC e PN_{0.01-1}, na Escola Básica N.º 5 de Camarate. Após a conclusão das campanhas de amostragem, os dados recolhidos pelos diferentes equipamentos de medição foram tratados e analisados, enquanto os filtros utilizados no amostrador gravimétrico Leckel e no impactor pessoal em cascata Sioutas foram analisados por diversos métodos que permitiram recolher as informações necessárias para cumprir os objetivos deste trabalho.

A análise gravimétrica dos filtros utilizados nas campanhas de amostragem deu a conhecer a distribuição granulométrica das partículas atmosféricas e a variação da concentração mássica de PM₁₀ entre os períodos distintos contemplados por este estudo. Assim, foi verificado que a distribuição granulométrica das partículas de granulometria fina pelos seus subintervalos dimensionais foi heterogénea e o seu contributo para a massa de PM₁₀ foi, geralmente, inferior ao contributo da fração grosseira. Uma vez que a fração fina provém maioritariamente de fontes antropogénicas de poluição, a heterogeneidade da sua distribuição granulométrica é justificada pelos sucessivos avanços e recuos nas medidas de confinamento e de desconfinamento, que originaram variações na atividade humana e, conseqüentemente, nas emissões de poluentes resultantes da mesma. Além disso, a preponderância dos fenómenos naturais nas emissões de partículas de granulometria grosseira, inalterados pelas medidas de combate à pandemia, legitima o elevado contributo desta fração para a massa de PM₁₀ identificado. No que toca à concentração mássica de PM₁₀ e à sua evolução durante a pandemia, provou-se que, de facto, a redução da atividade humana seguiu-se de uma redução nas concentrações de PM₁₀. Enquanto a concentração média diária deste poluente no cenário anterior à pandemia foi de $35.7 \pm 9.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no período homólogo do cenário pandémico diminuiu cerca de 32%, para $24.4 \pm 10.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, e no período total de amostragem posterior ao início da pandemia também diminuiu aproximadamente 32%, para $24.3 \pm 14.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Posteriormente à análise gravimétrica dos filtros utilizados no Leckel, os mesmos foram submetidos a análises por MABI, PIXE e CI, de modo a dar a conhecer a composição química da PM₁₀ amostrada. Os resultados do MABI evidenciaram que as concentrações de BC decresceram de forma mais acentuada que as concentrações de PM₁₀, posto que, contrariamente à PM, o BC é exclusivamente emitido por processos de combustão que, em meio urbano, são praticamente todos de origem antropogénica. Enquanto, previamente à pandemia, a concentração média diária de BC emitido pela

combustão de combustíveis fósseis em veículos se situava em $2631 \pm 1091 \text{ ng/m}^3$, no período homólogo de pandemia foi reduzida em aproximadamente 58%, para $1112 \pm 556 \text{ ng/m}^3$, e no período total de pandemia esta redução foi de cerca de 46%, para $1422 \pm 975 \text{ ng/m}^3$. Uma vez que estas partículas de BC são especificamente provenientes do tráfego, as reduções nas suas concentrações médias diárias são totalmente fundamentadas pela diminuição da mobilidade humana durante os períodos de confinamento. Já, no caso do BC emitido pela combustão de biomassa, a evolução durante a pandemia foi distinta, sendo que se chegou a constatar um aumento de cerca de 10% na sua concentração média diária entre os períodos homólogos de pré-pandemia e de pandemia, de $263 \pm 133 \text{ ng/m}^3$ para $290 \pm 94 \text{ ng/m}^3$. A observação deste aumento sugere que, devido ao maior tempo passado em casa durante o confinamento, aliado ao facto de este ter ocorrido durante o inverno, deu-se um aumento na queima de biomassa em lareiras para aquecimento. No que diz respeito às análises por PIXE e CI, tomou-se conhecimento acerca dos elementos químicos e dos iões solúveis em água detetados nas amostras de PM_{10} , sendo que os primeiros compunham 29.6% da sua massa total e os últimos 32.0% da mesma.

Os resultados adquiridos pelos monitores DustTrak e microAeth deram a conhecer as concentrações médias horárias de PM_{10} e de BC, respetivamente. Em ambos os casos, foram visíveis os dois picos diários, ao início da manhã e ao final da tarde, intimamente ligados aos picos de volume de tráfego. No entanto, estes picos destacaram-se mais nas concentrações de BC, o que evidencia o impacto acentuado da queima de combustíveis fósseis na QA da área de amostragem. Apesar dos picos serem evidentes, perante um cenário de normalidade é estimado que estes fossem superiores aos verificados neste trabalho.

Numa fase mais avançada do trabalho foram utilizados o modelo EPA PMF e o modelo ExDoM2, com os objetivos de quantificar a contribuição das fontes emissoras da PM_{10} amostrada e de avaliar a deposição dessa mesma PM_{10} no sistema respiratório das crianças, respetivamente.

O modelo EPA PMF, com base na composição química das amostras recolhidas de PM_{10} , apresentou a influência das seis fontes emissoras identificadas na concentração de aerossol atmosférico na área de estudo e como estas variaram com a pandemia. A imposição de medidas de confinamento causou reduções na contribuição das fontes antropogénicas de poluentes para a massa total de PM_{10} . A redução dos volumes de tráfego aéreo e rodoviário resultou num decréscimo das suas contribuições de 72.0%, no caso do tráfego (sem emissões de escape) e de 53.9% no caso das emissões de escape do tráfego. Enquanto isso, a contribuição da combustão de fuel óleo e de biomassa decresceu 62.7%. Em sentido contrário, a contribuição do aerossol secundário aumentou 119.7%, dado que apenas algumas das fontes dos seus gases precursores foram afetadas pelas medidas de confinamento. Quanto às fontes naturais, estas apenas sofreram variações naturais, não afetadas pela pandemia, sendo que a contribuição da poeira mineral cresceu 4.2% e a contribuição do aerossol marinho diminuiu 35.3%. Enquanto, previamente à pandemia, o tráfego e o aerossol marinho eram as fontes predominantes de PM_{10} na área de estudo, no contexto pandémico, o tráfego perdeu parte da sua influência, enquanto o aerossol marinho a manteve e o aerossol secundário ampliou o seu peso. Enquanto a evolução diminutiva das emissões do tráfego e a independência do aerossol marinho

perante as medidas de confinamento fizeram prever estes resultados, o crescimento da contribuição do aerossol secundário era difícil de prever por este depender de processos químicos complexos na atmosfera, além de também ser dependente do comportamento das fontes emissoras dos seus diversos gases precursores.

Através do modelo de dosimetria avaliou-se a deposição de partículas atmosféricas no sistema respiratório dos alunos da Escola Básica N.º 5 de Camarate, considerando num dos cenários a exposição das crianças às concentrações ambiente de PM_{10} e no outro cenário a sua exposição integrada. Em ambos os cenários foram avaliadas as variações causadas pela pandemia. Verificou-se que a dose média diária de PM_{10} depositada no sistema respiratório das crianças em causa diminuiu de 238.6 μg para 145.1 μg , no cenário de exposição a concentrações ambiente, e de 292.1 μg para 177.7 μg , no cenário de exposição integrada, uma redução de 39% em ambos os casos, devida à redução da concentração de PM_{10} apurada durante a pandemia. Os resultados obtidos por este modelo revelaram ainda que 62.74% das partículas inaladas pelas crianças se depositaram na região extratorácica, de onde podem ser fácil e rapidamente removidas, ao tossir, cuspir ou engolir. No entanto, 37.26% das partículas inaladas alcançaram a região torácica, sendo que 25.78% apenas se depositaram na região alveolar-intersticial, onde podem promover os riscos mais severos para a saúde das crianças. Posto isto, a pandemia reduziu, indiretamente, o risco destas crianças virem a contrair problemas cardiorrespiratórios derivados da exposição a elevadas concentrações de PM_{10} no futuro, no entanto, esse risco continua presente.

Por si só, os resultados adquiridos pelo CPC neste trabalho não são conclusivos. Porém, quando comparados com os resultados apresentados no estudo de Lopes et al. (2019), observa-se que, nas imediações do AL, as concentrações numéricas de $PN_{0.01-1}$ diminuíram devido à adoção de medidas de confinamento durante a pandemia.

De acordo com as diferenças registadas nas concentrações de poluentes e na influência das suas fontes entre os períodos de amostragem de pré-pandemia e de pandemia, tornou-se evidente a elevada influência que a queima de combustíveis fósseis no setor dos transportes exerce na QA da área de estudo e, conseqüentemente, na saúde humana e ambiental, e como esta foi severamente impactada pelas medidas de confinamento. Verificou-se que a redução da atividade neste setor económico foi de 68% no volume de tráfego aéreo do AL e de 36% no volume de tráfego rodoviário na AML. Uma das limitações deste trabalho foi a impossibilidade de, dentro das emissões do tráfego, distinguir entre as emissões do tráfego aéreo das emissões do tráfego rodoviário, não conseguindo assim isolar os impactes da atividade do AL. Outra das limitações deste estudo foi a não inclusão de variáveis meteorológicas, como a velocidade e direção do vento, a temperatura, a humidade relativa, a altura da camada de mistura atmosférica, entre outras, que acabam por afetar as concentrações dos poluentes. Além disto, o trabalho poderia ter sido mais robusto se tivessem sido recolhidas mais amostras previamente ao início da pandemia, para que se estivesse em condições de comparar ambos os períodos, eliminando os efeitos da sazonalidade dos poluentes. Devido à incompatibilidade do período de amostragem com o período da realização do presente trabalho, também não foi realizada a monitorização das concentrações de PM_{10} , BC e $PN_{0.01-1}$ em tempo real, nem foi analisada a distribuição

granulométrica das partículas atmosféricas durante o período de pré-pandemia, o que não permitiu a comparação com os respectivos resultados do período de pandemia. Por último, com os resultados da monitorização das concentrações de poluentes em tempo real, seria interessante compará-los com os horários das descolagens e aterragens no AL e averiguar se se verificariam picos nas concentrações durante os períodos em que as aeronaves estão mais próximas do local de amostragem e emitem mais poluentes. Assim, fundamentar-se-ia mais sensatamente a tomada de decisões em relação ao desenvolvimento de medidas de mitigação eficientes para este setor. Desta forma, existe um espaço para melhorias em trabalhos futuros.

Apesar das limitações identificadas, pode concluir-se que este trabalho foi de encontro aos objetivos delineados. Além do mais, o período e as condições únicas, impossíveis de reproduzir, que enquadraram a realização deste trabalho, conferem-lhe um elevado interesse científico relativamente aos impactes da ação humana, nomeadamente do setor dos transportes, na QA e, por sua vez, na saúde humana. Como tal, esta dissertação pode ser utilizada para refletir sobre o modo como estas atividades devem recuperar após a pandemia.

Referências

- Acikara, Ö. B. (2013). Ion-Exchange Chromatography and Its Applications. In D. Martin & B. Martin (Eds.), *Column Chromatography*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/55744>
- AethLabs. (2021). *microAeth® / AE51*. Obtido em 16 de agosto de 2021, de <https://aethlabs.com/microaeth/ae51/overview>
- Aghashariatmadari, Z. (2021). The effects of COVID-19 pandemic on the air pollutants concentration during the lockdown in Tehran, Iran. In *Urban Climate* (Vol. 38). <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100882>
- Ahrens, C. D. (2008). *Meteorology Today: An Introduction to Weather, Climate, and the Environment*. (9th ed.).
- Albuquerque, P. C., Gomes, J. F., & Bordado, J. C. (2012). Assessment of exposure to airborne ultrafine particles in the urban environment of Lisbon, Portugal. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 62(4), 373–380. <https://doi.org/10.1080/10962247.2012.658957>
- Almeida, S. M. (2004). *Composição e origem do aerossol atmosférico em zona urbano-industrial*. Universidade de Aveiro.
- Almeida, S. M., Martins, V., Garcia, F., Batalha, G., Dionisio, I., Gonçalves, C., Lucarelli, F., & Alves, C. A. (2021). *COVID-19 lockdown effects on air quality in the surroundings of Lisbon Airport*.
- Almeida, S. M., Silva, A. I., Freitas, M. C., Dzung, H. M., Caseiro, A., & Pio, C. A. (2013). Impact of maritime air mass trajectories on the western european coast urban aerosol. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues*, 76(4–5), 252–262. <https://doi.org/10.1080/15287394.2013.757201>
- Alves, C. (2005). Aerossóis atmosféricos: perspectiva histórica, fontes, processos químicos de formação e composição orgânica. *Química Nova*, 28(5), 859–870.
- Amato, F., Alastuey, A., Karanasiou, A., Lucarelli, F., Nava, S., Calzolari, G., Severi, M., Becagli, S., Gianelle, V. L., Colombi, C., Alves, C., Custódio, D., Nunes, T., Cerqueira, M., Pio, C., Eleftheriadis, K., Diapouli, E., Reche, C., Minguillón, M. C., ... Querol, X. (2016). AIRUSE-LIFE+: A harmonized PM speciation and source apportionment in five southern European cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(5), 3289–3309. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3289-2016>
- ANA. (2016). *Ambiente e Sustentabilidade | Ruído*. Obtido em 15 de setembro de 2021, de <https://www.ana.pt/pt/institucional/ambiente-e-sustentabilidade/ruído>
- ANSTO. (2021). *MABI Multi-wavelength absorption black carbon instrument*. Obtido em 19 de agosto de 2021, de <https://www.ansto.gov.au/mabi-multi-wavelength-absorption-black-carbon-instrument>
- APA. (2021). *Legislação - Qualidade do ar*. Obtido em 23 de junho de 2021, de <https://apambiente.pt/ar-e-ruído/qualidade-do-ar-1>
- Apple. (2021). *COVID-19 - Relatórios de tendência de mobilidade*. <https://covid19.apple.com/mobility>
- Assembleia da República. (2021). *Estado de Emergência | Declarações e Relatórios*. Obtido em 24 de agosto de 2021, de <https://www.parlamento.pt/Paginas/estado-emergencia.aspx>
- Atanacio, A. J., Cohen, D. D., Manohar, M., Button, D., Paneras, N., & Garton, D. (2019). *Multi-wavelength absorption black carbon instrument (MABI) Manual*.
- Astrup, H. (2010). Ambient air pollution and adverse health effects. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 2(5), 7333–7338. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2010.05.089>
- Calvo, A. I., Alves, C., Castro, A., Pont, V., Vicente, A. M., & Fraile, R. (2013). Research on aerosol sources and chemical composition: Past, current and emerging issues. *Atmospheric Research*, 120–121, 1–28. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2012.09.021>

- CCDR LVT. (2016). *Regulamentação - Qualidade do Ar*. Obtido em 23 de junho de 2021, de <http://www.ccdr-lvt.pt/pt/regulamentacao---qualidade-ar/8083.htm>
- Chalvatzaki, E., Chatoutsidou, S. E., Mammi-Galani, E., Almeida, S. M., Gini, M. I., Eleftheriadis, K., Diapouli, E., & Lazaridis, M. (2018). Estimation of the personal deposited dose of particulate matter and particle-bound metals using data from selected European cities. In *Atmosphere* (Vol. 9, Issue 7). <https://doi.org/10.3390/atmos9070248>
- Chalvatzaki, E., Chatoutsidou, S. E., Martins, V., Diapouli, T. E., Manousakas, M., Almeida, S. M., Eleftheriadis, K., & Lazaridis, M. (2020). Assessment of the personal dose received by school children due to PM10 air pollution in Lisbon. *Aerosol and Air Quality Research*, 20(6), 1384–1397. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.01.0022>
- Climate & Clean Air Coalition. (2018). *Black carbon*. Obtido em 14 de junho de 2021, de <https://www.ccacoalition.org/en/slcp/black-carbon>
- Cohen, D. D. (2020). *Summary of Light Absorbing Carbon and Visibility Measurements and Terms. October 2020*, 1–28.
- D'Amato, G., Cecchi, L., D'Amato, M., & Liccardi, G. (2010). Urban air pollution and climate change as environmental risk factors of respiratory allergy: An update. *Journal of Investigational Allergology and Clinical Immunology*, 20(2), 95–102.
- Das, M., Das, A., Sarkar, R., Mandal, P., Saha, S., & Ghosh, S. (2021). Exploring short term spatio-temporal pattern of PM2.5 and PM10 and their relationship with meteorological parameters during COVID-19 in Delhi. In *Urban Climate* (Vol. 39). <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100944>
- DGS. (2021). *Perguntas Frequentes Categoria - COVID-19*. Obtido em 11 de maio de 2021, de <https://covid19.min-saude.pt/category/perguntas-frequentes/>
- Dodson, R. E., Houseman, E. A., Morin, B., & Levy, J. I. (2009). An analysis of continuous black carbon concentrations in proximity to an airport and major roadways. *Atmospheric Environment*, 43(24), 3764–3773. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.014>
- EASA, EEA, & EUROCONTROL. (2019). *European Aviation Environmental Report 2019*. <https://doi.org/10.2822/309946>
- EEA. (2013a). EEA Signals 2013: Every breath we take - Improving air quality in Europe. In *EEA Signals 2013*. <https://doi.org/10.2800/82831>
- EEA. (2013b). Status of black carbon monitoring in ambient air in Europe. In *Technical report* (Issue 18). <https://www.eea.europa.eu/publications/status-of-black-carbon-monitoring/>
- EEA. (2018). *TERM 2017 Aviation and shipping. Impacts on Europe's environment* (Issue 22). <https://www.eea.europa.eu/publications/term-report-2017>
- EEA. (2020). Air quality in Europe - 2020 report. In *EEA Report* (Issue No 09/2020). <https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report>
- EPA. (2020). *Positive Matrix Factorization Model for environmental data analyses*. Obtido em 12 de outubro de 2021, de <https://www.epa.gov/air-research/positive-matrix-factorization-model-environmental-data-analyses>
- EPA. (2021). *Health and Environmental Effects of Particulate Matter (PM)*. Obtido em 21 de junho de 2021, de <https://www.epa.gov/pm-pollution/health-and-environmental-effects-particulate-matter-pm>
- EUROCONTROL. (2021a). *Data | Aviation Intelligence Unit Portal*. <https://ansperformance.eu/data/>
- EUROCONTROL. (2021b). *What COVID-19 did to European Aviation in 2020, and Outlook 2021* (Issue January).
- Faria, T., Martins, V., Correia, C., Canha, N., Diapouli, E., Manousakas, M., Eleftheriadis, K., & Almeida, S. M. (2020). Children's exposure and dose assessment to particulate matter in Lisbon. *Building and Environment*, 171(November 2019), 14. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2020.106666>

- Gaffney, J. S., & Marley, N. A. (2003). Atmospheric chemistry and air pollution. *TheScientificWorldJournal*, 3, 199–234. <https://doi.org/10.1100/tsw.2003.18>
- Gama, C., Relvas, H., Lopes, M., & Monteiro, A. (2021). The impact of COVID-19 on air quality levels in Portugal: A way to assess traffic contribution. In *Environmental Research* (Vol. 193). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110515>
- Geiser, M., Rothen-Rutishauser, B., Kapp, N., Schürch, S., Kreyling, W., Schulz, H., Semmler, M., Im Hof, V., Heyder, J., & Gehr, P. (2005). Ultrafine particles cross cellular membranes by nonphagocytic mechanisms in lungs and in cultured cells. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 113, Issue 11, pp. 1555–1560). <https://doi.org/10.1289/ehp.8006>
- Godish, T. (2003). *Air Quality* (4th ed.). CRC Press.
- Goel, V., Hazarika, N., Kumar, M., Singh, V., Thamban, N. M., & Tripathi, S. N. (2021). Variations in Black Carbon concentration and sources during COVID-19 lockdown in Delhi. In *Chemosphere* (Vol. 270). <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129435>
- Govil, I. M. (2001). Proton induced X-ray emission - A tool for non-destructive trace element analysis. *Current Science*, 80(12), 1542–1549.
- Guariero, L. L. N., & Guariero, A. L. N. (2013). Vehicle Emissions: What Will Change with Use of Biofuel? In Z. Fang (Ed.), *Biofuels - Economy, Environment and Sustainability*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/52513>
- Guevara, M. (2016). Emissions of primary particulate matter. In *Issues in Environmental Science and Technology* (Vols. 2016-Janua, Issue 42). <https://doi.org/10.1039/9781782626589-00001>
- Guevara, M., Jorba, O., Soret, A., Petetin, H., Bowdalo, D., Serradell, K., Tena, C., Van Der Gon, H. D., Kuenen, J., Peuch, V. H., & Pérez García-Pando, C. (2021). Time-resolved emission reductions for atmospheric chemistry modelling in Europe during the COVID-19 lockdowns. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(2), 773–797. <https://doi.org/10.5194/acp-21-773-2021>
- Harrison, R. M. (2020). Airborne particulate matter. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 378(2183). <https://doi.org/10.1098/rsta.2019.0319>
- Hudda, N., Gould, T., Hartin, K., Larson, T. V, & Fruin, S. A. (2014). Emissions from an International Airport Increase Particle Number Concentrations 4 - fold at 10 km Downwind. *Environmental Science & Technology*, 48(12), 6628–6635. <https://doi.org/10.1021/es5001566>
- Hudda, N., Simon, M. C., Patton, A. P., & Durant, J. L. (2020). Reductions in traffic-related black carbon and ultrafine particle number concentrations in an urban neighborhood during the COVID-19 pandemic. *Science of the Total Environment*, 742, 140931. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140931>
- ICAO. (2016). Airport Air Quality Manual. In *Air & Space Europe* (Vol. 3, Issues 1–2).
- Jang, A.-S. (2012). Particulate air pollutants and respiratory diseases. In B. Haryanto (Ed.), *Air Pollution - A Comprehensive Perspective*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/51363>
- Keuken, M. P., Moerman, M., Zandveld, P., Henzing, J. S., & Hoek, G. (2015). Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands). *Atmospheric Environment*, 104, 132–142. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.015>
- Krzyzanowski, M., & Cohen, A. (2008). Update of WHO air quality guidelines. In *Air Quality, Atmosphere and Health* (Vol. 1, Issue 1, pp. 7–13). <https://doi.org/10.1007/s11869-008-0008-9>
- Kwon, H. S., Ryu, M. H., & Carlsten, C. (2020). Ultrafine particles: unique physicochemical properties relevant to health and disease. In *Experimental and Molecular Medicine* (Vol. 52, Issue 3, pp. 318–328). <https://doi.org/10.1038/s12276-020-0405-1>
- Life Index-Air. (2021). *Manual for the management tool utilization*.
- Lopes, M., Russo, A., Monjardino, J., Gouveia, C., & Ferreira, F. (2019). Monitoring of ultrafine particles in the surrounding urban area of a civilian airport. In *Atmospheric Pollution Research* (Vol. 10,

- Lucarelli, F. (2020). How a small accelerator can be useful for interdisciplinary applications: the study of air pollution. In *European Physical Journal Plus* (Vol. 135, Issue 7). <https://doi.org/10.1140/epjp/s13360-020-00516-3>
- Martins, V., Cruz Minguillón, M., Moreno, T., Querol, X., de Miguel, E., Capdevila, M., Centelles, S., & Lazaridis, M. (2015). Deposition of aerosol particles from a subway microenvironment in the human respiratory tract. *Journal of Aerosol Science*, 90, 103–113. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2015.08.008>
- Moustafa, Y. M., & Morsi, R. E. (2013). Ion Exchange Chromatography - An Overview. In D. Martin & B. Martin (Eds.), *Column Chromatography*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/55652>
- Pénard-Morand, C., & Annesi-Maesano, I. (2004). Air pollution: from sources of emissions to health effects. *Breathe*, 1(2), 109–119. <https://doi.org/10.1183/18106838.0102.108>
- PORDATA. (2020). *Tráfego de passageiros nos principais aeroportos: Lisboa, Porto e Faro*. Obtido em 8 de julho de 2021, de <https://www.pordata.pt/Portugal/Tráfego+de+passageiros+nos+principais+aeroportos+Lisboa++Porto+e+Faro-3248>
- Presidência da República. (2020). Decreto do Presidente da República 14-A/2020 de 18 de março. *Diário Da República n.º 55/2020, 3º Suplemento, Série I, 2, 13-(2)-13-(4)*. <https://dre.pt/web/guest/home/-/dre/130399862/details/maximized>
- Presidência do Conselho de Ministros. (2020). Decreto n.º 8/2020 de 8 de novembro. In *Diário da República, 1.ª série, N.º 217-A*.
- Psanis, C., Triantafyllou, E., Giamarelou, M., Manousakas, M., Eleftheriadis, K., & Biskos, G. (2017). Particulate matter pollution from aviation-related activity at a small airport of the Aegean Sea Insular Region. *Science of the Total Environment*, 596–597, 187–193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.078>
- Público. (2021). *Crianças e idosos devem ficar em casa por causa das poeiras do Norte de África, avisa DGS | Meteorologia | PÚBLICO*. Obtido em 22 de abril de 2021, de <https://www.publico.pt/2021/03/31/sociedade/noticia/criancas-idosos-ficar-casa-causa-poeiras-norte-africa-dgs-1956603>
- Ristovski, Z. D., Miljevic, B., Surawski, N. C., Morawska, L., Fong, K. M., Goh, F., & Yang, I. A. (2012). Respiratory health effects of diesel particulate matter. In *Respirology* (Vol. 17, Issue 2, pp. 201–212). <https://doi.org/10.1111/j.1440-1843.2011.02109.x>
- Seinfeld, J. H., & Pandis, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (2ª ed.). John Wiley & Sons, Inc.
- Shirmohammadi, F., Sowlat, M. H., Hasheminassab, S., Saffari, A., Ban-Weiss, G., & Sioutas, C. (2017). Emission rates of particle number, mass and black carbon by the Los Angeles International Airport (LAX) and its impact on air quality in Los Angeles. *Atmospheric Environment*, 151, 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.005>
- Sioutas, C., Delfino, R. J., & Singh, M. (2005). Exposure assessment for atmospheric Ultrafine Particles (UFPs) and implications in epidemiologic research. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 113, Issue 8, pp. 947–955). <https://doi.org/10.1289/ehp.7939>
- SKC. (2021a). *Leland Legacy Pump*. Obtido em 8 de agosto de 2021, de <https://www.skcltd.com/products2/air-sampling-pumps/leland-legacy-pump.html>
- SKC. (2021b). *Sioutas Personal Cascade Impactor*. Obtido em 8 de agosto de 2021, de <https://www.skcltd.com/products2/sampling-heads/sioutas-personal-cascade-impactor.html>
- Sven Leckel. (2021). *LVS6-RV*. Obtido em 5 de agosto de 2021, de <https://www.leckel.de/devices/lvs3b/>
- TSI. (2021a). *Condensation Particle Counter 3007*. Obtido em 17 de agosto de 2021, de <https://tsi.com/products/particle-counters-and-detectors/condensation-particle-counters/condensation-particle-counter-3007/>

- TSI. (2021b). *DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533*. Obtido em 15 de agosto de 2021, de <https://tsi.com/products/aerosol-and-dust-monitors/dust-monitors/dusttrak-drx-aerosol-monitor-8533/>
- Vega, E., Namdeo, A., Bramwell, L., Miquelajauregui, Y., Resendiz-Martinez, C. G., Jaimes-Palomera, M., Luna-Falfan, F., Terrazas-Ahumada, A., Maji, K. J., Entwistle, J., Enríquez, J. C. N., Mejia, J. M., Portas, A., Hayes, L., & McNally, R. (2021). Changes in air quality in Mexico City, London and Delhi in response to various stages and levels of lockdowns and easing of restrictions during COVID-19 pandemic. *Environmental Pollution*, 285. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117664>
- WHO. (2005). *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: Global update 2005*. 1–21. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90109-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90109-6)
- WHO. (2013). *Health Effects of Particulate Matter*.
- WHO. (2018). *Ambient (outdoor) air pollution*. Obtido em 5 de maio de 2021, de [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- WHO. (2020). *Coronavirus disease (COVID-19)*. Obtido em 11 de maio de 2021, de <https://www.who.int/emergencies/diseases/novel-coronavirus-2019/question-and-answers-hub/q-a-detail/coronavirus-disease-covid-19>
- Wilson, W. E., & Suh, H. H. (1997). Fine particles and coarse particles: Concentration relationships relevant to epidemiologic studies. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 47(12), 1238–1249. <https://doi.org/10.1080/10473289.1997.10464074>
- XXII Governo da República Portuguesa. (2021). *FAQ's - Covid 19 estamos ON*. Obtido em 11 de maio de 2021, de <https://covid19estamoson.gov.pt/faqs/>
- ZERO. (2021). *Qualidade do ar – Confinamento permitiu cumprimento da legislação em Lisboa, mas não no Porto e Braga – ZERO*. Obtido em 30 de junho de 2021, de <https://zero.org/qualidade-do-ar-confinamento-permitiu-cumprimento-da-legislacao-em-lisboa-mas-nao-no-porto-e-braga/>

ANEXOS

A. Síntese da operação dos equipamentos de medição e amostragem

Tabela A. 1 - Síntese das características de operação dos equipamentos de medição e de amostragem.

Equipamento	Leckel MVS6	Sioutas + SKC Leland Legacy	DustTrak DRX Aerosol Monitor 8533	microAeth® AE51	CPC 3007
Período de medição/amostragem	02/02/2020 - 07/07/2021	09/03/2021 - 15/06/2021	15/03/2021 - 18/06/2021	15/03/2021 - 18/06/2021	15/03/2021 - 18/05/2021
Duração de cada medição/amostragem	24 h	24 h	24 h	24 h	5 h
Resolução temporal	24 h	24 h	5 min	5 min	5 min
Número de medições/amostras	100	6	25	25	9