



AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PARTÍCULAS ATMOSFÉRICAS E ELEMENTOS QUÍMICOS NUMA ÁREA URBANA

Caso de estudo em Moscavide, Loures

Filipa Alexandra Teixeira Vogado

Trabalho Final de Mestrado para obtenção do grau de Mestre em
Análise e Controlo de Riscos Ambientais para a Saúde

Orientadores

Doutora Marina Almeida-Silva (H&TRC-ESTeSL)
Doutora Susana Marta Almeida (C2TN-IST)

Júri

Presidente: Prof. Doutor José Paixão Coelho

Vogais: Prof. Doutora Paula Cristina Silva Albuquerque
Prof. Doutora Marina Almeida-Silva

Outubro de 2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos os que partilharam comigo, direta ou indiretamente, a realização deste trabalho que representa a concretização de um grande objetivo pessoal.

Em especial, quero agradecer àqueles que dispuseram dos seus conhecimentos e aptidões pessoais para o desenvolvimento desta dissertação.

Às minhas orientadoras, Doutora Marina Almeida-Silva e Doutora Marta Almeida, pela disponibilidade no acompanhamento do trabalho que fui desenvolvendo, pelas sugestões, esclarecimentos e pela orientação neste último ano que permitiu a elaboração desta dissertação.

À minha família, pelo apoio incondicional, por acreditarem em mim e pela herança de valores.

RESUMO

Este trabalho foi realizado no âmbito do Projeto REMEDIO – “Regenerating mixed-use MED urban communities congested by traffic through Innovative low carbon mobility solutions”, do programa Interreg MED e co-financiado pelo FEDER e visa contribuir para o reforço da capacidade das cidades utilizarem sistemas de transporte de baixo teor de carbono e incluí-los nos seus planos de mobilidade, testando soluções de mobilidade existentes, através de uma ferramenta de avaliação e esquemas de governança participativa.

Este trabalho tem como objetivo primordial analisar as concentrações de partículas em suspensão na atmosfera ($PM_{2,5}$ e PM_{10}) e a sua composição química numa avenida em Portugal afetada frequentemente pelo tráfego rodoviário intenso.

Neste sentido, realizou-se um enquadramento teórico sobre a poluição atmosférica em zonas urbanas, fontes e principais efeitos na saúde, particularizando para o caso português.

No período de Outono de 2016 (Outubro-Novembro, 2016), realizou-se uma campanha de amostragem na área-piloto selecionada em Portugal (Moscavide), que se estende ao longo de uma rua com 1,2 km e afeta 21 891 habitantes (em 2011), com o propósito de se analisar as concentrações elementares de partículas atmosféricas de diâmetro inferior a 2,5 μm ($PM_{2,5}$) e a 10 μm (PM_{10}). Para este efeito foram utilizados dois métodos de amostragem e quantificação da concentração mássica das partículas: gravimétrico e de leitura direta. A composição química das partículas foi determinado por XRF e métodos termo óticos.

Os resultados deste estudo permitiram identificar a distribuição horária das concentrações de $PM_{2,5}$ e PM_{10} , possibilitando identificar os períodos do dia mais problemáticos em termos de impacto de poluição atmosférica. As concentrações médias de $PM_{2,5}$ e PM_{10} analisadas excederam os valores limite, em períodos do dia cujo tráfego rodoviário foi superior. Observaram-se picos de concentração de partículas maioritariamente durante o período diurno e particularmente em dois períodos críticos do dia: de manhã e ao final da tarde, justificados pelas deslocações casa-trabalho e trabalho-casa. No que concerne à especiação das partículas em elementos químicos, identificou-se uma predominância dos elementos com origem marinha (Na, K e Cl), seguidos daqueles provenientes da crosta terrestre (Ca, Fe, Si, Al) e por fim dos elementos químicos provenientes de fontes antropogénicas (S, Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Sr, Pb).

A concretização deste estudo pretendeu analisar a variação dos níveis de concentração de matéria particulada em diferentes granulometrias e respetivos elementos químicos

associados, determinar as fontes emissoras mais proeminentes na zona em estudo e possíveis efeitos na saúde e o impacto na qualidade do ar da implementação das medidas de mobilidade sustentável.

Palavras-chave: REMEDIO, transporte, mobilidade, concentrações, partículas, poluição atmosférica, tráfego rodoviário, PM_{2,5}, PM₁₀, elementos químicos, sustentável

ABSTRACT

This work was conducted under the REMEDIO Project – “Regenerating mixed-use MED urban communities congested by traffic through Innovative low carbon mobility solutions”, Interreg MED program and co-financed by the ERDF and aims to contribute to strengthening the capacity of cities to use low carbon transport systems and include them in their mobility plans, testing existing mobility solutions through an assessment tool and participatory governance schemes.

The main goal of this work is to analyze airborne particulate matter concentrations ($PM_{2.5}$ and PM_{10}) and their chemical composition in a Portuguese avenue affected frequently by intense road traffic.

Thus, a theoretical framework was performed on atmospheric pollution in urban areas, sources and main effects on health, particularizing for the Portuguese case.

In autumn of 2016 (October-November, 2016), a sampling campaign was carried out in the pilot area selected in Portugal (Moscavide), which extends along a 1.2 km street and affects 21 891 (in 2011), in order to analyze the concentrations airborne particles with diameter lower than $2.5 \mu m$ ($PM_{2.5}$) and $10 \mu m$ (PM_{10}). For this purpose two methods of sampling and quantification of the mass concentration of the particles were used: gravimetric and direct reading. The chemical composition of the particles was assessed by XRF and termo-optical techniques.

The results of this study allowed the identification of the hourly distribution of concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} , making it possible to identify the most problematic time periods in terms of atmospheric pollution impact. The mean concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} analyzed exceeded the limit values at periods of the day where road traffic was higher. Particle concentration peaks were observed mostly during the daytime period and particularly in two critical periods of the day: morning and late afternoon, justified by home-work and work-home travel. Regarding the particles speciation in what concerns to its chemical constitution, there was a predominance of elements from the sea (Na, K and Cl), followed by those from the earth's crust (Ca, Fe, Si, Al) and finally from the anthropogenic sources (S, Ti, V, Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, Sr, Pb).

This study allowed the analysis of the particulate matter variation in different granulometries and associated chemical elements, determine the most important emitting sources in the study area and possible health effects and the impact on air quality of the implementation of the measures of sustainable mobility.

Keywords: REMEDIO, transport, mobility, concentrations, particles, atmospheric pollution, road traffic, $PM_{2.5}$, PM_{10} , chemical elements, sustainable

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	i
RESUMO	i
ABSTRACT.....	iii
Índice de Figuras	vi
Índice de Tabelas.....	vii
Siglas e Abreviaturas	viii
PARTE 1 - INTRODUÇÃO.....	1
Capítulo I – Contexto da dissertação	2
1.1. Enquadramento geral.....	2
1.2. Objetivos	4
1.3. Estrutura da dissertação.....	4
Capítulo II - Enquadramento teórico.....	5
2.1. Projeto REMEDIO.....	5
2.2. O impacte do desenvolvimento urbano e tráfego rodoviário na poluição atmosférica	7
2.3. Enquadramento legal	10
2.4. Fontes de poluição atmosférica e poluentes atmosféricos	11
2.5. Partículas	12
2.5.1. Emissão de partículas provenientes do tráfego automóvel	14
2.6. Impacte da poluição atmosférica na saúde humana.....	16
2.7. Modo de ação dos poluentes atmosféricos	19
2.8. Medidas de mitigação da poluição atmosférica - mobilidade sustentável.....	25
PARTE 2 – CASO DE ESTUDO	34
Capítulo III - Metodologia.....	35
3.1. Caracterização da área de estudo.....	35
3.1.1. Rede rodoviária.....	36
3.1.2. Rede de transportes públicos	36
3.1.3. Meios de transporte alternativos	37
3.1.4. Caracterização da área piloto.....	37
3.2. Avaliação ambiental	42
3.2.1. Medições e análise da qualidade do ar.....	42
3.2.2. Rede Nacional de Monitorização da Qualidade do Ar.....	47
3.2.3. Análise estatística.....	48
Capítulo IV - Resultados e Discussão.....	50
4.1. Resultados de tráfego rodoviário	50

4.2. Concentração de partículas	51
4.2.1. Caracterização química das partículas	58
Capítulo V – Conclusões e Recomendações.....	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

Índice de Figuras

Figura 1 -	Contribuição (%) das emissões de escape e daquelas não provenientes do escape (p. ex: desgaste de travões e pneus) para o total das emissões de PM ₁₀ provenientes do transporte rodoviário na região da UE-28. (Guevara, 2016) ...	8
Figura 2 -	Contribuição do setor dos transportes no total de emissões dos principais poluentes atmosféricos (European Environmental Agency, 2017).....	9
Figura 3 -	Composição genérica das PM. Adaptado de (Shepherd, 2002)	16
Figura 4 -	Potenciais vias fisiopatológicas gerais que relacionam a exposição às PM com morbilidade e mortalidade cardiopulmonar (Adaptado de Pope & Dockery, 2006)	19
Figura 5 -	Deposição de partículas no trato respiratório de acordo com o tamanho das partículas (Stanek <i>et al.</i> , 2011).....	21
Figura 6 -	Vias de toxicidade induzida por partículas na interface ar-pulmão (Frank J. Kelly & Fussell, 2012).....	23
Figura 7 -	Transportes utilizados pelos trabalhadores nas suas deslocações casa-trabalho (BCSD Portugal, 2005).....	30
Figura 8 -	Representação gráfica das motivações apresentadas pelos trabalhadores para a utilização de transporte individual (à esquerda) e para a utilização de transporte coletivo (à direita) (BCSD Portugal, 2005)	30
Figura 9 -	Propostas de melhoria dadas pelos trabalhadores para a alteração da preferência de utilização de transporte individual para transporte coletivo (BCSD Portugal, 2005).....	31
Figura 10 -	Delimitações e Freguesias do Concelho de Loures.....	35
Figura 11 -	Zona de ciclovias em Loures.....	37
Figura 12 -	Localização da área piloto em Moscavide, Loures	38
Figura 13 -	Vista de rua da área-piloto de Moscavide, Loures.....	39
Figura 14 -	Correlação entre o método de leitura direta e o método gravimétrico de acordo com os valores médios diários das concentrações de PM _{2,5} e PM ₁₀ (valores em µg.m ⁻³).....	47
Figura 15 -	Localização geográfica das estações da qualidade do ar: (S) Moscavide, (1) Avenida da Liberdade e (2) Olivais.....	48
Figura 16 -	Unidade de automóvel de passageiros para os diferentes períodos de amostragem na área de estudo; b) Perfil de velocidade do veículo para a área de estudo	51
Figura 17 -	Concentrações médias de PM _{2,5} e PM _{2,5-10} nos períodos de pico e não pico durante os dias de semana e fins de semana (valores em µm.m ⁻³).....	52
Figura 18 -	Concentração média diária. As linhas vermelha e azul correspondem às diretrizes definidas pela OMS e pela legislação portuguesa para PM _{2,5} e PM ₁₀ , respetivamente.....	53
Figura 19 -	Variação horária de PM _{2,5} e PM _{2,5-10} (em horas) e concentração média nos dias de semana e fins-de-semana na área piloto (valores em µm.m ⁻³). As linhas azul claro e escuro correspondem às diretrizes definidas pela legislação portuguesa e pela OMS do valor médio diário limite para as PM ₁₀ e PM _{2,5} , respetivamente.	54
Figura 20 -	Relação entre as concentrações medidas na área piloto de Moscavide e na Estação dos Olivais (urbana/fundo - Estação 2) e na Estação da Av. Liberdade (urbana/tráfego - Estação 1).....	56
Figura 21 -	Relação entre a concentração de partículas e velocidade média de circulação dos veículos na área piloto, como função dos volumes de tráfego.	57

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Valores limite regulamentares para as PM _{2,5} e PM ₁₀ , estabelecidos pela legislação nacional (Decreto-Lei 102/2010 de 23 de Setembro) e pela OMS.....	10
Tabela 2 - Plano de revitalização da zona piloto	40
Tabela 3 - Análise SWOT referente às soluções de mobilidade de baixo carbono previstas para a área piloto na cidade de Loures.....	41
Tabela 4 - Cronograma de atividades.....	43
Tabela 5 - Métodos e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros.....	43
Tabela 6 - Concentração média de PM ₁₀ e concentração de elementos de carbono (valores em µm.m ⁻³) analisados em filtros de quartzo	58
Tabela 7 - Concentração dos elementos químicos em função do tamanho das PM (PM _{2,5} e PM _{2,5-10}) e do período do dia (diurno/noturno) (valores em ng.m ⁻³). MED significa valores médios e DVP significa desvio padrão.	60
Tabela 8 - Fatores de enriquecimento para cada elemento químico determinado nas partículas amostradas. Os valores de 10 a 100 estão assinalados a negrito e acima de 100 estão assinalados a negrito e com sombra cinza.	61
Tabela 9 - Coeficientes de correlação de Spearman dos constituintes das partículas. Valores entre -0,8 e -1,2 e 0,8 e 1,2 estão assinalados a negrito e sombra cinza. Valores de -0,6 a -0,8 e 0,6 a 0,8 estão assinalados a negrito.	64

Siglas e Abreviaturas

ACP – Automóvel Clube de Portugal

EEA – *European Environment Agency*

AEA – Agência Europeia do Ambiente

CE – Carbono Elementar

CO – Carbono Orgânico

CN – Carbono Negro

CO₂ – Dióxido de carbono

COVs – Compostos Orgânicos Voláteis

DA – Diâmetro aerodinâmico

DAE – Diâmetro aerodinâmico equivalente

DPOC – Doença Pulmonar Obstrutiva Crónica

EBC – Economia de Baixo Carbono

FE – Fator de enriquecimento

FEDER – Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional

GEE – Gases com Efeito de Estufa

HEPA – *High Efficiency Particulate Arrestance*

IARC – *International Agency for Research on Cancer*

PAH – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos

PM – partículas em suspensão

PM primárias – PM emitidas diretamente para a atmosfera no estado sólido ou líquido

PM secundárias – PM geradas na atmosfera através de condensação/deposição de precursores gasosos

PM₁₀ – Partículas em suspensão com DAE inferior a 10 µm

PM_{2,5} – Partículas em suspensão com DAE inferior a 2,5 µm

MCI – Motor de Combustão Interna

MED - Mediterrâneo

OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico

NH_4^+ – amónia

NO_3^- – nitrato

OMS – Organização Mundial de Saúde

SO_4^- – sulfato

SWOT — Forças, Fraquezas, Oportunidades e Ameaças: *Strenghts, Weaknesses, Opportunities, Threats*)

UAP – Unidade de Automóvel de Passageiros

UE – União Europeia

°C – Graus Celsius

PARTE 1 - INTRODUÇÃO

Capítulo I – Contexto da dissertação

1.1. Enquadramento geral

O crescimento populacional em meio urbano tornou o tráfego automóvel e a contaminação atmosférica questões emergentes nas sociedades modernas. Este facto é especialmente atribuído ao crescente número de veículos motorizados privados nas cidades (Giovanis, 2018) que contribui significativamente para os problemas ambientais à escala local, regional e até global (Mikiki & Papadopoulou, 2017).

A degradação da qualidade do ar é um tema que envolve questões de carácter ambiental e social bastante importantes e, ao mesmo tempo, é um problema complexo que coloca múltiplos desafios em termos de gestão e mitigação de poluentes nocivos. Existem já algumas estratégias que podem ser utilizadas para diminuir o volume de tráfego e reduzir a poluição do ar nas cidades, nomeadamente a subida dos preços dos combustíveis e investimentos em infraestruturas de transporte público, entre outras (Giovanis, 2018).

Os poluentes atmosféricos podem ser emitidos por fontes naturais e antropogénicas de forma direta (originando os poluentes primários) ou podem ser formados na atmosfera a partir de outros poluentes (dando origem aos poluentes secundários). Estes podem ser emitidos localmente ou podem ser transportados ao longo de amplas distâncias tendo um impacto regional e conduzindo a efeitos prejudiciais para o clima, ecossistemas, ambientes construídos e saúde humana.

Por estes motivos é fundamental a aplicação de ações efetivas que visem a redução dos impactos da poluição do ar, tendo como base uma boa compreensão da sua origem, processos de formação, transporte e impactos nos seres humanos, ecossistemas, clima e, subsequentemente, na sociedade e economia (Mikiki & Papadopoulou, 2017; EEA, 2017).

Segundo a Comissão Europeia, em 2015, o setor dos transportes apresentou-se como o principal responsável pelo consumo energético na Europa, representando 33,1%. Este valor é justificado pelo aumento desse consumo, no período entre 1990 e 2015, no qual se verificou uma tendência preferencial pelo recurso ao transporte rodoviário, em 23,3%. (Eurostat, 2017).

Décadas de planeamento urbano, em todo o mundo, centrado na utilização dos veículos motorizados privados, levaram a sistemas que tornaram este recurso conveniente e de baixo custo. No entanto, existe a necessidade de encontrar soluções inovadoras de

desenvolvimento urbano que irão tornar os centros urbanos mais acessíveis através do desenvolvimento de uma rede transportes públicos mais diversificada e atrativa e através de práticas ativas de deslocação, como caminhar e a utilização da bicicleta. Atualmente, as principais dificuldades encontradas são a falta de passeios, de passadeiras e ciclovias; a falta de conectividade das infraestruturas para peões ou bicicletas; os perigos reais e compreendidos de caminhar e de andar de bicicleta e a oferta deficiente dos sistemas de transporte público (Mikiki & Papadopoulou, 2017; Stussi *et al*, 2011).

A psicologia ambiental desempenha um papel preponderante para uma melhor compreensão das opções de viagem e para promover deslocações mais sustentáveis. Através dela deve ser desenvolvida uma melhor e mais profunda compreensão dos custos e benefícios reais das escolhas de transporte por parte dos utilizadores (Mikiki & Papadopoulou, 2017).

A exposição dos peões às substâncias tóxicas provenientes do tráfego rodoviário pode conduzir a impactes negativos na saúde humana, nomeadamente ao nível do sistema respiratório (European Environmental Agency, 2017). As ruas designadas por “*street canyons*”, devido às suas configurações particulares que originam fracas condições de dispersão, são conhecidas como pontos críticos em termos de poluição atmosférica e impactes na saúde (Vardoulakis *et al*, 2003; Sathe, 2012).

Uma das principais preocupações nos dias de hoje relativamente à qualidade do ar em meio urbano são as partículas em suspensão na atmosfera (PM). Estas são compostas por uma mistura de partículas de pequenas e grandes dimensões e apresentam uma composição química muito variável, dependendo das fontes emissoras que lhe dão origem (Breed *et al*, 2002; Srimuruganandam & Nagendra, 2011; Pope & Dockery, 2006).

O presente trabalho de mestrado foi realizado para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Análise e Controlo de Riscos Ambientais para a Saúde. Esta dissertação teve como suporte o Projeto Europeu REMEDIO desenvolvido com o objetivo de contribuir para as metas de clima e energia definidas pela União Europeia (UE) para 2020. Os resultados obtidos no âmbito deste trabalho irão servir para alimentar uma ferramenta de apoio à decisão que pretende identificar medidas a implementar nas cidades com o intuito de promover formas de mobilidade mais sustentáveis e de melhorar a qualidade do ar.

1.2. Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo geral analisar a concentração de partículas em suspensão na atmosfera ($PM_{2,5}$ e PM_{10}) e a sua composição química numa avenida afetada pelo tráfego rodoviário. Considerando o objetivo geral e o enfoque deste trabalho de investigação, foram delineados os seguintes objetivos específicos:

- Identificação e caracterização de uma área piloto urbana grandemente afetada pelo tráfego automóvel;
- Amostragem de partículas atmosféricas em diferentes granulometrias ($PM_{2,5}$ e PM_{10}) e posterior caracterização química;
- Avaliação da conformidade legal das concentrações obtidas;
- Avaliação da distribuição temporal das partículas;
- Identificação das fontes emissoras de partículas predominantes na área piloto.

1.3. Estrutura da dissertação

Esta dissertação encontra-se dividida em duas partes e estruturada em cinco capítulos. A primeira parte “Introdução” é constituída pelos dois primeiros capítulos: “Contexto da Dissertação” e “Enquadramento Teórico”.

O primeiro capítulo designado por “Contexto da Dissertação” é constituído por três pontos: enquadramento geral; objetivos e estrutura da dissertação.

No segundo capítulo “Enquadramento Teórico” são abordados os conteúdos que se consideraram importantes sobre a temática em questão, nomeadamente: projeto suporte - REMEDIO, qualidade do ar em zonas urbanas, poluentes atmosféricos, principais fontes que afetam a qualidade do ar ambiente, efeitos na saúde humana e medidas de mobilidade sustentável.

Segue-se a segunda parte da dissertação: “Caso de Estudo”, iniciada com o terceiro capítulo que apresenta detalhadamente a metodologia aplicada, definindo os métodos, procedimentos e equipamentos utilizados para a análise e medição dos parâmetros ambientais que afetam a qualidade do ar na área-piloto.

No capítulo quatro são apresentados os resultados obtidos e a sua discussão.

Por fim, no quinto capítulo, designado por “Conclusões e Recomendações”, é realizado um balanço final do trabalho desenvolvido, apresentando algumas perspetivas futuras.

Capítulo II - Enquadramento teórico

2.1. Projeto REMEDIO

O Projeto REMEDIO – “Regenerating mixed-use MED urban communities congested by traffic through Innovative low carbon mobility solutions”, financiado pelo programa Interreg MED através do Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional (FEDER) tem como objetivo reforçar a capacidade das cidades na utilização de sistemas de transporte com emissões de baixo teor de carbono e incluí-los nos seus planos de mobilidade. O projeto testa soluções de mobilidade através de uma ferramenta de avaliação e apoio à decisão e de esquemas de governança participativa.

Este projeto pretende contribuir para os objetivos definidos pela UE para 2020 de redução das emissões de gases com efeito de estufa, de aumento da utilização de energia renovável e de redução do consumo de energia. O setor de transportes é o único setor para o qual há grandes incertezas relativamente à capacidade de diminuição das emissões de gases com efeito estufa até 2020.

Nos dias que correm, a poluição atmosférica continua a ser a principal preocupação nas cidades, por ser a principal causa ambiental de mortalidade prematura. A UE considera que o motor de combustão interna (MCI) e os sistemas de energia baseados em combustíveis fósseis estão no cerne do problema, por isso considera-se crucial atuar ao nível da mobilidade.

O projeto REMEDIO reúne parceiros com funções complementares de cinco países da região MED, nomeadamente, Portugal, Espanha, Croácia, Itália e Grécia, por forma a promover a partilha de boas práticas em mobilidade urbana e a implementação de soluções conjuntas, fazendo assim face aos desafios constantes que afetam as estradas congestionadas da região MED. Este projeto dá especial atenção à disseminação dos resultados do projeto para a população, que é o principal recetor das ações de baixo carbono a serem implementadas. São estes os principais representantes da capacidade de transformação, a longo prazo, dos comportamentos da sociedade e consequentemente da mudança para uma Economia de Baixo Carbono (EBC), mobilidade sustentável, eficiência de recursos e crescimento inteligente e sustentável.

Neste sentido foram selecionadas as cidades de Loures, Treviso, Thessaloniki e Split com o objetivo de se implementarem soluções de mobilidade de baixo teor de carbono. Inicialmente foi realizada uma caracterização das quatro áreas de implementação,

permitindo assim a identificação dos principais desafios e oportunidades. A Estrada Oeste principal em Treviso, a área de Moscavide em Loures, a rua principal de Vas. Olgas em Thessaloniki e uma área metropolitana de Split foram caracterizadas detalhadamente e avaliadas no que concerne às soluções de mobilidade de baixo teor de carbono existentes ou previstas. Este trabalho de mestrado insere-se nesta caracterização inicial da zona piloto de Moscavide.

2.2. O impacto do desenvolvimento urbano e tráfego rodoviário na poluição atmosférica

A globalização da economia e a evolução das infraestruturas de comunicação, permitindo uma rede de mobilidade internacional a baixo custo, tornou indispensável e bastante vantajoso viajar. Estas alterações trouxeram não só benefícios ao nível da economia global como também consequências a longo prazo na qualidade do ar (Banister, 2011).

A poluição do ar é um dos principais problemas ambientais decorrentes do aumento do consumo de combustíveis fósseis e constitui uma séria ameaça para o meio ambiente e para a saúde das populações. A “poluição do ar” pode ser definida pela presença de um ou mais poluentes no ar, nomeadamente substâncias químicas, matéria particulada, material biológico e gases tóxicos que, dependendo das suas concentrações, duração de permanência no ar e respetivos constituintes, têm potencial para produzir efeitos adversos no ambiente e na saúde humana (IARC, 2015; Jamshidi *et al.*, 2014; Lawan-Gana & Abubakar-Haruna, 2015).

Originalmente, a poluição atmosférica urbana foi considerada um problema local, relacionada sobretudo com as emissões industriais, que atualmente, na sua grande maioria, são legalmente reguladas e controladas (Vardoulakis *et al.*, 2003). Hoje em dia, cerca de 50% da população mundial vive em áreas urbanas, um valor significativamente superior ao registado em 1900 de apenas 15% (Campbell-Lendrum & Corvalán, 2007), que originou um aumento da densidade de tráfego (Banister, 2008; Salem *et al.*, 2013), com a consequente degradação da qualidade do ar e impactes na qualidade de vida e saúde pública nas cidades (Cho & Choi, 2014; Grover *et al.*, 2015; Silva & Mendes, 2012).

Com o crescimento acelerado das cidades, onde gradualmente se centralizaram as populações, tornou-se primordial a construção de edifícios em altura para reduzir o consumo de recursos terrestres. A predominância de edifícios altos e com configurações diferentes entre eles conduzem a diferentes efeitos no meio ambiente nas cidades (Cho & Choi, 2014; H. Zhang *et al.*, 2015). Os “*street canyons*”, caracterizados pela presença de edifícios residenciais e comerciais ao longo de uma rua, são reconhecidos como pontos críticos em termos de poluição atmosférica. Estes são locais com fraca ventilação e, conseqüente, fraca dispersão de poluentes, onde os gases provenientes do escape dos veículos motorizados se acumulam e onde há um aumento da criação de bolsas de elevados níveis de poluição, afetando os condutores e peões que estão expostos diretamente aos poluentes (Karra *et al.*, 2011; Thaker & Gokhale, 2016; H.

Zhang *et al.*, 2015). Os principais fatores que condicionam a dispersão de poluentes nestes locais são: as condições meteorológicas, nomeadamente a velocidade e direção do vento, a geometria da rua e a configurações dos edifícios; já as emissões são influenciadas pela intensidade de tráfego rodoviário, a idade dos veículos e o tipo de combustível que consome (Karra *et al.*, 2011).

Devido à grande dependência do petróleo, o setor dos transportes contribui fortemente para as alterações climáticas, nomeadamente, através da poluição atmosférica. O transporte é o único setor onde as emissões de gases com efeito de estufa (GEE) aumentaram (+ 14%) entre 1990 e 2012 na região da UE-28, principalmente devido ao transporte rodoviário (+ 17%) e à aviação internacional (+ 93%) (Mattioli, 2016). Apesar do constante desenvolvimento na tecnologia dos motores e na composição dos combustíveis, os ambientes urbanos são ainda dominados fortemente pelas emissões de tráfego automóvel (Obara *et al.*, 2011; Vardoulakis *et al.*, 2003).

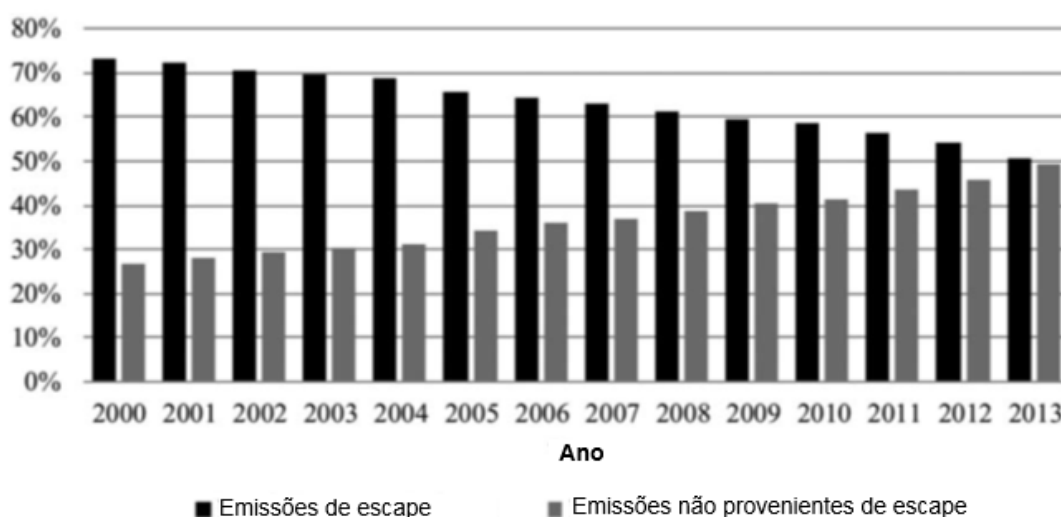


Figura 1 - Contribuição (%) das emissões de escape e daquelas não provenientes do escape (p. ex: desgaste de travões e pneus) para o total das emissões de PM₁₀ provenientes do transporte rodoviário na região da UE-28. (Guevara, 2016)

Na **Figura 1** está representada a evolução das emissões provenientes do escape automóvel e das emissões provenientes do transporte rodoviário, mas não provenientes de escape (p. ex. desgaste de travões e pneus), entre 2000 e 2013, na região da UE. É possível observar-se uma diminuição das PM₁₀ originadas pelas emissões de escape, no entanto, verifica-se um aumento das emissões não provenientes de escape de 27% para 49% (Guevara, 2016).

A redução das emissões de poluentes de escape está relacionada com as medidas de mitigação da poluição atmosférica que têm vindo a ser gradualmente implementadas, tais como a abolição do chumbo na gasolina, a aplicação de filtros de partículas em veículos com motores a gasóleo, impostas pelas Normas de emissão EURO criadas pela União Europeia, entre outras medidas em diferentes domínios (tecnológico, económico, comportamental e de planeamento) (Guevara, 2016; Nunes & Silva, 2003).

Relativamente ao aumento das emissões de PM não provenientes do escape, pode explicar-se pela intensificação do tráfego rodoviário e pelos processos mecânicos relacionados com a condução, nomeadamente o desgaste de travões, embraiagem, pneus, componentes internos do veículo e superfície da estrada ou re-suspensão de partículas depositadas (Lawrence, 2009).

Estudos prévios demonstraram que as emissões não provenientes de escape podem atingir concentrações iguais ou superiores às provenientes do tubo de escape dos veículos. Em Berlim, verificou-se que as emissões provenientes do tráfego rodoviário aumentaram as concentrações de PM₁₀ em 40%, das quais, mais de metade desse aumento foi atribuído a emissões não provenientes de escape (Lenschow, 2001).

Numa outra investigação realizada por Jones *et al.* (2008) constatou-se que as emissões não provenientes de escape nos dias de semana numa determinada estrada em Birmingham, no Reino Unido, contribuíram com cerca de 20% do total de emissões de PM₁₀.

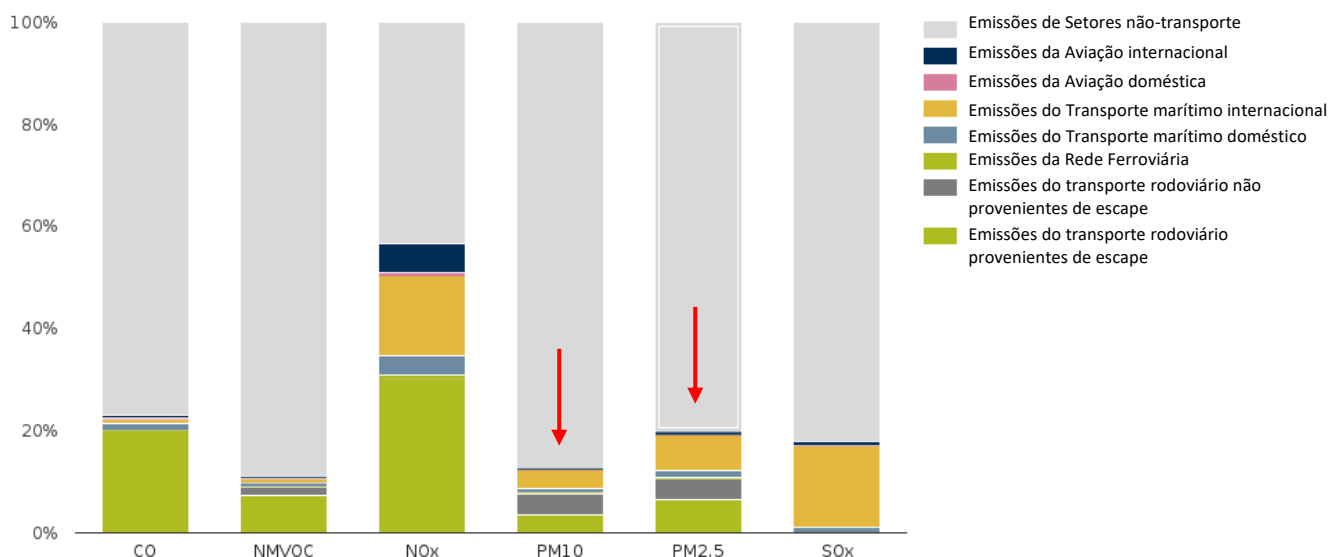


Figura 2 - Contribuição do setor dos transportes no total de emissões dos principais poluentes atmosféricos (European Environmental Agency, 2017).

Como se observa na **Figura 2** o meio de transporte rodoviário é o responsável por mais de metade das emissões de óxidos de azoto (NO_x) do setor dos transportes (representando 30% do total das emissões deste poluente) e contribui significativamente para as emissões totais dos outros poluentes tais como o monóxido de carbono (CO), PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$. No que diz respeito às partículas, as emissões provenientes do transporte rodoviário resultam de forma equitativa de emissões provenientes do escape, decorrentes da combustão do combustível, e de emissões não provenientes do escape dos veículos (European Environmental Agency, 2017).

2.3. Enquadramento legal

Uma das formas utilizadas mundialmente para se alcançar os objetivos para a qualidade do ar e reduzir os seus impactes é através do estabelecimento de diretrizes legais com carácter obrigatório. Assim sendo, para a concretização dos objetivos estabelecidos, no que se refere às PM, estabeleceram-se concentrações limite que estão apresentadas na **Tabela 1**.

Tabela 1 – Valores limite regulamentares para as $\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10} , estabelecidos pela legislação nacional (Decreto-Lei 102/2010 de 23 de Setembro) e pela Organização Mundial de Saúde (OMS)

		Decreto-Lei 102/2010, de 23 de setembro (transposição da Diretiva 2008/50/CE)		OMS	
		Valor-limite diário (24h) (média)	Valor-limite anual (média)	Valor-limite diário (24h) (média)	Valor-limite anual (média)
$\text{PM}_{2,5}$	-	25 $\mu\text{g.m}^{-3}$	25 $\mu\text{g.m}^{-3}$	25 $\mu\text{g.m}^{-3}$	10 $\mu\text{g.m}^{-3}$
PM_{10}	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$, a não exceder em mais do que 35 dias num ano	40 $\mu\text{g.m}^{-3}$	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$	50 $\mu\text{g.m}^{-3}$	20 $\mu\text{g.m}^{-3}$

Os valores-limite de PM definidos pelas normas de qualidade do ar na UE são menos exigentes e, em determinados casos omissos (valor-limite diário médio de $\text{PM}_{2,5}$), comparativamente com as orientações da Organização Mundial de Saúde (OMS), considera-se assim essencial a reflexão sobre dados científicos mais recentes em

matéria de impactes no ambiente e na saúde humana destes poluentes atmosféricos e reformulação dos seus valores-limite.

2.4. Fontes de poluição atmosférica e poluentes atmosféricos

As fontes de poluição atmosférica podem classificar-se em antropogénicas (por exemplo, produção de energia, veículos motorizados, indústria, agricultura, aquecimento residencial, confeção de alimentos, fabrico, distribuição e utilização de produtos químicos) e naturais (por exemplo, solo, mar e vulcões).

Adicionalmente, os poluentes atmosféricos podem ser classificados em 2 grandes grupos: poluentes primários e secundários. Os poluentes primários resultam de emissões diretas de uma fonte de poluição do ar. Em contraste, um poluente secundário não é emitido diretamente pela fonte emissora, resultando de reações na atmosfera (IARC, 2015).

As fontes emissoras podem ser divididas em fontes pontuais/estacionárias, fontes móveis e fontes de área. As emissões de fontes pontuais provêm de chaminés e tendem a alcançar grandes gradientes espaciais e temporais de concentração. As fontes móveis estão relacionadas com o transporte e têm geralmente grandes gradientes espaciais nas imediações de estradas, mas tendem a ser mais homogéneas à medida que se distanciam das estradas nas áreas urbanas. As fontes de área são relativamente constantes ao longo do espaço e são fontes cujas emissões são relativamente dispersas em grandes áreas, mas podem apresentar alterações temporais muito elevadas (IARC, 2015). Devem ser também consideradas as fontes fugitivas de emissão de poluentes atmosféricos que resultam da fuga de poluentes através de instalações ou atividades ou outras fontes não previstas (Winberry, 2008).

As fontes de poluentes não se enquadram exclusivamente em apenas um destes grupos, no entanto, esta classificação pode facultar informações relevantes sobre os gradientes de exposição.

Relativamente à classificação dos poluentes, geralmente considera-se também a fase em que encontram, isto é, fase gasosa ou sob a forma de partículas. As partículas em suspensão apresentam-se em dimensões muito reduzidas (com diâmetros à escala micrométrica ou até inferior, à escala nanométrica) e podem encontrar-se no estado líquido ou sólido.

2.5. Partículas

A poluição originada pela emissão de partículas engloba tanto as emissões de fontes naturais como as fontes antropogénicas. As primeiras incluem partículas de sal marinho, solo, cinzas vulcânicas, pólenes, esporos de fungos, produtos de incêndios florestais e a oxidação de gases reativos biogénicos. As partículas provenientes de fontes antropogénicas incluem produtos de combustão de combustíveis fósseis (principalmente oriundas de escape de veículos e centrais de energia), processos industriais (produção de metais, cimento e produtos químicos), trabalhos de construção, exploração de pedreiras e mineiras), tabagismo e queima de madeira (Kelly & Fussell, 2012).

Considerando o modo de formação das partículas, elas podem ser partículas primárias ou secundárias. As partículas primárias são libertadas diretamente por uma determinada fonte (natural ou antropogénica) para a atmosfera, principalmente por processos de combustão. As principais fontes de PM primárias são o transporte rodoviário, a combustão estacionária (principalmente a queima doméstica de carvão) e os processos industriais. A terra e o mar são igualmente importantes fontes de partículas primárias, através do transporte pelo vento de partículas do solo e a dispersão de aerossóis marinhos (Guevara, 2016; Kelly & Fussell, 2012). O carbono elementar (CE), também conhecido por carbono negro (CN), tem uma estrutura química similar à grafite impura e é emitido diretamente para a atmosfera, predominantemente, por processos de combustão incompleta de combustíveis fósseis utilizados nos transportes (Guevara, 2016). Subsequentemente, as partículas secundárias formam-se na atmosfera como resultado de reações químicas, produzindo substâncias de baixa volatilidade, que, conseqüentemente condensam em fase sólida ou líquida, originando assim as PM. Como exemplos de PM secundárias incluem-se os sulfatos e nitratos formados a partir da oxidação de dióxido de enxofre (SO_2 , principalmente em resultado da produção de energia e de processos de combustão industrial) e dióxido de azoto (NO_2 , principalmente oriundo do transporte rodoviário e da produção de energia) na atmosfera para ácidos. Em comparação com as partículas primárias, os processos químicos envolvidos na formação de partículas secundárias são relativamente lentos e a sua permanência na atmosfera é prolongada (Kelly & Fussell, 2012).

Em áreas urbanas o transporte rodoviário é uma das principais fontes de PM, seguido da queima de combustíveis fósseis em centrais de energia e em instalações fabris (Jiang *et al.*, 2018; Pan *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2017). Os componentes de PM derivados do tráfego rodoviário incluem as emissões e desgaste do motor, desgaste dos travões e

pneus e a re-suspensão de poeiras das superfícies das estradas. A principal fonte atribuída às emissões de PM por veículos motorizados é a combustão de gasóleo, potenciado pelo aumento do número de veículos com motores a gasóleo em alternativa à gasolina, nos últimos anos (Guevara, 2016; Kelly & Fussell, 2012).

Contudo, a contribuição total do setor dos transportes para a poluição atmosférica ao nível das partículas pode variar amplamente. Os países de baixo e médio rendimento, particularmente nos continentes da Ásia, África e Médio Oriente sofrem desproporcionalmente com a poluição gerada pelos meios de transporte. Dois dos principais motivos para tal são o facto de serem utilizados veículos com motores a gasóleo antigos e ineficientes e devido à falta de redes públicas e ativas de transporte (WHO, 2018).

No que se refere à sua constituição, a matéria particulada é formada por um elevado número de componentes, incluindo carbono elementar (CE) e carbono orgânico (CO), ião sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-), compostos metálicos, material proveniente da crosta terrestre e sal marinho. Este grupo complexo de poluentes atmosféricos têm propriedades que variam de acordo com a sua composição e o tamanho bem como os respetivos impactes. Por exemplo, o carbono elementar está relacionado com uma série de impactes climáticos (por exemplo, aumento de temperatura) devido à sua capacidade de absorver diretamente a luz, reduzindo o albedo da neve e do gelo e interagindo com as nuvens. Dos principais componentes que podem ser associados ao material proveniente da crosta terrestre incluem-se: o alumínio (Al), o silício (Si), o cálcio (Ca) e o ferro (Fe), que estão, geralmente, associados à fração grosseira ($\text{PM}_{2,5-10}$). Na Europa, as emissões de partículas do solo representam entre 5% a 20% da massa de PM_{10} do ambiente. A presença destas partículas é mais evidente no Sudoeste e no Sudeste da Europa, devido ao clima mais quente e seco e à forte influência das poeiras trazidas pelo vento do Norte de África (Guevara, 2016; Rogula-Kozłowska, *et al.*, 2016).

As emissões de partículas provocadas pelo desgaste de travões e pneus, bem como a re-suspensão, são duas das principais fontes de elementos metálicos em áreas urbanas (Guevara, 2016). Relativamente aos metais pesados, o desgaste de travões é a fonte primordial de cobre (Cu), enquanto o desgaste dos pneus resulta principalmente em emissões de zinco (Zn). De acordo com o Relatório de inventário das emissões da União Europeia, em 2013, o desgaste de pneus e de travões representaram 77% e 33% do total de emissões de Cu e Zn na região da UE-28, respetivamente. Estas fontes contribuíram também para as emissões totais de chumbo (Pb) em 10%, que eram anteriormente originárias maioritariamente dos gases de escape dos veículos a

gasolina, até à eliminação gradual dos combustíveis com chumbo (European Environment Agency, 2016). Nas emissões provenientes do desgaste de travões e pneus incluem-se também outros metais vestigiais, tais como, arsénio (As), níquel (Ni), antimónio (Sb), ferro (Fe) e bário (Ba), sendo que, a composição das emissões de partículas apresenta uma grande variabilidade em toda a Europa devido às diferenças dos fabricantes e das marcas dos veículos (Guevara, 2016).

Em relação à distribuição por tamanhos, as PM variam de acordo com seu diâmetro aerodinâmico desde: partículas grosseiras ($PM_{2,5-10}$; diâmetro entre 2,5 μm e 10 μm), partículas finas ($PM_{2,5}$; diâmetro menor ou igual a 2,5 μm), partículas ultrafinas (UFP) ($PM_{0,1}$; diâmetro inferior ou igual a 0,1 μm) e nanopartículas (diâmetro inferior 100 nm) (González-Díaz *et al.*, 2016; Guevara, 2016, NIOSH, 2018).

As dimensões das partículas não só determinam o comportamento das mesmas na atmosfera com também no sistema respiratório humano. Genericamente, as partículas finas apresentam maior facilidade de penetração nos alvéolos e bronquíolos terminais e as partículas grosseiras ficam retidas na nasofaringe, depositando-se principalmente nos brônquios primários (Kelly & Fussell, 2012).

2.5.1. Emissão de partículas provenientes do tráfego automóvel

No que respeita à qualidade do ar em meio urbano, as partículas (PM) têm sido alvo de grande destaque, uma vez que se tem verificado um aumento significativo da população mundial a viver em centros urbanos (Bathmanabhan Srimuruganandam & Shiva Nagendra, 2010).

Por este motivo diversos estudos foram realizados ao longo das últimas décadas com o propósito de avaliar as emissões de PM, nomeadamente no que se refere à sua fonte. Um estudo realizado por Wróbel *et al.* (2000) relata que as emissões de PM originadas pelo tráfego rodoviário representam mais de 50% das emissões totais de PM em áreas urbanas (Wróbel *et al.*, 2000). Paralelamente, o estudo de Economopoulou e Economopoulos (2002) efetuado em Atenas, Grécia, refere que 66,5% das emissões de PM provêm do tráfego rodoviário (Economopoulou, Economopoulos, 2002; Srimuruganandam & Nagendra, 2010).

Outros estudos sobre a distribuição do tamanho das partículas demonstraram que as partículas emitidas pelos escapes dos veículos são predominantemente $PM_{2,5}$ (Almeida-

Silva, *et al.*, 2011; Slezakova, *et al.*, 2008; Bathmanabhan Srimuruganandam & Shiva Nagendra, 2010).

As emissões de PM provenientes do tráfego rodoviário são classificadas de acordo com o seu processo de formação. A combustão de combustível, principalmente de gasolina e de gasóleo, em motores de combustão interna é considerada o principal mecanismo pelo qual se formam as PM. Adicionalmente, o tráfego rodoviário implica também uma interação entre os veículos e a superfície da estrada e a utilização do travão, que podem originar a emissão de PM (Guevara, 2016).

Investigações realizadas às emissões de escape dos veículos motorizados, tanto em condições controladas em laboratório como em condições reais, indicam que, em geral os veículos movidos a gasóleo apresentam taxas de emissão de PM significativamente superiores àquelas que são emitidas por veículos movidos a gasolina. Estes estudos mostram também que os veículos pesados de serviço que consomem gasóleo são os principais emissores entre as diversas categorias de veículos com consumo de gasóleo. As emissões não provenientes do escape apresentam maior dificuldade em ser quantificadas devido à forte influência não só do tipo de veículo e condições de tráfego, mas também das propriedades dos materiais (tais como, tipo de pneus, granulometria do pavimento da estrada) e fatores meteorológicos, (por exemplo, a temperatura e humidade). Por este motivo, as taxas de emissão de PM₁₀, provenientes de emissões não provenientes do escape, estimadas em estradas de áreas urbanas em toda a Europa, apresentam uma grande variabilidade (Guevara, 2016; Hjortenkrans, 2008; Obara *et al.*, 2011).

Apesar da complexidade das partículas atmosféricas, espera-se uma relação entre a composição química das partículas, o seu tamanho e a sua morfologia. É também expectável que a composição química das partículas atmosféricas seja fortemente influenciada pela sua origem e que as PM de diferentes ambientes possam interagir de forma diferente com o sistema respiratório. Torna-se assim fundamental uma caracterização elementar e morfológica das PM, visando uma melhor compreensão da sua influência sobre a saúde pública (Slezakova *et al.*, 2008; Srimuruganandam & Nagendra, 2011).

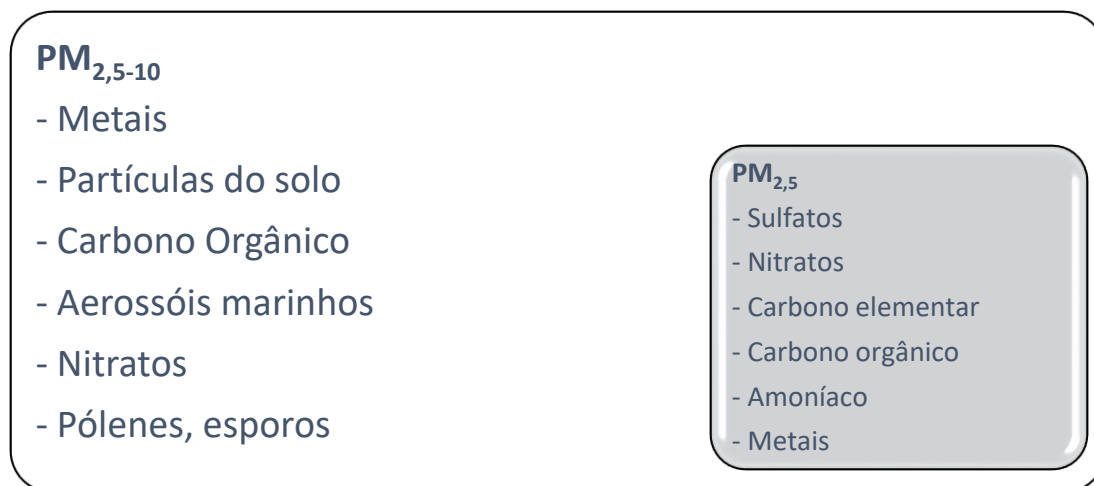


Figura 3 – Composição genérica das PM. Adaptado de Shepherd (2002)

Como se pode observar pela **Figura 3** a composição das partículas atmosféricas - PM₁₀ e PM_{2,5} - é variável entre as duas frações, o que permite uma melhor caracterização das mesmas.

Ainda assim, a caracterização exata das PM é um enorme desafio, dado que o ar é constituído por uma mistura complexa de partículas, que podem encontrar-se no estado líquido ou sólido e variam em massa, número, tamanho, forma, área de superfície, composição química e reatividade, acidez, solubilidade e origem. Além disso, os constituintes químicos das partículas podem ser internos ou encontrar-se na superfície da matéria particulada, com um núcleo e invólucro com diferentes composições, o que torna as PM aerotransportadas mais complexas do que a maioria dos outros poluentes atmosféricos comuns.

A determinação dos efeitos específicos causados pelas PM torna-se ainda mais complexa quando se considera a sua variação no espaço e no tempo, em consequência das condições químicas da atmosfera, das condições meteorológicas, bem como das complexas interações/reações que ocorrem entre os constituintes atmosféricos e os poluentes (Frank J. Kelly & Fussell, 2012).

2.6. Impacte da poluição atmosférica na saúde humana

A nível global, a exposição à poluição atmosférica é um problema de saúde pública associado a vários efeitos na saúde, nos quais se incluem: doenças cardiovasculares e respiratórias, cancro, complicações na gravidez e efeitos adversos no feto. A exposição à poluição do ar pode ser calculada em função da concentração de poluentes num determinado microambiente e o tempo que os indivíduos passam nesse microambiente.

(Cepeda *et al.*, 2017). Para uma correta avaliação dos potenciais efeitos na saúde da poluição atmosférica é importante ter em conta que a composição do ar varia de local para local e que podemos estar expostos a uma vasta mistura de substâncias, que podem interagir entre si (IARC, 2015).

Os passageiros de veículos motorizados (carros privados ou públicos, comboios, metro, autocarros) e os passageiros ativos (peões ou ciclistas) estão geralmente expostos a elevados níveis de poluentes, que muitas vezes não atendem aos padrões de qualidade do ar (Cepeda *et al.*, 2017).

Estudos realizados indicam que os passageiros que utilizam meios de transportes motorizados têm uma probabilidade maior de exposição à poluição atmosférica do que aqueles que se deslocam ativamente. Contudo, considerando que a taxa de inalação é mais elevada, bem como os tempos das deslocações dos indivíduos que se deslocam ativamente do que aqueles que se deslocam em veículos motorizados, as doses de poluentes inaladas e depositadas no sistema respiratório tornam-se superiores nos peões e nos ciclistas face aos passageiros de veículos motorizados (Cepeda *et al.*, 2017).

O estudo de revisão realizado recentemente por Cepeda *et al.* (2017) demonstrou que, independentemente do poluente, os passageiros de automóveis apresentaram maior exposição à poluição do ar em comparação com os passageiros ativos - 30 de 42 observações (71%), seguidos por aqueles que viajavam de autocarro - 57 de 109 observações (52%), de seguida os utilizadores de motociclos - 16 de 32 observações (50%), sucedido por automóveis com configurações de ventilação controlada - 39 de 86 observações (45%), e por fim os passageiros de comboio ou metro - 21 de 55 observações (38%). Neste estudo comparou-se também a taxa de inalação de poluentes entre os passageiros ativos, e verificou-se que os ciclistas apresentam uma taxa de inalação superior relativamente aos peões (Cepeda *et al.*, 2017).

Atualmente, existem já evidências científicas demonstradas de que a exposição das populações às PM conduzem a uma série de efeitos adversos à saúde, independentemente do nível de desenvolvimento de cada país (Frank J. Kelly & Fussell, 2012). A Organização Mundial de Saúde (OMS) estabelece uma relação estreita entre as doenças e mortes associadas à poluição atmosférica e a exposição a partículas de pequenas dimensões, nomeadamente as PM₁₀ e PM_{2,5} (WHO, 2018).

Estas partículas, em especial as PM_{2,5} devido às suas menores dimensões, penetram com maior facilidade no aparelho respiratório, podendo até mesmo transferir-se para órgãos extrapulmonares, nomeadamente o sistema nervoso central. Anualmente, em

todo o mundo, estima-se que a poluição atmosférica por $PM_{2,5}$ seja responsável por aproximadamente 0,8 milhões de mortes prematuras e 6,4 milhões de anos de vida perdidos (Frank J. Kelly & Fussell, 2012).

Atualmente, já há várias evidências de que os poluentes atmosféricos podem provocar irritações respiratórias e intensificar doenças pulmonares crónicas existentes, como por exemplo asma ou doença pulmonar obstrutiva crónica (Holliday *et al.*, 2017).

Para além disso, as PM são também constituídas por vários componentes prejudiciais para a saúde, como metais pesados, compostos de carbono e compostos carcinogénicos, nos quais se incluem compostos derivados de benzeno (WHO, 2018).

Estudos de coorte relataram que a exposição a $PM_{2,5}$ a curto e a longo prazo está associada a vários riscos para a saúde, nomeadamente o cancro do pulmão. Os resultados desses estudos serviram de base para que fosse atribuída a classificação das $PM_{2,5}$ como carcinogénicas para os seres humanos (Grupo I) pela Agência Internacional para a Investigação do Cancro (IARC) (Guevara, 2016; International Agency for Research on Cancer, 2013; Raaschou-Nielsen *et al.*, 2013).

Apesar da dificuldade de recolha de resultados conclusivos para a associação entre a exposição às PM e os diversos efeitos adversos na saúde, existem já mecanismos claros das interações das PM nos diversos compartimentos do organismo humano. A **Figura 4** representa esquematicamente, algumas das vias presumíveis que relacionam a matéria particulada com as doenças cardiopulmonares (Pope & Dockery, 2006).

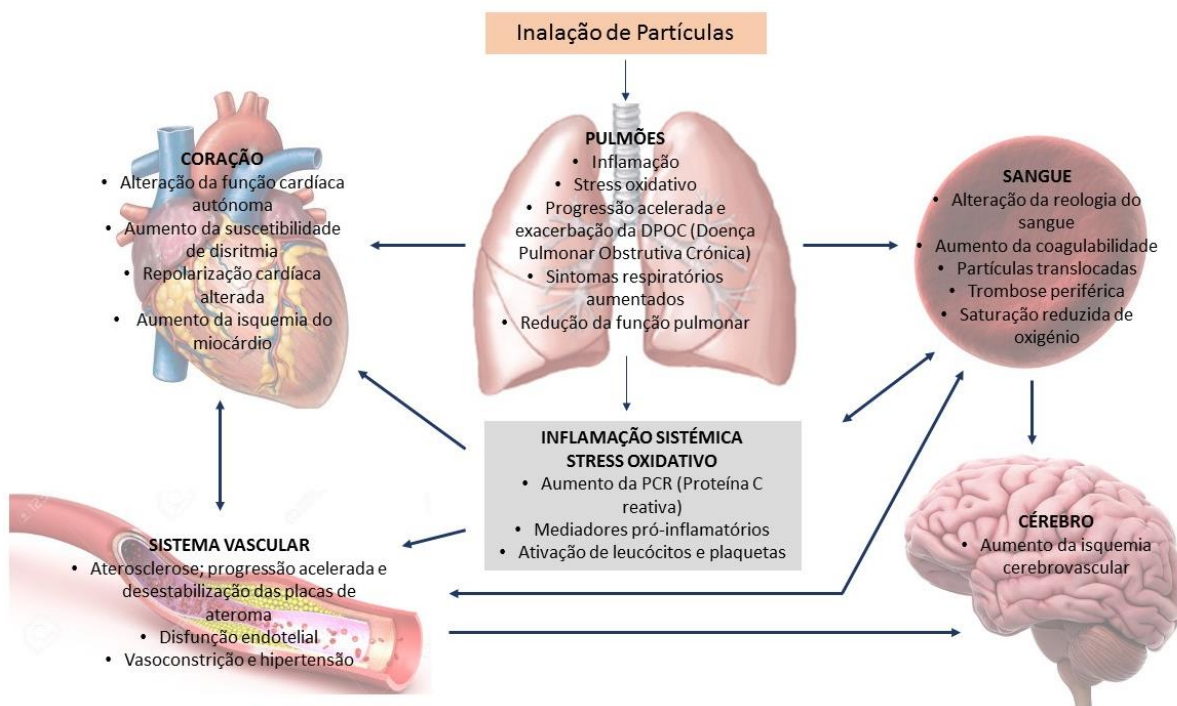


Figura 4 - Potenciais vias fisiopatológicas gerais que relacionam a exposição às PM com morbidade e mortalidade cardiopulmonar (Adaptado de Pope & Dockery, 2006)

2.7. Modo de ação dos poluentes atmosféricos

Uma das premissas emergentes em relação aos poluentes atmosféricos é a sua capacidade de interação com fatores individuais, resultando em problemas de saúde e aumento da suscetibilidade a doenças. Assim sendo, a poluição do ar pode afetar a saúde de qualquer indivíduo em todas as fases da vida, havendo grupos populacionais específicos mais vulneráveis, principalmente em idades extremas ou já com problemas de saúde crónicos, tais como doenças cardiovasculares e respiratórias (Holliday *et al.*, 2017).

O principal mecanismo associado às consequências adversas na saúde provocadas pela poluição atmosférica é através do conceito de *stress oxidativo*. Os poluentes atmosféricos podem reagir e causar a formação de radicais livres. Estes constituintes que se formam são bastante voláteis e, quando expostos no epitélio pulmonar provocam diversas reações ao nível celular, resultando em inflamação e danos nos tecidos (Holliday *et al.*, 2017).

Os efeitos respiratórios crónicos decorrentes da exposição a elevadas concentrações de partículas ambientais incluem a redução da função pulmonar e o aumento dos sintomas de bronquite em crianças e adultos, manifestação de sintomas de asma e

hospitalizações de urgência relacionadas a asma e alergias na infância. Efeitos menos conclusivos, mas potencialmente críticos da exposição ambiental à matéria particulada ao nível do trato respiratório incluem consequências adversas, como o desenvolvimento pulmonar em crianças e o início do desenvolvimento de doença pulmonar obstrutiva crónica (DPOC) e de asma infantil. De outras observações epidemiológicas salienta-se uma possível ligação entre a exposição crónica à matéria particulada durante a infância e a vulnerabilidade à DPOC na vida adulta, e que crianças submetidas a níveis mais elevados de poluição atmosférica durante o período pré-natal podem ser mais suscetíveis de desenvolver doenças respiratórias (Kelly & Fussell, 2012).

Para além dos efeitos negativos na saúde cardiopulmonar, existem já estudos que incidem a sua investigação sobre o potencial efeito da poluição atmosférica através da matéria particulada de exercer danos prejudiciais a nível do sistema reprodutivo e da saúde neurológica (Kelly & Fussell, 2012). Há relatos que relacionam a exposição à matéria particulada com diversas consequências negativas, nomeadamente, o parto prematuro e a pré-eclâmpsia, que se caracteriza pelo aumento da pressão sanguínea, dores de cabeça persistentes, aumento excessivo de peso e edema nos membros inferiores e poderá desencadear partos prematuros (Darrow *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2009), malformações cardiovasculares (Strickland *et al.*, 2009), e no desenvolvimento do feto (Hansen *et al.*, 2008). Outros estudos sugerem que a exposição a matéria particulada na fração fina potencia o desenvolvimento de doenças neurodegenerativas a longo prazo, tais como o Alzheimer e o aumento de hospitalizações por cefaleia (Dales *et al.*, 2009).

Os efeitos tóxicos da matéria particulada são devidos essencialmente à sua ação irritante direta, através de substâncias presentes na área superficial das partículas. A concentração de substâncias adsorvidas nas PM pode ser consideravelmente maior do que na atmosfera ambiente. São diversas as substâncias adsorvidas de particular preocupação incluem SO_x , hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAH) e metais pesados como chumbo, cádmio, zinco e mercúrio. Os PAH e os metais pesados tendem a predominar nas partículas finas respiráveis (Stanek *et al.*, 2011).

Os efeitos para a saúde humana da exposição a matéria particulada atmosférica dependem da capacidade das partículas de penetrar nos mecanismos de defesa respiratória. Estes meios de defesa têm a capacidade para reter partículas inaladas em excesso na fração grosseira, designadas também por "partículas inaláveis". No entanto, partículas de menores dimensões podem penetrar mais profundamente no sistema respiratório. São as partículas da fração fina, com diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5

μm , chamadas de “partículas respiráveis”, capazes de entrar no tecido pulmonar e lá depositar. A deposição de partículas em função do seu tamanho é ilustrada na **Figura 5**.

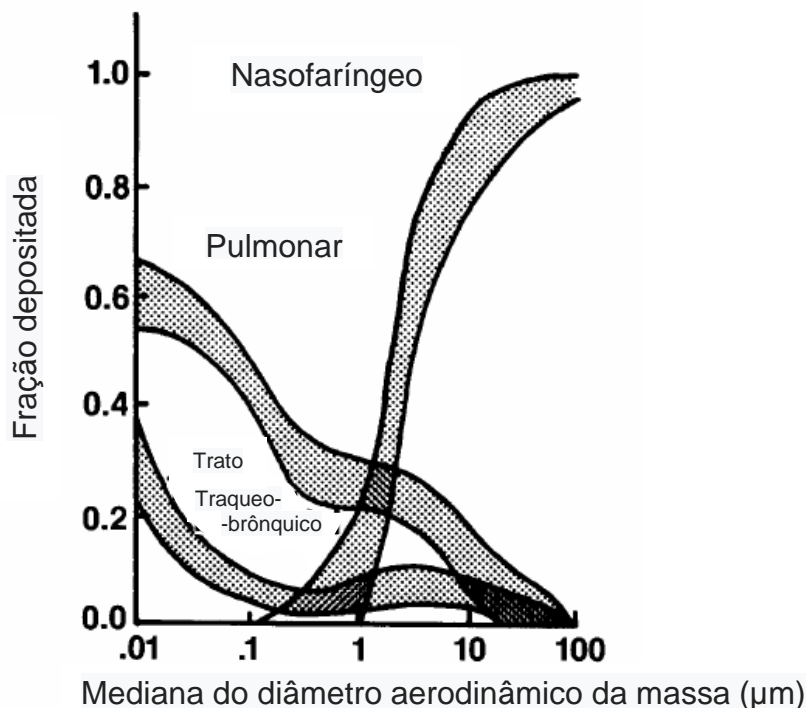


Figura 5 - Deposição de partículas no trato respiratório de acordo com o tamanho das partículas (Adaptado de Stanek *et al.*, 2011).

Devido às alterações nos padrões de fluxo na zona traqueobrônquica, as partículas tendem a ser depositadas nas intersecções das vias aéreas ou perto delas. Como as terminações nervosas estão concentradas nesses locais, os estímulos mecânicos das partículas depositadas frequentemente desencadeiam mecanismos de defesa contra a obstrução das vias aéreas, como a tosse e à broncoconstrição (diminuição do diâmetro interno dos brônquios). Estas reações conduzem a um aumento da taxa de respiração. A deposição de partículas é influenciada não só pelo tamanho das partículas, mas também pela concentração de massa, composição molecular, pH e solubilidade. A deposição também varia entre não-fumadores, fumadores e indivíduos com perturbações pulmonares. A deposição traqueobrônquica é ligeiramente superior em indivíduos fumadores e aumentada em indivíduos com doenças pulmonares (Stanek *et al.*, 2011).

Após deposição das partículas, o seu tempo de retenção pode ser função da taxa de libertação, variando consoante as diferentes regiões do trato respiratório. Nas vias aéreas ciliadas e na zona traqueobrônquica superior, a ação depurativa de indivíduos

saudáveis é alcançada em menos de um dia. À medida que o local de deposição se torna mais profundo nos pulmões, o tempo necessário para a remoção das partículas aumenta consideravelmente. A remoção de partículas alojadas na região alveolar pode levar de semanas a meses. A eliminação lenta de partículas do sistema respiratório é também um fator de preocupação, uma vez que, as substâncias tóxicas estão contacto com tecidos sensíveis por períodos mais longos (Stanek *et al.*, 2011).

Como já referido anteriormente, a deposição alveolar de partículas é mais eficiente na fração fina (entre os 0,1 μm a 2,5 μm). A toxicidade efetiva destas partículas pode ser superior em relação às partículas da fração mais grosseira, uma vez que as concentrações de substâncias tóxicas, como o chumbo, zinco, crómio, mercúrio, sulfatos, nitratos, etc., aumentam com a diminuição do tamanho das partículas. Além disso, quanto maior for a área superficial das partículas finas, maiores serão também as reações e taxas de dissolução de espécies químicas tóxicas, podendo ser extraídas e transportadas para outros compartimentos do organismo humano. A matéria particulada pode contribuir para o desenvolvimento de bronquite crónica e pode ser um fator predisponente para a manifestação de bronquites agudas, bacteriana e viral, especialmente em fumadores e crianças. Pode ser também um fator de agravamento de asma brônquica e estadios tardios de bronquite crónica e enfisema pulmonar. As consequências na saúde humana da matéria particulada podem também depender, em grande parte, dos efeitos sinérgicos com outros poluentes, como o dióxido de enxofre (SO_2) (Stanek *et al.*, 2011).

A capacidade das PM inaladas de desencadear *stress* oxidativo no pulmão, bem como sistemicamente, tornou-se uma hipótese maioritariamente consensual para a explicação dos efeitos agudos e crónicos na saúde das populações expostas a elevadas concentrações de PM (Kelly, 2003; Kelly & Fussell, 2012). Existem diversas vias inter-relacionadas pelas quais as partículas inaladas podem originar espécies reativas de oxigénio (ROS), nomeadamente: introdução direta de espécies oxidantes no pulmão, tais como, metais, quinonas ou endotoxinas presentes na superfície da matéria particulada; introdução de PAH absorvidos na superfície das partículas que podem sofrer biotransformação *in vivo* e também a capacidade da própria superfície da partícula, *per si*, de provocar *stress* oxidativo, embora sem mecanismo bem definido (**Figura 6**) (Kelly & Fussell, 2012).

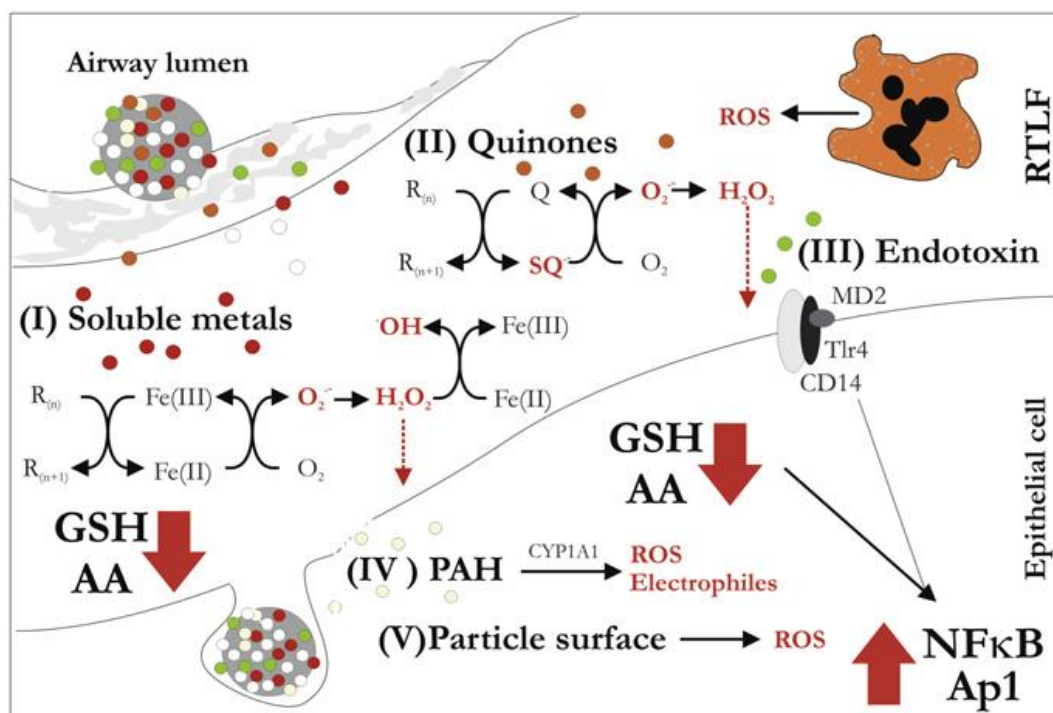


Figura 6 - Vias de toxicidade induzida por partículas na interface ar-pulmão. As partículas provocam stress oxidativo através de cinco mecanismos inter-relacionados: (I) Através da introdução no pulmão de metais ativos redox, como o ferro. (II) Quinonas na superfície da partícula. (III) A presença de endotoxina bacteriana na superfície da partícula pode desencadear inflamação. (IV) Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs) não possuem atividade oxidativa intrínseca, mas podem sofrer biotransformação *in vivo* em espécies quinonas. (V) A própria superfície da partícula também demonstrou causar stress oxidativo *in vivo*, embora o(s) mecanismo(s) pelo qual ocorre não esteja bem definido (Frank J. Kelly & Fussell, 2012).

Embora esteja estabelecida uma forte associação entre as elevadas concentrações de PM no ambiente e os efeitos adversos para a saúde, existe ainda uma lacuna no conhecimento da toxicidade das PM, sobre os componentes das PM e as suas características físicas e químicas responsáveis pela sua ação tóxica. Estas são informações fundamentais para o desenvolvimento de estratégias de gestão das PM eficazes para a melhoria da saúde pública. As normas, diretrizes e estratégias destinadas à redução das PM são, na sua grande maioria, baseadas na massa da matéria particulada (que inclui uma mistura de partículas provenientes de diferentes fontes), o que pode ser insuficiente e com pouca representatividade dos componentes dos poluentes (Delfino *et al.*, 2006).

Um estudo toxicológico realizado por Kodavanti *et al.* (2005) em roedores, não identificou relação entre a exposição a elevadas concentrações de partículas ambientais com a manifestação de quaisquer efeitos biológicos. Outro estudo epidemiológico com crianças asmáticas, revelou uma fraca associação entre o óxido nítrico exalado (marcador de inflamação das vias aéreas) e a massa de partículas ambientais, quando comparado com componentes específicos das PM, tais como o carbono elementar (CE) e o carbono orgânico (CO) (Delfino *et al.*, 2006).

De facto, algumas das evidências epidemiológicas mais fortes sobre a relação entre as PM e a mortalidade e a morbilidade evidenciam a dificuldade de compreensão da manifestação de efeitos na saúde e a sua associação com componentes específicos dessas misturas poluentes (Gauderman *et al.*, 2004; Report, 2000).

2.8. Medidas de mitigação da poluição atmosférica - mobilidade sustentável

A necessidade de deslocação de pessoas e bens desencadeou um crescimento exponencial da urbanização, menor atratividade dos sistemas de transporte coletivos e consequente maior uso do transporte individual, gerando uma série de impactes ambientais quer ao nível da poluição atmosférica e sonora como também à redução da qualidade de vida e do ambiente urbano (Nunes & Silva, 2003).

A mobilidade – individual e coletiva – pode ser definida pela conjugação da acessibilidade que é proporcionada às pessoas, assim como a mercadorias com a condição de utilização que estas colocam em função dos seus recursos próprios – condição socioeconómica, motorização, conhecimentos, preferências, comportamentos, etc. Ou seja, existem diversos fatores que influenciam a forma como as pessoas operam/usam as acessibilidades proporcionadas em cada momento e para cada deslocação, dentro de um quadro de alternativas modais possíveis (Stussi *et al.*, 2011).

Devido ao crescimento das emissões produzidas pelos veículos motorizados, particularmente em áreas urbanas, verificou-se uma crescente preocupação das Entidades Governativas para controlar a poluição com esta origem (Rakowska *et al.*, 2014). A União Europeia (UE), através da publicação da Diretiva 2008/50/CE de 21 de maio, definiu um conjunto de objetivos e medidas a implementar pelos Estados-Membro para melhoria da qualidade do ar ambiente na Europa.

O conceito de mobilidade sustentável é um meio orientador de políticas e estratégias territoriais da UE e pressupõe que as pessoas disponham de condições seguras e de conforto para as suas deslocações, em tempos/custos considerados aceitáveis e com a máxima eficiência energética e menores impactes ambientais. A mobilidade sustentável estimula o reequilíbrio entre modos de transporte como opção estratégica de primeira linha, representando por isso um processo de reequilíbrio entre oferta e procura de modos de transporte, trabalhando para o desenvolvimento de uma cultura do cidadão multimodal, na qual as viagens tenderão a realizar-se com base num sistema de transportes que tem como objetivos (Stussi *et al.*, 2011):

- Minimizar a utilização do transporte em veículo próprio;
- Otimizar a utilização do transporte publico;
- Incrementar nos sistemas de transporte o uso dos modos suaves - meios de deslocação e transporte de velocidade reduzida, ocupando pouco espaço e com pouco impacte na via pública e sem emissões de gases para a atmosfera como

a simples pedonalidade ou a deslocação com recurso a bicicletas, patins, *skates*, trotinetas ou quaisquer outros similares, encarados como uma mais-valia económica, social e ambiental, e alternativa real ao automóvel (Resolução da Assembleia da República nº 3/2009, de 5 de Fevereiro).

A implementação de políticas que visam a mobilidade sustentável implica profundas mudanças, tanto nos comportamentos individuais e coletivos dos cidadãos como da organização e funcionamento dos territórios e, em particular, dos espaços urbanos, nomeadamente (Stussi *et al.*, 2011):

- De estruturas territoriais existentes, as quais apresentam grande inercia à mudança exigindo, quase sempre, políticas fortes e determinadas, investimentos vultuosos e longos tempos de execução;
- Dos sistemas de transporte públicos, em geral planeados e geridos em função das procuras e que tendem a reproduzir os modelos e as tendências instaladas não contemplando em geral procuras específicas;
- Dos espaços públicos, predominantemente pensados e desenhados para a circulação e estacionamento automóvel e, conseqüentemente, mal adaptados à circulação de modos suaves, em particular ao uso pedonal do espaço urbano, e à maior eficiência e melhor utilização dos transportes públicos pelas pessoas.

Relativamente à alteração de comportamentos, individuais e coletivos, verifica-se uma grande resistência à mudança, devido ainda às tendências atuais de aumento da taxa de motorização, da fraca organização dos sistemas de transporte coletivos intermunicipais, da intensificação do uso de transporte individual, da crescente diversificação dos motivos das viagens e da conseqüente exigência de flexibilidade nas deslocações, como acontece no território português (Stussi *et al.*, 2011).

O conceito de mobilidade sustentável considera como meios de transporte alternativos (ativos) à utilização do veículo particulares, caminhar, andar de bicicleta e os transportes públicos, sendo meios de transporte mais saudáveis quer para o meio ambiente como para a saúde pública. O transporte saudável representa a necessidade de separar os indivíduos do tráfego rodoviário e incluir rotas exclusivas para peões e ciclistas. Isto significa também a promoção de planos de viagem para todos os negócios e atividades que contribuiam significativamente para a criação de tráfego (Banister, 2008).

Paulatinamente, têm vindo a ser introduzidas várias estratégias de mitigação e políticas de trânsito pelas Entidades Governativas visando a redução do impacto do tráfego rodoviário nos níveis de poluição atmosférica das estradas e zonas contíguas sobretudo em zonas urbanas com o objetivo de melhorar a qualidade do ar e conseqüentemente

a qualidade de vida dos cidadãos. Uma das primeiras medidas aplicadas na Europa foi a implementação de Zonas de Emissões Reduzidas (ZER) projetadas para limitar as emissões nos centros das cidades, em mais de 150 cidades da União Europeia, através da restrição ou proibição da entrada de determinados veículos nos centros das cidades (Duque *et al.*, 2016; Rakowska *et al.*, 2014).

Para além da aplicação de ZER, existem também outras medidas para reduzir as emissões de PM provenientes do tráfego rodoviário em áreas urbanas. Com este objetivo em mente, nos últimos anos várias cidades europeias estabeleceram regulamentos para os veículos que entram nos seus meios urbanos, incluindo:

- i. Portagens de entrada em centros urbanos (entrada numa área sujeita a pagamento);
- ii. Esquemas de acesso regulados (entrada numa área mediada por outros elementos, tais como licenças especiais ou em determinadas horas do dia);
- iii. Limites de emissão e do desenvolvimento tecnológico de redução de poluentes.

Enquanto o recurso a portagens e esquemas de acesso regulados têm um claro impacto na quantidade de veículos que circulam nos locais aplicados, as medidas ZER contribuem também para a renovação e modernização da frota de veículos que circulam em meios urbanos.

Um estudo de revisão realizado para verificar a eficácia das medidas ZER na melhoria da qualidade do ar urbano, aplicadas em cinco países da UE (Dinamarca, Alemanha, Holanda, Itália e Reino Unido), constatou resultados mistos. Embora nas cidades alemãs se tenham verificado reduções nas concentrações médias anuais de PM₁₀ até 7%, não foram observados efeitos claros em outras áreas urbanas (Holman *et al.*, 2015). Estes resultados podem estar relacionados a diferentes causas, incluindo os tipos de veículos restritos nas ZER (as medidas ZER alemãs restringem a entrada a veículos a gasóleo e veículos de passageiros, enquanto a limitação nas restantes cidades europeias, é aplicada apenas a veículos a gasóleo). A baixa percentagem obtida na redução da concentração de PM₁₀ pode também estar relacionada com o facto das medidas ZER não causarem impacto nas emissões de PM₁₀ provenientes das emissões não provenientes do escape, que apresentam uma contribuição significativa para o total de emissões primárias do transporte rodoviário urbano (Guevara, 2016).

As normas europeias de emissão (EURO) definem, desde 1992 (com EURO1), os limites aceitáveis para emissões de escape de veículos novos vendidos nos estados membros da UE. Os padrões de emissão são definidos por uma série de diretivas da UE que promovem a introdução progressiva de metas cada vez mais rigorosas. As

normas EURO5 e EURO6 entraram já em vigor (setembro de 2009 e janeiro de 2014, respetivamente) com o objetivo de reduzir as emissões de PM (EURO5) e NO_x (EURO6) de carros a gasóleo.

Um estudo realizado por Duque *et al.* (2016) na cidade do Porto (Portugal), no qual foi realizada a avaliação da eficácia das medidas mitigadoras de poluição ao nível do tráfego rodoviário (NO₂ e PM₁₀) apresentaram, através de modelos computacionais, as seguintes constatações:

- A implementação da medida ZER apresenta apenas um benefício a nível local, com uma redução da concentração anual de NO₂ chegando até aproximadamente aos 3% de emissões;
- A substituição de veículos motorizados a gasóleo por veículos híbridos representa um decréscimo da concentração anual de NO₂ até 4,5% em todo o domínio da área em estudo.

Estes resultados evidenciam não só que têm uma forte influência ao nível do controlo de NO₂ mas que a medida ZER deve ser aplicada apenas em situações específicas de poluição local com articulação com outras medidas e estratégias promovidas pelos municípios (Duque *et al.*, 2016).

A implementação de veículos de baixa emissão de poluentes não é a única medida de melhoria da poluição provocada pelos meios de transporte. Existem também outras medidas, de planeamento local, nacional e internacional e políticas de transporte destinadas a ajudar a reduzir a poluição do transporte em meios urbanos incluem várias abordagens para promover a caminhada e a utilização de bicicletas como meios de deslocação, complementarmente ao transporte público (Mullen & Marsden, 2016).

É previsível que as emissões primárias de PM₁₀, PM_{2,5} e carbono diminuam na região da União Europeia nos próximos anos à medida que as tecnologias dos veículos forem melhoradas, aumentarem as políticas de redução do tráfego, entre outras, reduzindo as emissões de combustíveis fósseis.

Em Nova Iorque aplicaram-se taxas de congestionamento através da aplicação de tarifas em zonas com elevado tráfego rodoviário, aumentando o custo de circulação em determinados troços e em determinados períodos do dia, com o objetivo de deslocar os fluxos de tráfego em períodos de pico de circulação rodoviária para períodos de não pico; de troços congestionados para caminhos alternativos menos congestionados ou até para a substituição da utilização de veículos privados para meios de transporte públicos (Schaller, 2010).

Já em Pequim aplicou-se um sistema temporário de restrição de condução em função dos números das matrículas, permitindo a condução de veículos particulares em dias alternados, consoante o último número da matrícula for ímpar ou par, em virtude da ocorrência de eventos desportivos internacionais, particularmente os Jogos Olímpicos realizados em *Beijing* em 2008. As evidências observadas na redução do tráfego rodoviário e consecutivas emissões atmosféricas durante este período que potenciou a aplicação na cidade de Pequim, de um esquema menos limitativo de restrição de condução para apenas um dia por semana. Esta medida política recebeu o apoio dos moradores locais, no entanto, foi gradualmente contornada através da compra de veículos com matrículas ímpares e pares (Huijuan, Fujii & Managi, 2013; Wang & Xie, 2009).

Os benefícios e a relação custo-eficácia na redução das concentrações de poluição atmosférica urbana destas políticas de transporte requerem uma análise e avaliação cuidadosa antes de serem implementadas para que sejam asseguradas efetivas melhorias na qualidade do ar e na saúde pública (Rakowska *et al.*, 2014).

Já em 2005, em Portugal, várias Empresas de diversos setores de atividade reuniram-se para participar no Projeto *YMT.Pt 2005*, no qual um dos temas abordados foi a Mobilidade Urbana Sustentável. No âmbito deste estudo, aplicou-se um inquérito aos trabalhadores destas Empresas, localizados nos centros urbanos de Lisboa, Porto e Coimbra, sobre as escolhas em termos de meio de transporte preferencialmente utilizado nas deslocações casa-trabalho e as motivações para a seleção do meio de transporte. Como se pode observar pela **Figura 7** o automóvel privado a gasóleo (23%) e a gasolina (33%) representa mais de metade da preferência de meio de transporte (BCSD Portugal, 2005).

Tipo de transporte utilizado pelos trabalhadores nas deslocações casa-trabalho

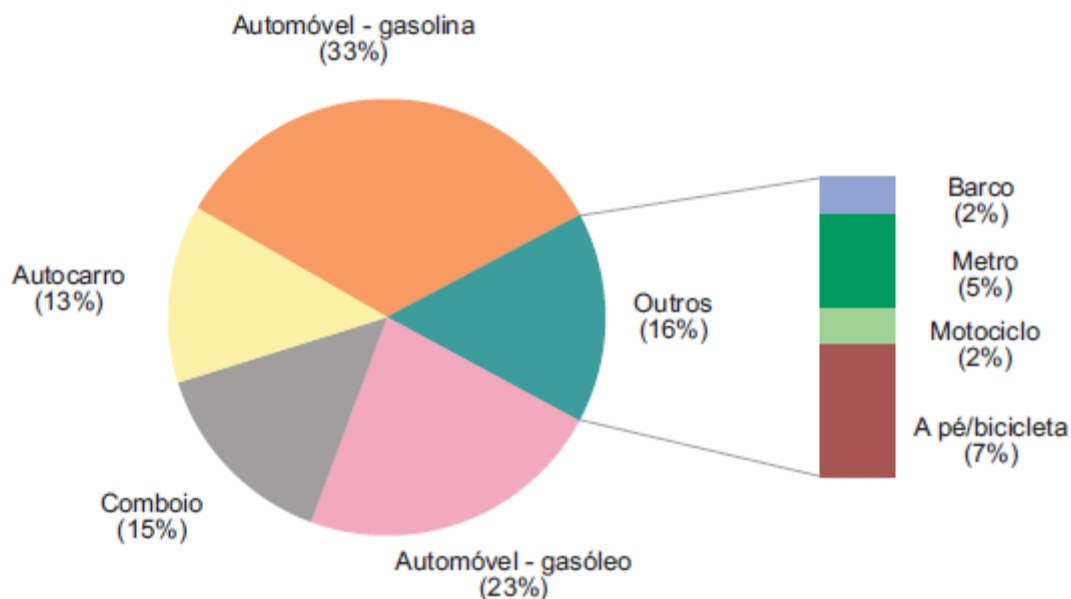
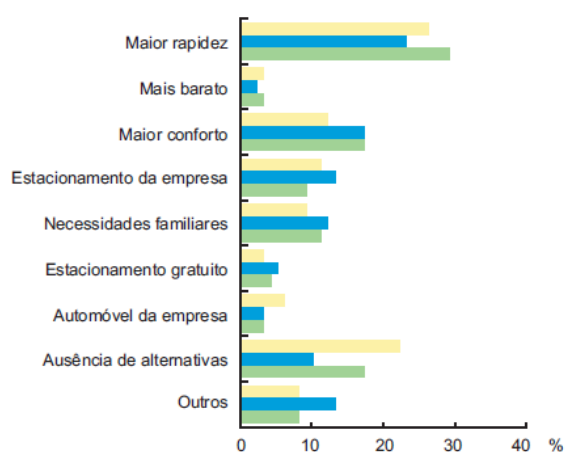


Figura 7 - Transportes utilizados pelos trabalhadores nas suas deslocações casa-trabalho (BCSD Portugal, 2005).

Os principais motivos apresentados para a seleção preferencial do meio de transporte individual (automóvel) foram a maior rapidez na deslocação e ausência de alternativas. Esta hierarquização é apresentada na Figura 8. No que se refere aos motivos apresentados para a seleção do meio de transporte coletivo, o conforto é apresentado como principal motivo, seguido do menor custo e da rapidez (BCSD Portugal, 2005).

Motivação para a utilização de Transporte Individual



Motivação para a utilização de Transporte Coletivo

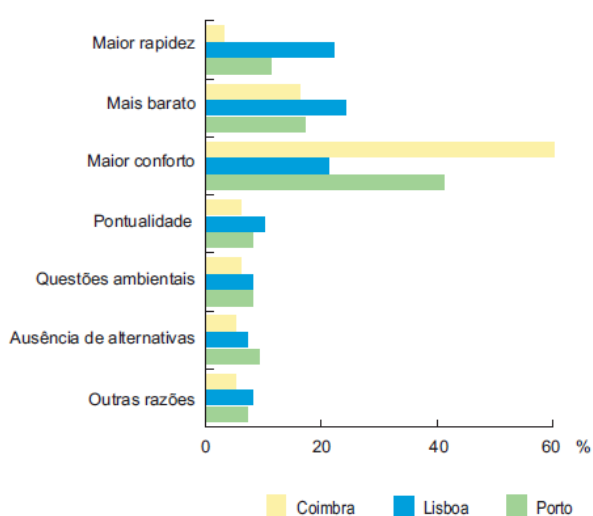


Figura 8 – Representação gráfica das motivações apresentadas pelos trabalhadores para a utilização de transporte individual (à esquerda) e para a utilização de transporte coletivo (à direita) (BCSD Portugal, 2005)

Com o objetivo de compreender o que poderia ser feito para que estes trabalhadores passassem a utilizar com maior frequência os transportes coletivos nas suas deslocações, questionou-se também quais os pontos que deveriam ser melhorados para permitirem a troca da utilização dos transportes privados pelos públicos. Os principais aspetos a melhorar apresentados foram a maior frequência, redução no tempo de deslocação e melhor ligação entre meios de transporte (Figura 9).

O que o faria mudar para Transporte Colectivo?

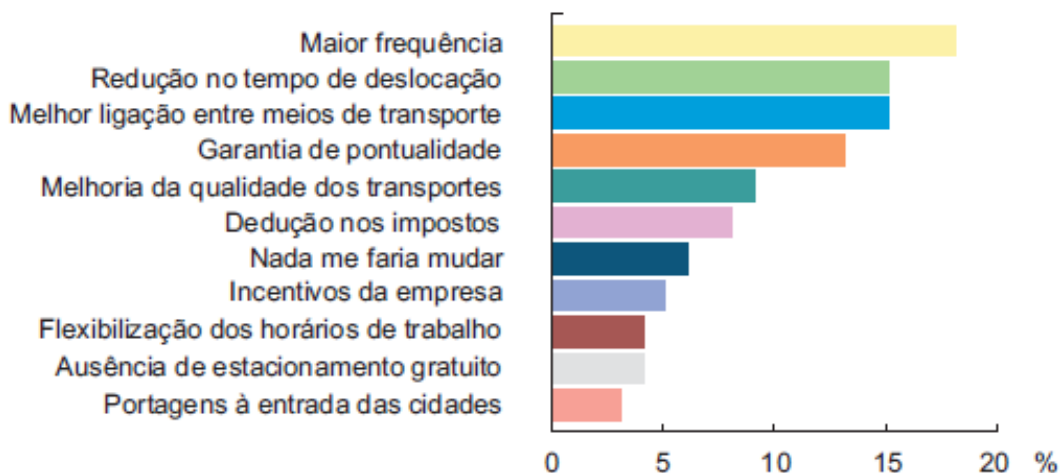


Figura 9 - Propostas de melhoria dadas pelos trabalhadores para a alteração da preferência de utilização de transporte individual para transporte coletivo (BCSD Portugal, 2005).

Embora o Projeto acima apresentado tenha sido realizado há mais de 10 anos em relação ao presente estudo, considera-se que se mantém a sua pertinência aos dias de hoje uma vez que, os dados obtidos pelo estudo realizado pelo Automóvel Clube de Portugal (ACP) em 2018, indicam que os portugueses continuam a preferir a efetuar as suas deslocações quotidianas, ou seja, casa-trabalho e casa-local de estudo através de automóvel particular, representando de 77,9% e 45,3% dos inquiridos, respetivamente (ACP, 2018).

No que concerne à perceção dos inquiridos relativamente à importância dos critérios que definem a escolha do meio de transporte, estes identificaram como principais fatores de decisão para a escolha preferencial de transporte privado os seguintes: a pontualidade, a frequência do transporte e o tempo de deslocação. Podendo estabelecer-se uma relação com o Projeto *YMT.Pt 2005*, onde estão identificados como fatores decisivos na escolha do transporte coletivo como se observa na Figura 9.

A redução das emissões do setor de transporte rodoviário é particularmente atrativa porque essa ação gera benefícios climáticos rápidos e de longo prazo. Investigações recentes em saúde pública indicam que a matéria particulada relacionada com o tráfego rodoviário é mais tóxica do que determinados componentes inorgânicos como os sulfatos e nitratos provenientes do setor de energia, portanto a redução das emissões do transporte rodoviário traz benefícios adicionais para a saúde humana (Unger *et al.*, 2010).

As maiores reduções de PM₁₀ entre 2000-2013 observadas variam entre os países europeus: Chipre (66%), França (35%) e Hungria (35%). Em relação às PM_{2,5}, o Chipre e a França encontram-se também entre os países que apresentaram maiores reduções de emissões (73% e 42%, respetivamente), juntamente com a Holanda (50%). As reduções de emissão de carbono são lideradas pela Holanda (61%), o Reino Unido (53%) e a França (44%). A grande redução do carbono observada no caso da Holanda é em parte explicada pelo aumento da quota de mercado dos veículos híbridos elétricos durante este período (9,7%), o maior de toda a região da UE-28. No entanto, apesar de todas as reduções observadas, França foi o país com a maior contribuição para as emissões totais de PM₁₀, PM_{2,5} e carbono em 2013 (14,4, 14,2 e 26,7%, respetivamente), o que também ocorreu em 2000. Estes resultados podem ser justificados pelos padrões observados nos setores do transporte rodoviário e de combustão residencial: (i) o gasóleo dominou o mercado francês de automóveis de passageiros, com 66% da quota total - a quota da UE-28 era de 53% em 2013 - e (ii) a energia de biomassa foi, após o gás natural, o combustível mais utilizado nos agregados familiares franceses (28%) e representou 19% da biomassa total consumida na região da UE-28 (Unger *et al.*, 2010).

Em suma, várias estratégias de mobilidade podem ser implementadas para melhorar a qualidade do ar (United Nations - Department of Economic and Social Council, 2013):

- a) Planeamento urbano, criação de planos de transporte que favoreçam a caminhada e a utilização de bicicletas e meios de transporte públicos para a maioria das deslocações;
- b) Gestão do tráfego rodoviário: permissões de circulação para veículos de matrícula ímpares e pares alternados, portagens à entrada das cidades, radares de controlo de velocidade, zonas de baixas emissões nos centros das cidades, taxas em zonas de estacionamento;
- c) Incentivos económicos, como a taxação do uso de combustível e emissões;
- d) Redução do tráfego rodoviário para diminuir a circulação de veículos automóveis e revitalização dos espaços públicos através da criação de ambientes urbanos

mais humanos, mais adequados a outros modos de transporte: alteração do *layout* e *design* das estradas, através do estreitamento das estradas, criação de atravessamentos pedonais, plantação de árvores e vegetação, restrição de velocidade e sinais visuais para condução cuidada e segura;

- e) Priorizar o trânsito não motorizado nas cidades (caminhada e bicicletas), através da implantação de infraestruturas e oferta de incentivos. Por exemplo, os programas de partilha de bicicletas exigem lugares próprios de estacionamento e ciclovias, bem como um quadro legal que proteja os direitos dos ciclistas;
- f) Priorização do trânsito de autocarros – separação entre trânsito comum e o dos autocarros, criando vias prioritárias para autocarros, aumento da sua frequência e velocidade.

PARTE 2 – CASO DE ESTUDO

Capítulo III - Metodologia

3.1. Caracterização da área de estudo

O concelho de Loures pertence à Área Metropolitana de Lisboa, localizada na margem direita do rio Tejo e delimitada pelos municípios de Arruda dos Vinhos, Sintra, Odivelas, Lisboa, Vila Franca de Xira e Mafra. Tem uma área urbana de 158,32 km² e cerca de 204 695 habitantes (em 2014), dos quais 99 789 são habitantes ativos. É constituído por duas cidades, Loures e Sacavém, com 10 freguesias (**Figura 10**): União das Freguesias de Camarate, Unhos e Apelação, União das Freguesias de Moscavide e Portela, União das Freguesias de Sacavém e Prior Velho, União das Freguesias do Concelho Santa Iria de Azóia, São João da Talha e Bobadela, União das Freguesias de Santo Antão e São Julião do Tojal, União das Freguesias de Santo António dos Cavaleiros e Frielas, Freguesia de Bucelas, Freguesia de Fanhões, Freguesia de Loures e Freguesia de Lousã.

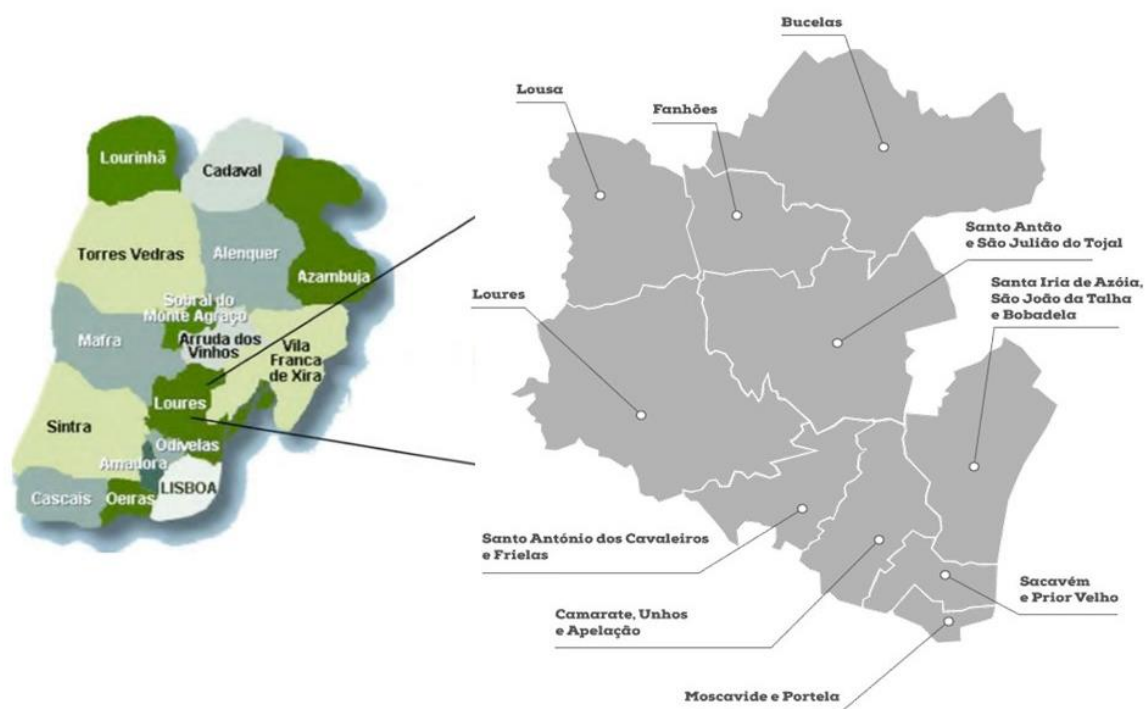


Figura 10 - Delimitações e Freguesias do Concelho de Loures

O Município está dividido em duas áreas principais: a zona rural, a norte, compreendendo as localidades de Lousã, Fanhões, Bucelas, Santo Antão e São Julião do Tojal; e uma zona urbana, a sul e a oriente, que inclui Frielas, Loures, Santo António

dos Cavaleiros, Apelação, Bobadela, Camarate, Moscavide, Portela, Prior Velho, Sacavém, Santa Iria de Azóia, São João da Talha e Unhos.

No concelho de Loures, 22,64% do território é constituído por edifícios residenciais e serviços comerciais e em 2014 a sua densidade populacional era de 1 224 habitantes por km².

Diariamente milhares de pessoas/passageiros passam por Loures, com origem:

- Interna (Loures / Loures): 45 953 habitantes
- Externa (Loures / Lisboa): 43 147 habitantes

3.1.1. Rede rodoviária

A rede rodoviária de Loures é constituída por 337 km de estradas:

- 109,9 km: I.P. (itinerários principais) e autoestradas
- 97,5 km: estradas nacionais e regionais
- 129,6 km: estradas municipais

3.1.2. Rede de transportes públicos

No concelho de Loures existe uma estação de metro (Moscavide) que faz parte do sistema metropolitano da cidade de Lisboa. O metro de Lisboa foi inaugurado em 29 de dezembro de 1959, tornando-se assim a primeira rede metropolitana de Portugal. Atualmente é constituída por quatro linhas com 56 estações (seis das quais são estações duplas e estações de correspondência), com um comprimento total de 44,2 km. Em 17 de julho de 2012, Loures integrou este sistema com a inauguração da estação de Moscavide, localizada na área piloto.

A área-piloto possui também uma estação ferroviária (Moscavide), que é servida pela linha da Azambuja, e onde circulam os principais comboios regionais e intercity.

A área é também servida por uma rede de autocarros que estabelece ligações entre o concelho de Loures e Lisboa. A área conta com 2 principais operadores, CARRIS, R.L. e um serviço especial chamado Rodinhas, que utiliza pequenos autocarros com tarifas baratas para conectar áreas populosas e despovoadas às principais estações de comboio e de metro, em pequenas distâncias, bem como outros operadores com paragens de autocarros vindas de várias regiões do país. Este foi criado para melhorar o tráfego rodoviário e o estacionamento uma vez que os passageiros que utilizam estes

serviços deixam os seus veículos em casa. A área possui 12 linhas de autocarro que operam diariamente, com cerca de 900 serviços por dia.

3.1.3. Meios de transporte alternativos

Diversas ações de mobilidade sustentável foram já realizadas no concelho de Loures:

- 4,1 km é a extensão da zona de ciclovia (**Figura 11**) e 0,4 km é a extensão da ciclovia na área piloto;
- As empresas de autocarros permitem que os utilizadores transportem as bicicletas dentro dos autocarros;
- O concelho de Loures conta com 31 unidades de carregamento de veículos elétricos fornecidas pela *Mobi.e*;
- Loures possui regulamentação interna sobre estacionamento gratuito para veículos elétricos;
- 30 km/h é a velocidade máxima para veículos que circulam no centro da cidade.



Figura 11 – Zona de ciclovia em Loures

3.1.4. Caracterização da área piloto

Moscavide é uma antiga freguesia portuguesa da cidade de Loures. Desde 2013, faz parte da nova União das Freguesias de Moscavide e Portela. Localizada no sudeste da cidade, a freguesia de Moscavide é delimitada por Sacavém, a norte, a Portela a oeste, Santa Maria dos Olivais, a sul (freguesia que pertence à cidade de Lisboa), e também ao rio Tejo no lado leste.

A freguesia de Moscavide e Portela tem uma área de 1,66 km² e 21 891 habitantes (em 2011). A freguesia de Moscavide e Portela está bastante bem equipada com infraestruturas de acessibilidade e também com transportes públicos que ligam as cidades de Lisboa e Loures. Essas infraestruturas delimitam e cercam a localidade, criando uma estrutura não formal semelhante a um sistema fechado. Moscavide (**Figura 12**) difere claramente das áreas circundantes porque manteve um sentido comunitário de "vizinhança", continuando a ter fortes serviços comerciais e tradicionais.



Figura 12 – Localização da área piloto em Moscavide, Loures

A área-piloto tem uma densidade demográfica de 12 969 habitantes / km², sendo 90% da população residencial. Alguns números relacionados com a área-piloto em Loures:

- Áreas verdes: 32 710 m²
- Extensão rodoviária: 0,6 km
- Nº de escolas na área: 2
- Número total de estudantes: 430
 - Escola Básica Dr. Catela Gomes - 232 estudantes
 - Escola Básica da Quinta da Alegria - 198 estudantes
- A área piloto tem 1 interseção com semáforos
- Forte área comercial com 179 micro e pequenas empresas

Quando este estudo foi realizado a área piloto possuía 2 faixas para veículos com extensão total de 1,2 km com 1 interseção com semáforos. É servida por metro, comboios e autocarros:

- Cerca de 150 comboios de metro por dia
- 12 Linhas diárias de autocarro por dia útil
- 924 Paragens de autocarro por dia útil

A velocidade do tráfego através da área piloto é de cerca de 15 a 20 km / h. Durante os picos de tráfego são necessários 15 minutos para atravessar a área piloto.



Figura 13 - Vista de rua da área-piloto de Moscavide, Loures

A principal preocupação do Município de Loures é promover melhorias no espaço urbano que ajudem a melhorar a circulação pedestre na área-piloto, promovendo também uma redução de tráfego na área e promovendo o uso de modos de transporte alternativos, tais como a bicicleta. Além disso, o Município de Loures pretende aumentar o número de jovens que vive em Moscavide, renovando a idade da sua população e eliminando o risco potencial de abandono de habitações. A melhoria da qualidade do ar, redução do ruído e do tráfego contribuirá para a melhoria da qualidade de vida na área-piloto. Por forma a atingir estes objetivos o Município de Loures, no âmbito do Projeto REMEDIO, desenvolveu um plano de revitalização da área piloto cujas medidas estão apresentadas na **Tabela 2**.

Tabela 2 - Plano de revitalização da zona piloto

Soluções de Mobilidade de Baixo Carbono	Descrição
Regeneração do espaço público	<ul style="list-style-type: none"> • Alargamento dos passeios para melhorar a mobilidade e, portanto, permitir que as pessoas “vivam” na rua; • Instalação de vários bancos de rua; • Criação de espaços para cafés ao ar livre; • Melhoria do comércio local, promovendo um aumento no número de peões; • Revitalização de edifícios antigos na área, bem como promoção da reconstrução de edifícios abandonados; • Mudança de iluminação pública para LED.
Gestão de tráfego rodoviário	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do número de faixas (de duas para uma) para diminuir os volumes de tráfego; • Promoção da redução da velocidade para um máximo de 30 km/h; • Redução do número de lugares de estacionamento.
Utilização de bicicleta	<ul style="list-style-type: none"> • Implementação de uma ciclovia para estimular o uso de bicicletas.

Foi realizada uma análise SWOT à área piloto na cidade de Loures, no que respeita às soluções de mobilidade de baixo carbono, que se apresenta em detalhe na **Tabela 3**.

Esta ferramenta permitiu identificar os principais pontos fortes da área piloto e os elementos onde existe possibilidade de melhoria e outros onde é fundamental intervir de forma a alcançar resultados positivos visíveis no que diz respeito à melhoria da qualidade do ar e ainda avaliar de futuro o sucesso das medidas adotadas.

De uma forma global pode afirmar-se que há um forte incentivo a andar a pé e de bicicleta na área piloto e conseqüentemente a redução da circulação automóvel, visando a redução da emissão de poluentes e ruído provenientes do intenso tráfego rodoviário. Pretende-se ainda promover a valorização das áreas verdes existentes e a criação de novas áreas contribuindo, dessa forma, para a melhoria da qualidade do ar.

Tabela 3 - Análise SWOT referente às soluções de mobilidade de baixo carbono previstas para a área piloto na cidade de Loures

	Pontos fortes	Pontos fracos
Dentro do sistema operacional	<ul style="list-style-type: none"> • Potencial para mudança de paradigma • Capacidade de implementação de Planos de Mobilidade Urbana Sustentável • Envolvimento do governo e tomadores de decisão nos Planos de Mobilidade Urbana Sustentável • Pode dar um exemplo para promover mudanças semelhantes de baixo carbono na área circundante e nos municípios 	<ul style="list-style-type: none"> • Área urbana de elevada densidade • Ruído e problemas de poluição • Estrada congestionada • Fraca qualidade de vida • Falta de planos urbanos que possam atender às necessidades da população • Falta de infraestruturas de lazer (bancos de rua, outros) • Passeios muito estreitos
	Oportunidades	Ameaças
Fora do sistema operacional	<ul style="list-style-type: none"> • Reduzir o ruído provocado pelo tráfego e a poluição atmosférica da área • Implementar soluções Mobilidade Urbana Sustentável • Contribuir para a implementação de soluções de baixo carbono através do teste na área piloto, comparando dados obtidos do antes e do depois da implementação das soluções do projeto • As atividades criarão um efeito demonstrativo e múltiplo para implementar planos semelhantes (Planos de Mobilidade Urbana Sustentável) noutras áreas do município • Melhoria da qualidade do ar e da qualidade de vida • Melhoria da circulação de peões • Melhoria das ciclovias e estacionamento • Promover a renovação urbana e a dinâmica do comércio • Promover e aumentar espaços verdes e áreas de lazer para jovens e idosos 	<ul style="list-style-type: none"> • Falta de consciência da população para a solução adotada • Adaptação de moradores e visitantes para as novas configurações da rua • Diminuição dos locais de estacionamento para residentes

O compromisso dos vários níveis das partes interessadas no projeto (autoridades locais, governo regional, autoridade nacional e representantes de associações locais, instituições científicas) focados em assegurar que todas as opções propostas sejam sustentáveis sob a perspetiva económica, social e ambiental são apresentadas abaixo:

- **Económico**: Todas as medidas propostas são economicamente exequíveis e viáveis, enquanto a participação do domínio privado é garantida pela proposição de apenas medidas que foram aprovadas pelos representantes do setor privado e são financeiramente atraentes.
- **Social**: Todas as medidas propostas visam reforçar a coesão social; a sua aceitação social ocorre através da concentração extensa e sistemática com representantes dos utilizadores, autoridades locais, instituições científicas e técnicas, juntamente com ampla cobertura da comunicação social.
- **Ambiental**: Todas as medidas visam reduzir a mobilidade por transporte privado e a poluição causada pelo tráfego; o projeto visa a implementação de soluções positivas para a pegada de carbono.

O presente trabalho teve como objetivo caracterizar a qualidade do ar na situação de referência, ou seja, no período que antecedeu a implementação do plano de revitalização da área Piloto de Moscavide.

3.2. Avaliação ambiental

3.2.1. Medições e análise da qualidade do ar

I. Desenho da campanha de amostragem

Os equipamentos de monitorização foram instalados num contentor que foi posicionado num lugar de estacionamento da Avenida de Moscavide, em Moscavide.

O período de amostragem decorreu entre 31 de outubro e 27 de Novembro de 2016 e foi realizado de acordo com o cronograma de atividades representado na **Tabela 4**.

Tabela 4 – Cronograma de atividades

Atividades	Out-2016				Nov-2016				Dez-2016			
	Semanas				Semanas				Semanas			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
<i>DustTrak</i> (leitura direta)												
<i>TCR-Tecora®</i> e <i>Gent</i> (método gravimétrico)												
Análise laboratorial												

De acordo com o estabelecido como método de referência pela Norma NP EN 12341:2014 recorreu-se ao método de análise gravimétrico para a determinação da concentração mássica de partículas em suspensão (PM_{10} e $PM_{2,5}$). Depois de pesados os filtros foram analisados para a determinação da composição química das partículas. Paralelamente, utilizou-se um equipamento de leitura direta para a determinação das concentrações de PM_{10} e $PM_{2,5}$ que permitiu identificar picos de concentrações diários e horários.

Na **Tabela 5** encontram-se os métodos e os equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros a analisar neste estudo.

Tabela 5 – Métodos e equipamentos utilizados na determinação das $PM_{2,5}$ e PM_{10}

Parâmetros	$PM_{2,5}$ e PM_{10}	$PM_{2,5}$ e PM_{10}
Métodos	Dispersão ótica	Amostragem de Partículas por gravimetria
Instrumentos	<i>DustTrak</i>	<i>Gent</i> e <i>TCR-Tecora®</i>

II. Análise gravimétrica dos filtros

O método gravimétrico permite determinar a massa das partículas depositadas em filtros, durante um determinado período de tempo. Após a pesagem dos filtros estes poderão ser analisados no laboratório para a determinação da composição química (APA, 2010).

Um amostrador de partículas aspira ar a um caudal constante, através de uma entrada especialmente desenhada onde as partículas em suspensão são separadas, por inércia, numa ou mais frações. O volume total aspirado é medido através de um contador volumétrico de gás. Durante todo o período de amostragem deve ser assegurado um caudal constante, independentemente da quantidade de partículas depositadas no filtro, através da utilização de um controlador de caudal (APA, 2010).

Os filtros para colheita de PM são selecionados com base nas análises químicas a serem realizadas. A maioria dos sistemas utiliza um filtro de membrana de Teflon (PTFE) ou de fibra de quartzo. Os filtros de fibra de quartzo são bastante recomendáveis para a amostragem de PM e quantificação de carbono elementar e carbono orgânico (CE/CO), uma vez que apresentam características de filtração bastante boas com caudais elevados e baixa queda de pressão. A sua eficiência de colheita para partículas pequenas é excelente. No entanto, têm como desvantagens o facto de possibilitarem a adsorção de vapor de água e de outros gases (APA, 2010).

Neste estudo foram utilizados os amostradores *TCR-Tecora*® e *Gent* para fazer a avaliação simultânea das partículas atmosféricas nas frações PM_{2,5} e PM₁₀. A amostragem decorreu entre os dias 31 de outubro e 27 de novembro de 2016 (evitando valores de temperatura e humidade extremos), das 7h00 às 21h00 e 21h00 às 7h00. Estes horários foram escolhidos para caracterizar os dois períodos do dia - diurno e noturno.

O amostrador *TCR-Tecora*® operou a um fluxo de 2,3 m³.h⁻¹ para colheita de PM₁₀. As partículas foram amostradas em filtros de quartzo com um diâmetro de 47 mm e um tamanho de poro de 2 µm. Um amostrador *Gent* foi equipado com uma unidade de filtros em cascata que continha dois filtros de policarbonato *Nuclepore* de 47 mm, com 8 e 0,4 µm de tamanho de poro. A montante do filtro da fração grosseira foi colocado um pré-impactor para reter as partículas com diâmetro aerodinâmico (DA) superior a 10 µm. O ar foi amostrado a um caudal de 15-16 L.min⁻¹, o que permitiu a colheita de partículas grosseiras com DA entre 2,5 e 10 µm, na primeira fase, e partículas finas com DA < 2,5 µm na segunda fase (Maenhaut, 1992).

Os filtros amostrados foram pesados numa balança *Mettler*® *Toledo* com capacidade de leitura de 0,1 µg. A balança foi colocada numa sala limpa controlada (classe 10.000) a uma temperatura de 20 ± 1 °C e humidade relativa de 50 ± 5%. Antes da pesagem, os filtros foram equilibrados durante 24 horas na mesma sala. Os filtros foram pesados antes e depois da amostragem e a massa foi obtida através da média de três pesagens, quando as variações observadas foram inferiores a 5 µg.

III. Caracterização química dos filtros

Os filtros de quartzo foram analisados por um método termo / ótico recorrendo a um equipamento da *Sunset Laboratory* e utilizando o Método *NIOSH 5040* para analisar CE e CO. O limite de deteção do instrumento é de $0,2 \mu\text{gC}\cdot\text{cm}^{-2}$ e a incerteza analítica é igual a $\pm (\text{concentração} * 0,05) + \text{concentração do branco do instrumento}$. Os filtros de policarbonato *Nucleopore* foram analisados pelo método de Raio-X de Fluorescência (XRF) para analisar as concentrações dos elementos. O sistema XRF proporcionou alta sensibilidade na caracterização química dos seguintes elementos nas frações fina e grosseira (limites de deteção em $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ e entre parênteses): Na (2000), Mg (1000), Al (600), Si (300), P (120), S (30), Cl (10), K (150), Ca (80), Ti (25), Mn (0,5), Fe (15), Zn (0,8), Como (0,6), Br (0,6), Rb (0,5), Sr (0,5) e Pb (1,7).

IV. Caracterização temporal da concentração de partículas

A caracterização temporal da concentração de partículas foi realizada através do equipamento *DUSTTRAK DRX 8533* (TSI, Inc., Shoreview, Minn.). O *DUSTTRAK* fez medições das concentrações médias de $\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10} a cada 15 segundos. A concentração mássica das partículas é determinada pela intensidade da luz difundida pelas partículas na corrente de aerossol. A gama de tamanhos das partículas analisadas pelo *DUSTTRAK* é $0,1 \mu\text{m}$ a $10 \mu\text{m}$, com uma gama de deteção entre $0,001$ a $100 \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Este método combina a medição fotométrica para avaliar um intervalo da concentração mássica e a medição de partículas individualmente que permite a determinação do tamanho do aerossol amostrado. O aerossol é enviado para a câmara sensora num fluxo contínuo utilizando uma bomba de diafragma. Parte do fluxo de aerossóis é dividida à frente da câmara de deteção e passada através de um filtro de alta eficiência na separação de partículas (HEPA) sendo injetado de volta à câmara em torno do bocal de entrada como fluxo de bainha. O restante fluxo da amostra passa através da entrada que entra na câmara de deteção. Nesta câmara, um feixe de luz laser ilumina a amostra, que é formado por um díodo laser. Em primeiro lugar, a luz emitida pelo díodo laser passa por uma lente de colimação e depois por uma lente cilíndrica para criar uma fina camada de luz. Um espelho esférico revestido de ouro captura uma fração significativa da luz espalhada pelas partículas e concentra-o num fotodetector.

V. Campanha de contagem de tráfego rodoviário

A caracterização do tráfego rodoviário na área em estudo foi efetuada num dia de trabalho representativo. Esta caracterização foi realizada em 5 cruzamentos da rua

selecionada, englobando todos os movimentos de veículos possíveis com uma resolução de 15 minutos, nos períodos de pico entre as 7:30h e as 9:30h e entre as 17:00h e as 19:30h, e também no período de menor fluxo rodoviário, das 13:00h às 15:00h. As variáveis de caracterização foram: o número de veículos em cada segmento por tipo de veículo (veículos de passageiros, táxis, autocarros, motociclos, veículos de mercadorias) e idade do veículo.

Nos mesmos períodos, um veículo percorreu a rua selecionada com um instrumento de medição que permitiu a recolha de variáveis dinâmicas, como a velocidade, a aceleração e a altitude. Para isso, foi utilizado um modelo *GPSMap 76CSx*, detetando variações de altitude inferiores a 0,5 m. Os dados foram registados a 1 Hz, permitindo traçar o perfil topográfico e calcular com precisão a inclinação da estrada.

VI. Controlo de Qualidade

Para assegurar a comparabilidade dos resultados de $PM_{2,5}$ e PM_{10} obtidos a partir dos diferentes dispositivos, foi realizada uma inter-comparação entre as concentrações obtidas pelo método gravimétrico recorrendo ao *TCR-Tecora®* e *Gent* e através do equipamento de leitura direta (*DustTrak*). A **Figura 14** mostra uma subestimação e uma sobrestimação das concentrações de PM_{10} e $PM_{2,5}$, respetivamente, medidas através do equipamento de leitura direta em relação ao método gravimétrico. Ainda que utilizando equipamentos de marcas diferentes, estes resultados são, corroborados por Yanosky *et al.* (2002) e Wang *et al.* (2016) e por Tasic *et al.* (2012), respetivamente. A possível explicação para este resultado é que algumas partículas possam ter sido perdidas do filtro amostrado pelo *GENT* durante a amostragem, transporte ou pesagem (Alderman & Ingebretsen, 2011; Scian *et al.*, 2009).

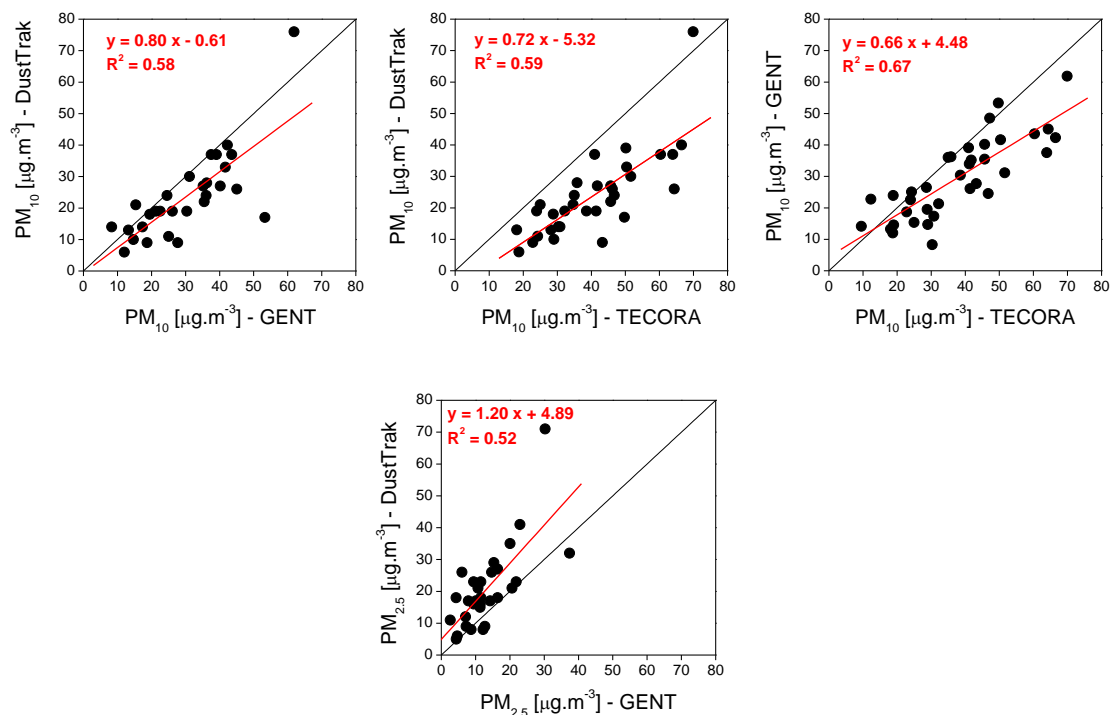


Figura 14 - Correlação entre o método de leitura direta e o método gravimétrico de acordo com os valores médios diários das concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10} (valores em $\mu\text{g.m}^{-3}$)

3.2.2. Rede Nacional de Monitorização da Qualidade do Ar

Neste estudo foram também utilizados dados da Rede Nacional de Monitorização da Qualidade do Ar recorrendo à Base de Dados Online sobre Qualidade do Ar da Agência Portuguesa do Ambiente (QUALAR; <https://qualar.apambiente.pt/>). Foram analisadas as concentrações de partículas da Estação de Qualidade do Ar dos Olivais e da Avenida da Liberdade referente ao período da campanha realizada na zona piloto (**Figura 15**). A Estação da Qualidade do Ar da Avenida da Liberdade está localizada numa área urbana de tráfego no centro da cidade de Lisboa, a cerca de 9 km do local de estudo. A Estação de Qualidade do Ar dos Olivais encontra-se numa zona urbana de fundo e está localizada a cerca de 2 km do local de estudo, na proximidade de um parque de camiões de recolha de resíduos sólidos urbanos da Câmara Municipal de Lisboa. De acordo com a informação facultada pelo Departamento de Higiene Urbana da Câmara Municipal de Lisboa, existem, diariamente, dois períodos de maior circulação junto desta estação: entre as 22h e as 5h e entre as 6h e as 12h, sendo que no período da noite se verifica um maior fluxo de circulação das viaturas (períodos correspondentes às saídas e entradas das viaturas de recolha do lixo).

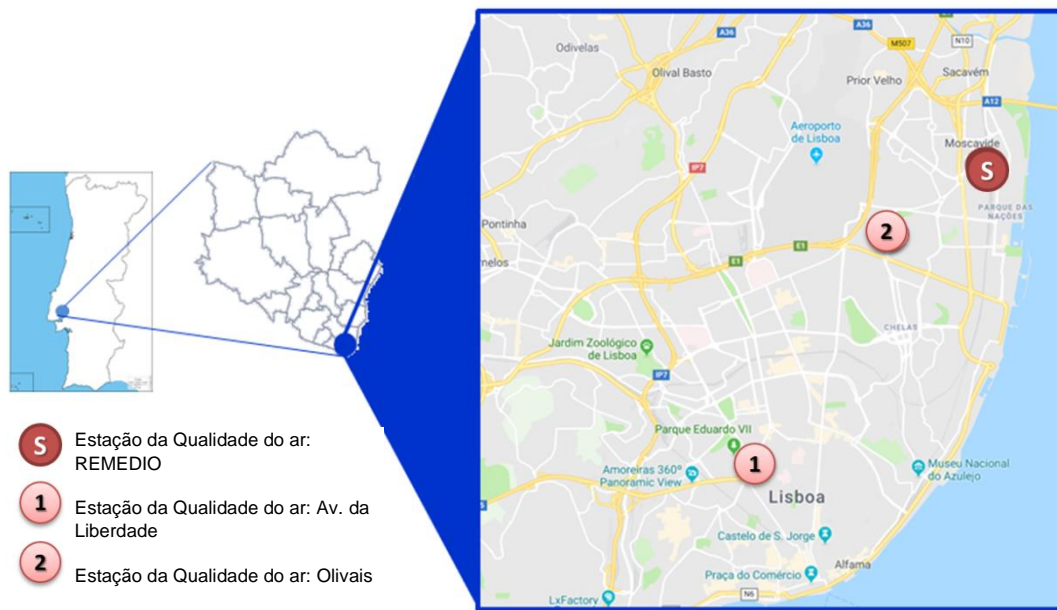


Figura 15 - Localização geográfica das estações da qualidade do ar: (S) Moscavide, (1) Avenida da Liberdade e (2) Olivais.

3.2.3. Análise estatística

A análise de Fatores de Enriquecimento (FE) relativamente ao solo permite identificar os elementos que têm principal origem no solo. O FE compara a razão entre as concentrações atmosféricas de vários elementos com a razão correspondente no material geológico. Esta é uma abordagem frequentemente usada em conjunto com outros métodos de identificação de fontes, como a utilização de modelos no recetor.

Os fatores de enriquecimento, usando o Fe como um elemento de referência do solo (FE_{Fe}) foram calculados com base no estudo de revisão de Wedepohl (1995) sobre a composição do solo e na seguinte equação:

$$FE_{Fe} = \frac{\left(\frac{X}{C_{Fe}}\right) amostra}{\left(\frac{X}{C_{Fe}}\right) solo}$$

onde FE_{Fe} é o fator de enriquecimento utilizando o elemento Fe como elemento de normalização. X e C_{Fe} são as concentrações das espécies elementares consideradas e Fe, respetivamente. Os elementos com valores de FE superiores a 10 foram considerados enriquecidos por outras fontes, para além do solo.

A correlação entre elementos químicos para inferir fontes emissoras foi realizada por meio dos Coeficientes de Correlação de *Pearson*, utilizando o *software STATISTICA*. Todas as análises estatísticas deste trabalho foram realizadas para um nível de confiança de 95%. Os dados foram analisados com o *software MS Excel* e *IBM SPSS*. A estatística descritiva mediu a tendência central, nomeadamente os parâmetros da média e a variabilidade, incluindo o desvio padrão. As correlações de estatísticas inferenciais foram usadas para determinar as relações das concentrações de massa de PM entre dia e noite; dias da semana e fim-de-semana; horário de pico e não pico e as relações de concentrações químicas entre o dia e a noite. O valor de p ($p < 0,05$) foi utilizado para determinar a significância estatística das correlações.

Capítulo IV - Resultados e Discussão

4.1. Resultados de tráfego rodoviário

As condições de tráfego na rua selecionada foram caracterizadas e estão apresentadas na **Figura 16-a**. No período da manhã (entre as 7:30h e as 9h) é apresentado um valor de 433 UAP¹/hora, no período entre as 13h e as 15h chega a 423 UAP/hora e no período da tarde, entre as 17h e as 19:30h chega a 550 UAP/hora. Denota-se que enquanto o período da manhã e do almoço apresentam tendências crescentes, o período da tarde apresenta uma diminuição gradual de tráfego. Relativamente ao tipo de veículo, o tráfego nesta rua é dominado por veículos de passageiros (76%), seguido por veículos de mercadorias (12%), autocarros (8%), veículos de duas rodas (2%) e táxis (2%). Para além disso, a faixa etária do veículo varia entre 8 anos para táxis, 10 anos para carros de passageiros e mercadorias e até 16 anos para os autocarros. O aumento da idade dos veículos é um fator significativo na deterioração dos fatores de emissão de poluentes locais, com foco especial nos veículos de mercadorias e autocarros devido à sua utilização profissional intensiva em ambientes urbanos.

Um estudo realizado por Sathe (2012) atribui os picos de tráfego aos tempos de início e encerramento do horário laboral e escolar. Além disso, também o volume de tráfego identificado por este autor em período noturno é mais intenso que o da manhã, semelhante àquilo que acontece no nosso estudo.

O perfil de velocidade obtido nos três períodos do dia selecionados – 7:30h-9h; 13h-15h; 17h-19:30h - (**Figura 16-b**) mostra pouca variabilidade na velocidade obtida para os mesmos períodos - 12,9 km/h; 12,8 km/h; 13,8 km/h, respetivamente.

¹ Unidade de Automóvel de Passageiros

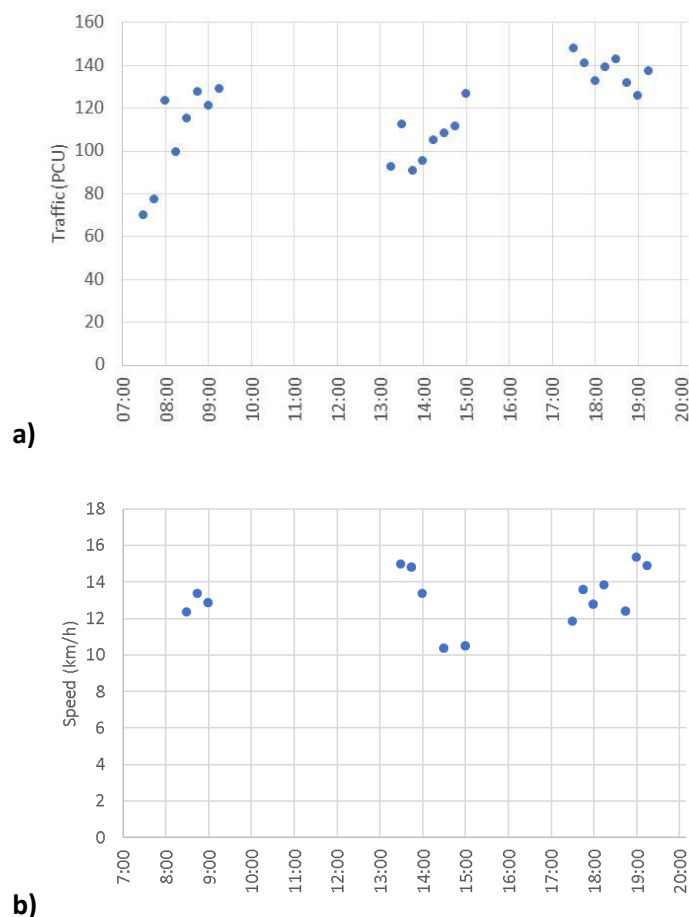


Figura 16 - Unidade de automóvel de passageiros para os diferentes períodos de amostragem na área de estudo; b) Perfil de velocidade do veículo para a área de estudo

4.2. Concentração de partículas

Na **Figura 17** são apresentadas as concentrações médias de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ durante os períodos de pico e não pico nos dias de semana e fim-de-semana, medidas pelo equipamento de leitura direta. É evidenciado que os níveis de PM, no período de pico, foram superiores nos dias úteis face aos fins-de-semana, também explicados pelo intenso tráfego rodoviário durante os dias da semana. As concentrações de $PM_{2,5}$ medidas durante as horas de pico e não pico excedem o valor limite diário recomendado de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ definido pela Organização Mundial de Saúde (OMS) (World Health Organization, 2006) em dias de semana e durante o período de pico nos fins-de-semana. Como observado anteriormente, os valores médios de PM_{10} não excederam o valor limite diário de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ definido pela legislação portuguesa.

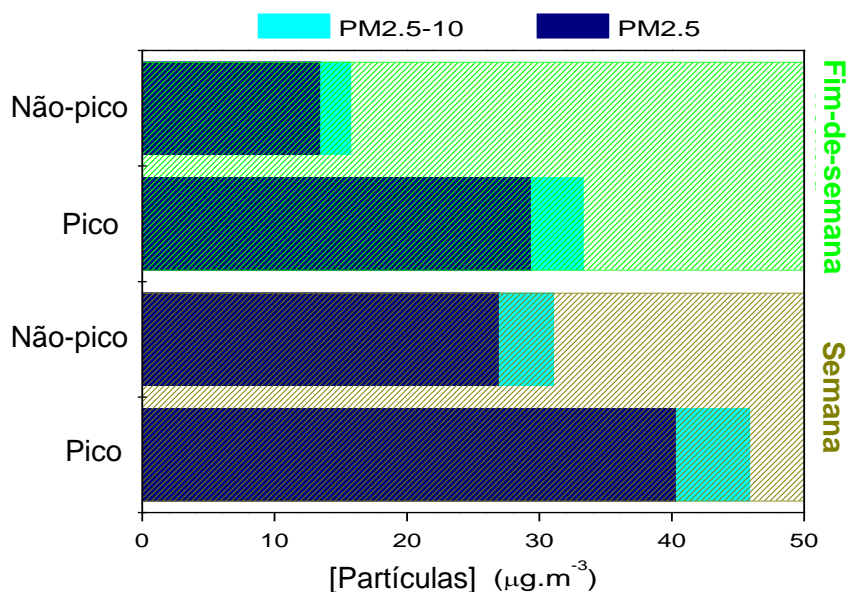


Figura 17 – Concentrações médias de $\text{PM}_{2,5}$ e $\text{PM}_{2,5-10}$ nos períodos de pico e não pico durante os dias de semana e fins de semana (valores em $\mu\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$).

A **Figura 18** apresenta a concentração média diária para cada dia da semana e do fim-de-semana. Domingo foi o dia em que se verificaram concentrações de PM mínimas, com uma média de $14,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ e $17,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para $\text{PM}_{2,5}$ e para PM_{10} , respetivamente. Em contrapartida, as concentrações de $\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10} apresentaram valores máximos na quinta-feira, ($44,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para $\text{PM}_{2,5}$ e $47,9 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para PM_{10}).

De acordo com valores limite estabelecidos para as concentrações de PM pela legislação portuguesa (PM_{10}) e pela OMS ($\text{PM}_{2,5}$ e PM_{10}) os valores médios diários não devem exceder $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para PM_{10} e $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ para $\text{PM}_{2,5}$, respetivamente.

Na maioria dos dias, a concentração média diária de $\text{PM}_{2,5}$ excede os valores-limite definidos pela OMS, com exceção de domingo (dia de descanso dos trabalhadores devido ao encerramento dos estabelecimentos comerciais) e segunda-feira. Em relação às PM_{10} , as concentrações médias diárias amostradas em Moscavide estão abaixo dos valores limite estabelecidos pela legislação portuguesa e pela OMS.

A flutuação das concentrações de $\text{PM}_{2,5}$ durante os dias de semana foi significativamente superior do que nos dias de fim-de-semana. Provavelmente, devido ao tráfego rodoviário nos dias da semana no local do estudo, que foi significativamente superior em comparação com o tráfego observado aos fins-de-semana/dias de descanso - sábado, domingo e, no caso de alguns locais comerciais, na segunda-feira. Segundo Srimuruganandam e Madanayak (2010) este é um cenário típico para as

concentrações de poluentes atmosféricos influenciados pelas emissões de veículos em estradas urbanas.

As elevadas concentrações de PM observadas no presente estudo despertam uma preocupação ao nível da saúde pública devido à exposição dos indivíduos em áreas urbanas com elevado tráfego rodoviário, onde é comum a presença e circulação de peões.

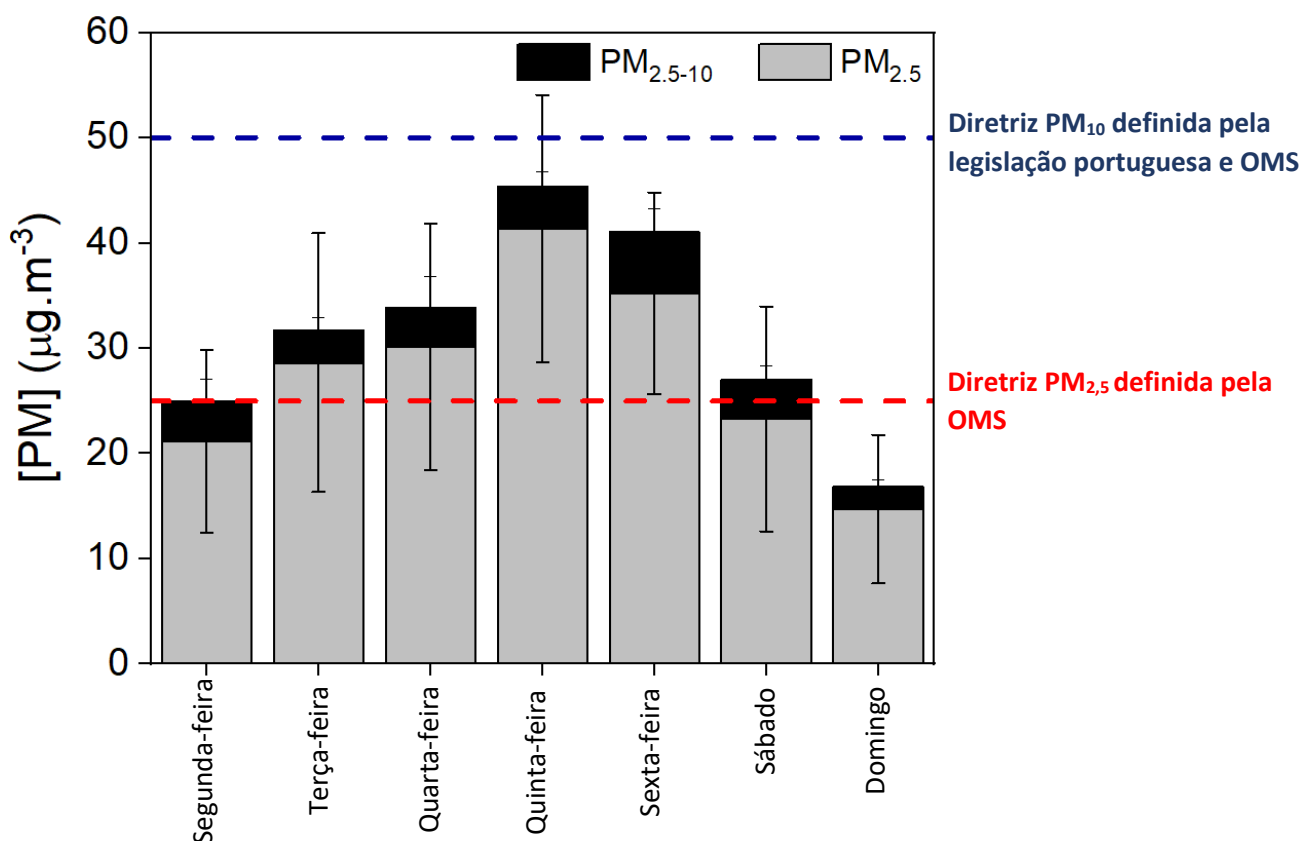


Figura 18 – Concentração média diária. As linhas vermelha e azul correspondem às diretrizes definidas pela OMS e pela legislação portuguesa para PM_{2,5} e PM₁₀.

Na **Figura 19** está sumariada a variação horária e diária da concentração de PM_{2,5} e PM_{2,5-10} durante a campanha de monitorização. A utilização de uma monitorização contínua, pelo método de leitura direta, permitiu a identificação de picos de concentração de PM_{2,5} e PM_{2,5-10}. À semelhança do que se verifica na **Figura 16** relativamente ao tráfego rodoviário, está claramente manifestado que as concentrações de ambas as frações de PM nos dias de semana seguiram o mesmo padrão, com três picos distintos: durante a manhã (7:00h - 9:00h), na hora do almoço (12:00h - 14:00h) e à noite (17:00h - 20:00h).

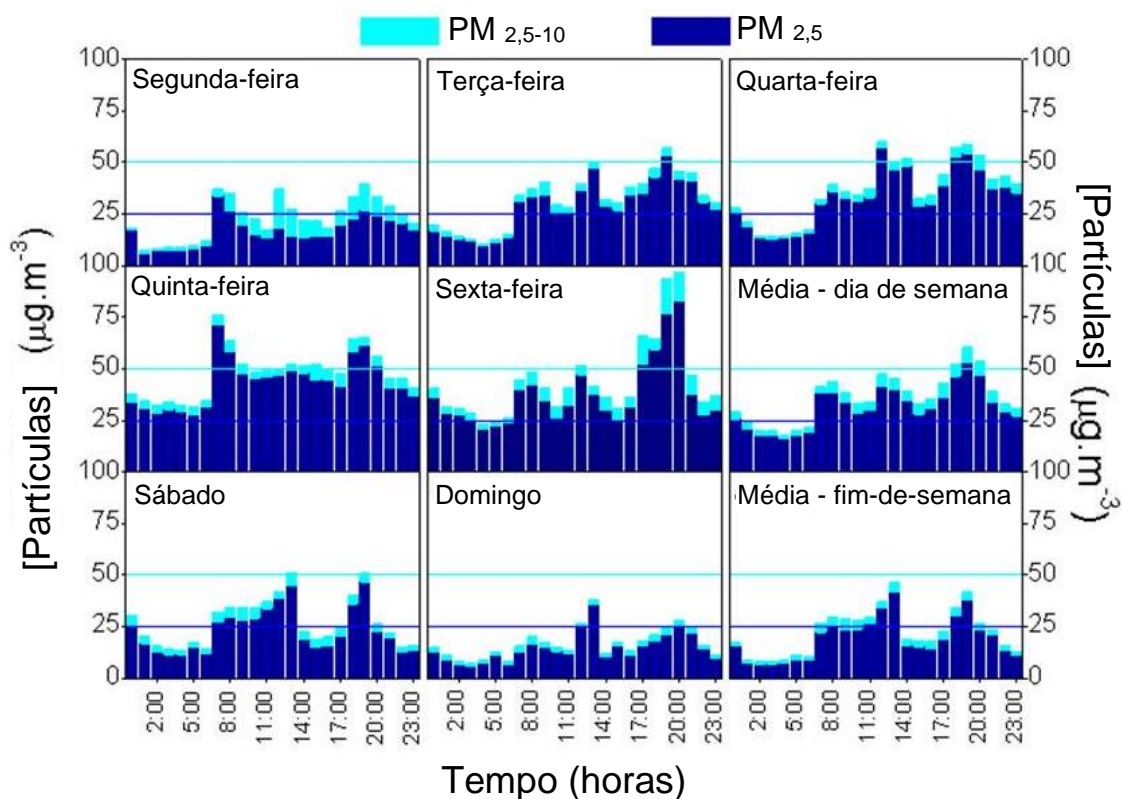


Figura 19 - Variação horária de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ (em horas) e concentração média nos dias de semana e fins-de-semana na área piloto (valores em $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). As linhas azul claro e escuro correspondem às diretrizes definidas pela legislação portuguesa e pela OMS do valor médio diário limite para as PM_{10} e $PM_{2,5}$, respetivamente.

Apesar de ser menos preciso, também foi possível encontrar um padrão na variação das frações de PM durante o fim-de-semana, com dois picos diferentes: um durante a manhã (7:00h - 13:00h) e outro durante a noite (18:00h - 20:00h).

As concentrações médias de PM nos dias de semana ultrapassam o valor limite de $25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ estabelecido pela OMS para as $PM_{2,5}$ entre as 7h e as 24h. Ao fim de semana a excedência do valor limite diário de $PM_{2,5}$ verificou-se nos períodos entre as 11h e as 14h e entre as 18h e as 20h.

Durante a semana foram ainda observadas concentrações médias de PM_{10} elevadas, acima do valor limite diário definido pela legislação nacional e pela OMS de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ no período entre as 18h e as 20h. Ao fim-de-semana, as concentrações médias de PM_{10} não excederam o valor limite diário, embora o valor médio da concentração de PM_{10} ao sábado se verifique ligeiramente acima do valor limite diário entre as 13h e as 14h e entre as 19h e as 20h.

É também evidenciado na **Figura 19** que as concentrações de PM foram superiores nos dias de semana em relação aos fins-de-semana, o que pode ser justificado pelos níveis de tráfego rodoviário superiores nos dias de semana face aos fins-de-semana (Faria, Rolim, Duarte, Farias, & Baptista, 2018).

Um estudo anterior realizado por Batterman (2015) apresentou uma tendência similar nas concentrações de PM originadas pelo tráfego rodoviário nos centros urbanos. Nos dias de semana, são identificados dois períodos de maior intensidade de atividade rodoviária, nos períodos das 7h às 9h e das 16h às 18h, semelhantes aos picos de concentração de PM determinados neste estudo.

As concentrações de PM_{2,5} são geralmente associadas às emissões de veículos (Srimuruganandam & Nagendra, 2012) e poeira nas estradas (Jones, Yin, & Harrison, 2008) e representam uma forte contribuição nas massas de PM_{2,5} e PM₁₀ (Slezakova *et al.*, 2008).

Na **Figura 20** é apresentada a relação entre as concentrações de partículas medidas na estação localizada na área piloto de Moscavide e nas estações dos Olivais (urbana/fundo) e Av. da Liberdade (urbana/tráfego). As concentrações obtidas na Estação QualAr dos Olivais foram inferiores às concentrações medidas nas Estações Moscavide e QualAr Av. da Liberdade. A relação entre a concentração de partículas medidas na Estação Moscavide e na Estação QualAr da Avenida da Liberdade variou no decorrer do dia. Como é observável, a concentração de partículas foi superior na Estação de Moscavide entre as 7h e as 20h. Os valores elevados observados pela Estação de Moscavide podem ser justificados pela elevada movimentação na avenida durante o dia, possivelmente por ser uma rua com características residenciais e comerciais bastante enraizadas. Ao longo da noite, depois das 23h, as concentrações de PM foram diminuindo significativamente devido à redução do fluxo de tráfego.

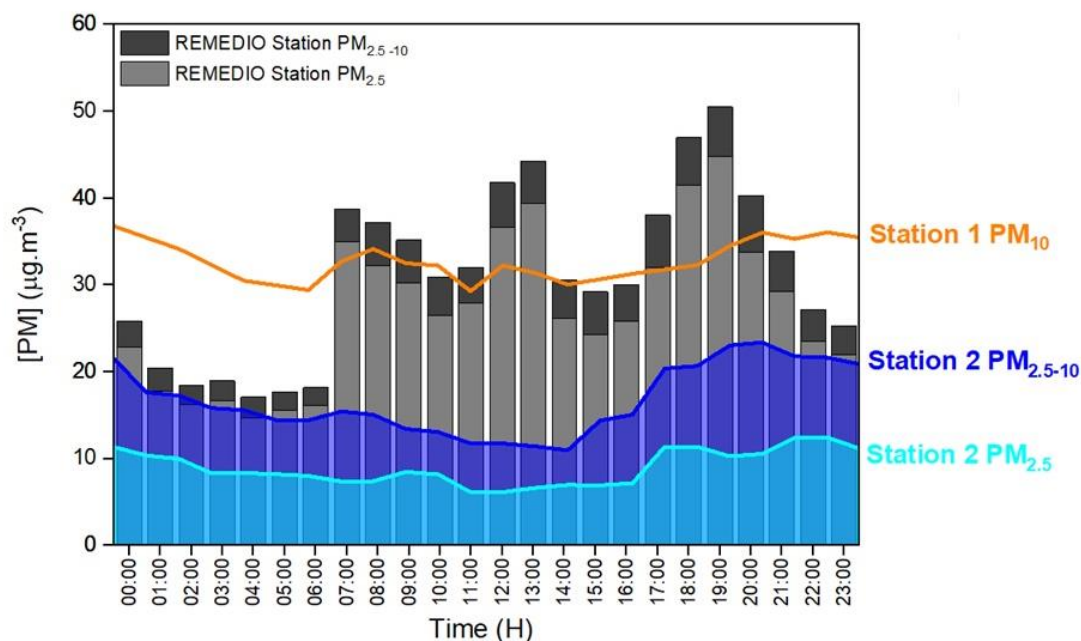


Figura 20 – Relação entre as concentrações medidas na área piloto de Moscavide e na Estação dos Olivais (urbana/fundo - Station 2) e na Estação da Av. Liberdade (urbana/tráfego - Estação 1).

As concentrações de PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ foram superiores no local em estudo, influenciadas pelas emissões de tráfego rodoviário em comparação com as outras duas Estações de amostragem. Comparativamente à Estação da Avenida da Liberdade, os valores superiores das concentrações medidas na Estação de Moscavide possivelmente dever-se-ão ao facto de as condições de dispersão dos poluentes serem muito mais reduzidas nesta última, uma vez que os prédios estão mais próximos entre eles.

O impacto do número de veículos na área de estudo relativamente à velocidade e partículas pode ser observado na **Figura 21**. Com o aumento do volume de tráfego automóvel verifica-se que a velocidade de circulação automóvel se mantém relativamente constante e observa-se um aumento das concentrações de $\text{PM}_{2.5}$ e de PM_{10} até determinado ponto em que volta a decrescer.

O fluxo de tráfego na área piloto pode ser severamente afetado durante os horários de pico, afetando o tempo de viagem, e como resultado, aumentam as emissões (**Figura 17**). A presença de interseções com semáforos aumenta o acontecimento do pára-arranca, consequentemente, essas mudanças de velocidade contribuem para o aumento dos níveis totais de emissões por veículo (Borrego *et al.*, 2016). A aceleração e desaceleração do veículo são fatores importantes na determinação da emissão induzida pelo tráfego. O comportamento agressivo dos condutores com níveis elevados

de aceleração e travagens bruscas podem também contribuir para o aumento das taxas de emissão de PM (Guevara, 2016; Panis *et al.*, 2006).

Embora a redução de velocidade possa causar um aumento de alguns poluentes atmosféricos, segundo a EEA (2011), em relação às PM, a redução da velocidade promove a diminuição da concentração de PM, principalmente da re-suspensão de poeiras, representada principalmente pela fração grosseira (PM_{2,5-10}).

Um estudo anterior comparou o tráfego automóvel entre dias úteis e fins-de-semana, confirmando que as emissões de partículas estavam dependentes da velocidade do veículo e da composição do tráfego (Srimuruganandam & Nagendra, 2011). As emissões de partículas relacionadas com o tráfego são geralmente resultado da combustão de combustível, desgaste de componentes dos veículos, degradação de estradas e manutenção de estradas (Onat *et al.*, 2013).

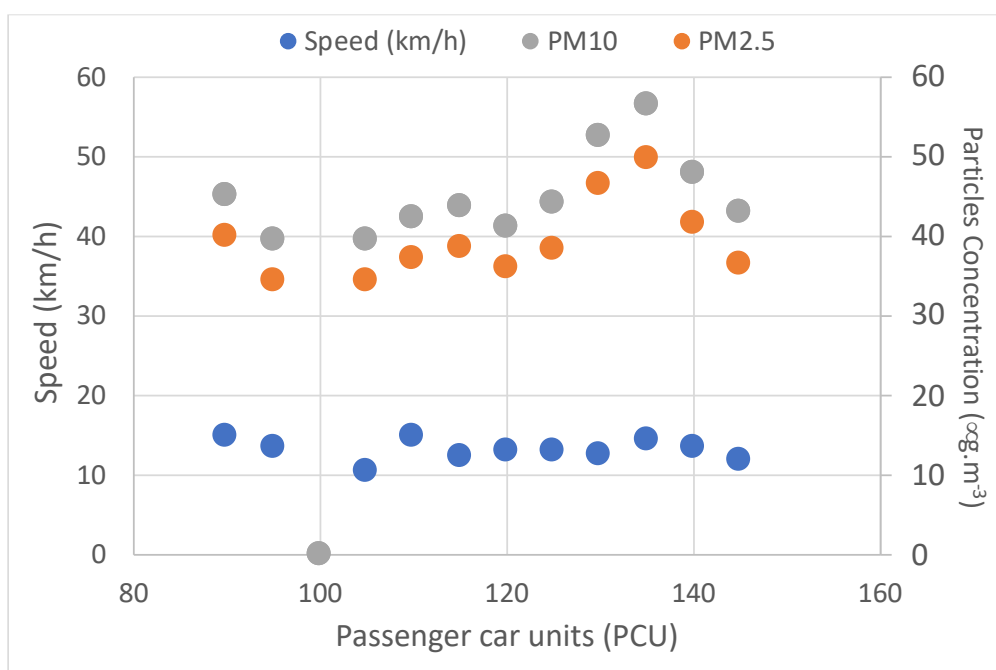


Figura 21 – Relação entre a concentração de partículas e velocidade média de circulação dos veículos na área piloto, como função dos volumes de tráfego.

4.2.1. Caracterização química das partículas

A **Tabela 6** apresenta as concentrações médias de PM_{10} e as concentrações de carbono orgânico (CO) e carbono elementar (CE), analisadas nos períodos de pico e de não pico.

Tabela 6 - Concentração média de PM_{10} e concentração de elementos de carbono (valores em $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) analisados em filtros de quartzo

	Dia (N=20)	Noite (N=21)
PM_{10}	41,7 ± 15,8	34,9 ± 14,4
CO	25,3 ± 12,3	16,1 ± 7,8
CE	17,4 ± 6,14	9,08 ± 4,41
TC	42,7 ± 17,0	25,2 ± 11,4

Verifica-se que as concentrações de PM_{10} , CO e CE são superiores durante o período diurno comparativamente com o noturno, ainda que sem significância estatística.

Estudos anteriores apontaram o tráfego rodoviário como uma fonte de partículas secundárias, principalmente associadas à exaustão pelos veículos, e pela emissão de partículas primárias resultantes do desgaste de pneus e travões e da re-suspensão de poeira do solo (Almeida *et al.*, 2009).

Em todas as amostras analisadas de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$, amostradas pelo método gravimétrico, foram identificados 17 elementos químicos por análise de XRF: sódio (Na), alumínio (Al), silício (Si), enxofre (S), cloro (Cl), potássio (K), cálcio (Ca), manganês (Mn), ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb), titânio (Ti), crómio (Cr), vanádio (V), níquel (Ni) e estrôncio (Sr).

A caracterização química das amostras de $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ é apresentada na **Tabela 7**. Em geral, as concentrações médias dos elementos identificados nas $PM_{2,5}$ e $PM_{2,5-10}$ não apresentam diferenças estatísticas significativas entre o período diurno e noturno (p -value = 0,680 e p -value = 0,058, respetivamente).

Embora as concentrações de ambas as frações tenham apresentado valores mais elevados no período diurno do que noturno, não foi observada diferença estatística significativa entre os dois períodos (valores de p -valores 0,566 e 0,514 para frações fina e grosseira, respetivamente) para ambas as frações.

Durante o período diurno, os elementos marinhos representam cerca de 50% do total de elementos químicos determinados - Na, K e Cl. As elevadas concentrações obtidas para estes compostos podem ser explicadas pela proximidade do rio Tejo, sendo transportados pela brisa marítima (Almeida *et al.*, 2005; Srimuruganandam & Nagendra, 2011). Essa tendência foi também observada à noite. A fração fina apresenta níveis significativamente superiores de K quando comparada à fração grossa (p -valor = 0,001), representando a contribuição das emissões de combustão (B. Srimuruganandam & Shiva Nagendra, 2011). Os elementos da crosta terrestre (Ca, Al, Fe e Si) representam uma percentagem elevada do total de elementos químicos durante os dois períodos (cerca de 50% do total de elementos químicos). Este facto é mais evidente para as $PM_{2,5-10}$, uma vez que as partículas do solo compostas por esses elementos são conhecidas como grosseiras (Almeida *et al.*, 2009). Além disso, o Fe pode estar relacionado a outras fontes, como as travagens, desgaste de asfalto e ferrugem (Almeida-Silva *et al.*, 2011).

Os elevados níveis de Ca também podem ter a contribuição da poeira da estrada pavimentada (Kim *et al.*, 2006). A presença significativa de Al tanto nas $PM_{2,5}$ como nas $PM_{2,5-10}$, principalmente à noite, pode ser explicada pelas emissões de poeiras fugitivas (Srimuruganandam & Nagendra, 2011).

Tabela 7 - Concentração dos elementos químicos em função do tamanho das PM (PM_{2,5} e PM_{2,5-10}) e do período do dia (diurno/noturno) (valores em ng.m⁻³). MED significa valores médios e DVP significa desvio padrão.

	PM _{2,5}				PM _{2,5-10}			
	DIA		NOITE		DIA		NOITE	
	MED	DVP	MED	DVP	MED	DVP	MED	DVP
Na	755	382	a)	a)	587	201	624	260
Al	73,4	74,3	217	203	145	109	350	467
Si	209	178	193	166	478	263	345	194
S	339	330	315	320	167	87,4	123	67,2
Cl	551	622	296	341	a)	a)	992	949
K	159	116	113	72,2	a)	a)	75,1	30,2
Ca	326	305	187	163	1146	743	691	499
Ti	11,7	9,78	8,13	3,61	29,9	19,4	23,1	9,5
V	7,43	7,15	9,62	5,90	a)	a)	a)	a)
Cr	1,53	1,56	1,01	0,17	2,86	1,38	3,05	1,88
Mn	5,15	0,84	4,10	1,61	15,79	8,22	17,9	5,36
Fe	195	170	123	74,9	412	232	281	148
Ni	2,08	1,27	3,63	1,90	1,84	0,89	1,70	1,03
Cu	9,24	4,69	8,04	3,12	32,9	19,6	34,5	21,0
Zn	12,7	9,10	10,6	5,19	36,4	17,5	31,2	14,9
Sr	2,84	0,79	a)	a)	2,64	1,85	3,47	1,49
Pb	14,6	9,81	11	5,46	30,1	15,1	37,6	16,3

a) Abaixo do limite de deteção

A **Tabela 8** apresenta os fatores de enriquecimento das frações finas e grosseiras das partículas amostradas no local de estudo. O enriquecimento referente a Cl, Cu, Pb, S e Zn foi identificado em ambas as frações durante todo o período de amostragem.

Tabela 8 - Fatores de enriquecimento para cada elemento químico determinado nas partículas amostradas. Os valores de 10 a 100 estão assinalados a negrito e acima de 100 estão assinalados a negrito e com sombra cinza.

	SEMANA		Fim-de-semana		SEMANA		Fim-de-semana	
	DIA	NOITE	DIA	NOITE	PM _{2,5-10}	PM _{2,5}	PM _{2,5-10}	PM _{2,5}
Al	0,28	0,14	0,11	0,27	0,08	0,07	0,23	0,00
Ca	2,23	2,27	2,86	2,53	2,81	1,79	2,42	1,96
Cl	101	122	190	424	136	40,7	280	36,6
Cr	4,99	4,00	7,31	Dados indisponíveis	2,96	0,53	3,77	0,59
Cu	178	166	152	237	210	50,7	318	51,6
Fe	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
K	0,53	0,53	0,40	0,75	0,27	1,19	0,37	1,57
Mn	2,56	1,90	2,36	8,15	2,52	0,40	3,83	0,40
Na	1,90	1,81	1,85	4,91	1,18	0,63	2,90	0,00
Ni	7,05	7,69	7,43	Dados indisponíveis	4,12	6,93	1,01	6,41
Pb	163	122	134	281	145	48,8	241	57,3
S	28,8	40,1	22,4	42,2	13,9	63,9	17,7	100
Si	0,11	0,11	0,09	0,08	0,12	0,11	0,10	0,11
Sr	0,68	0,66	0,64	1,22	0,28	0,20	0,61	0,00
Ti	0,55	0,66	0,75	0,80	0,69	0,49	0,61	0,55
V	6,84	10,1	Dados indisponíveis	Dados indisponíveis	Dados indisponíveis	2,12	Dados indisponíveis	12,3
Zn	54,4	50,6	54,3	37,0	61,3	25,6	64,8	16,9

Os coeficientes de correlação de *Spearman* dos elementos químicos analisados por XRF nas amostras de filtro são apresentados na **Tabela 9**. Os coeficientes com significância estatística ao nível de confiança de 99% são apresentados a negrito e os elementos com maior correlação, ou seja, $\sigma > 0,80$, estão também sublinhados, S-K ($\sigma = 0,80$ **); Ca-Ti ($\sigma = 0,89$ **); Ca-Fe ($\sigma = 0,87$ **); Ti-Fe ($\sigma = 0,85$ **); Si-Fe ($\sigma = 0,71$ **). Todos estes elementos estão associados à crosta terrestre (Khodeir *et al.*, 2012).

As fortes correlações entre – Mn-Cu ($\sigma = 0,85$ **); Mn-Zn ($\sigma = 0,81$ **); Cu-Zn ($\sigma = 0,88$ **); Cu-Pb ($\sigma = 0,89$ **); Cr-Fe ($\sigma = 0,59$ *) – significam que esses elementos são marcadores de tráfego rodoviário como relatado anteriormente noutros estudos (Ayrault *et al.*, 2010; Sternbeck *et al.*, 2002; Zechmeister *et al.*, 2005). O Zn foi um dos elementos mais fortemente enriquecidos neste estudo (**Tabela 8**) estando de acordo com um estudo em Gotemburgo, na Suécia (Sternbeck *et al.*, 2002), e foi associado ao desgaste de pneus (Almeida-Silva *et al.*, 2011; Garg *et al.*, 2000; Sternbeck *et al.*, 2002; Zechmeister *et al.*, 2005). Uma das mais elevadas correlações obtidas foi entre Cu e Zn ($\sigma = 0,88$ **). O Cu apresentou também uma excelente correlação com o Pb, com um coeficiente de correlação de *Spearman* próximo a 1 ($\sigma = 0,89$ **). De facto, a origem destes três elementos químicos (Zn, Cu e Pb) pode estar ligada às emissões de gases de escape e não-escape (Manousakas *et al.*, 2017). As emissões dos veículos motorizados podem ser a justificação para a boa correlação entre titânio e crómio ($\sigma = 0,77$ **) apresentada neste estudo (Onat *et al.*, 2013).

O cálcio e o titânio apresentam uma forte correlação ($\sigma = 0,89$) indicando que sua fonte principal pode ser natural e derivada do solo. O mesmo acontece entre o cálcio e o ferro ($\sigma = 0,87$) e o titânio e o ferro ($\sigma = 0,85$) representando a contribuição da poeira proveniente da re-suspensão do solo pelo fluxo de tráfego rodoviário no local. Além disso, o ferro também pode ser também originado pelo desgaste dos travões. A correlação moderada entre silício e cálcio ($\sigma = 0,71$), silício e titânio ($\sigma = 0,79$) e silício e ferro ($\sigma = 0,71$) pode estar associada a fontes naturais, refletindo a composição natural do solo (Salvador *et al.*, 2004; Ferreira *et al.*, 2013). A fonte mais importante de manganês na atmosfera resulta da erosão de poeiras ou solos (Salvador *et al.*, 2004; ATSDR, 2012). No entanto, a sua forte correlação com o cobre ($\sigma = 0,85$) e com o zinco ($\sigma = 0,81$) e moderada correlação com o chumbo ($\sigma = 0,75$) sugere fortemente a sua origem nas emissões de gases de escape e não-escape, como combustão de motor e partículas originadas pelos travões dos veículos (Obara *et al.*, 2011; ATSDR, 2012; Manousakas *et al.*, 2017). É apresentada uma correlação moderada entre o silício e o crómio ($\sigma = 0,63$), o sódio e o crómio ($\sigma = 0,66$), que pode estar relacionada com o tráfego rodoviário (emissões de gases de escape e re-suspensão de poeiras) (Onat *et*

al., 2013). A elevada carga de sódio, que é um aerossol marinho natural, também pode estar ligada à proximidade da costa marítima (Salvador *et al.*, 2004). Finalmente, a forte correlação entre enxofre e potássio ($\sigma = 0,80$) pode ser um resultado da poeira da estrada (Lin *et al.*, 2015; Onat *et al.*, 2013). A correlação moderada de enxofre e vanádio ($\sigma = 0,67$) e de enxofre e crómio ($\sigma = 0,61$) possivelmente, significa que esses elementos foram originados pela combustão do combustível gasolina e gasóleo (Lin *et al.*, 2015; Obara *et al.*, 2011).

Tabela 9 - Coeficientes de correlação de *Spearman* dos constituintes das partículas. Valores entre -0,8 e -1,2 e 0,8 e 1,2 estão assinalados a negrito e sombra cinza. Valores de -0,6 a -0,8 e 0,6 a 0,8 estão assinalados a negrito.

	Na	Al	Si	S	Cl	K	Ca	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Sr	Pb	OC	EC	
Na	1,00	0,12	0,23	0,53**	0,58**	0,54**	-0,01	0,16	1,00	0,66*	-0,42*	0,16	-0,18	-0,18	-0,20	0,53*	-0,01	0,08	-0,22	Na
Al		1,00	0,39*	0,22	0,29	0,06	0,06	0,17	0,45	0,42	-0,15	0,10	0,32	-0,28	0,07	0,43	-0,23	0,01	-0,12	Al
Si			1,00	0,35**	0,25	0,19	0,71**	0,79**	0,50	0,63**	-0,05	0,71**	0,27	0,22	0,49**	0,19	-0,05	0,31	0,40*	Si
S				1,00	0,44**	0,80**	0,22*	0,21	0,67*	0,61**	-0,43**	0,26*	0,521*	-0,22	0,03	0,09	-0,40**	0,05	0,02	S
Cl					1,00	0,279*	0,41**	0,46**	0,00	0,52*	0,24	0,35**	0,35	0,09	0,18	0,15	0,20	-0,36*	-0,11	Cl
K						1,00	0,15	0,09	-0,27	0,45*	-0,36*	0,15	0,31	-0,12	0,09	0,12	-0,39**	0,11	0,09	K
Ca							1,00	0,89**	-0,32	0,57**	0,23	0,87**	-0,19	0,26	0,525**	0,16	0,20	0,14	0,44**	Ca
Ti								1,00	0,05	0,77**	0,35*	0,85**	-0,08	0,363*	0,550**	0,33	0,25	-0,08	0,15	Ti
V									1,00	0,00	0,29	-0,02	0,06	-0,14	0,06	0,00	-0,31	0,00	0,00	V
Cr										1,00	0,14	0,59**	0,37	0,23	0,39	0,23	0,26	-0,16	-0,06	Cr
Mn											1,00	0,13	-0,514*	0,85**	0,81**	0,01	0,75**	-0,56**	-0,18	Mn
Fe												1,00	-0,09	0,30*	0,568**	0,13	0,16	0,26	0,47**	Fe
Ni													1,00	-0,36	-0,37	0,31	-0,31	-0,35	-0,29	Ni
Cu														1,00	0,88**	-0,07	0,89**	-0,13	-0,02	Cu
Zn															1,00	0,09	0,78**	0,02	0,21	Zn
Sr																1,00	0,44	-0,40	-0,16	Sr
Pb																	1,00	-0,28	-0,19	Pb
OC																		1,00	0,73**	OC
EC																			1,00	EC

*. Correlação é significativa no nível 0,05 (bicaudal). **. A correlação é significativa no nível 0,01 (bicaudal).

Capítulo V – Conclusões e Recomendações

A utilização dos transportes pode afetar a qualidade de vida, tanto de forma positiva como negativa. Estes meios facilitam o acesso das pessoas aos diversos serviços, diminuem o isolamento e aumentam as possibilidades de trabalho e as atividades sociais - fatores que potencialmente podem contribuir para melhorar o funcionamento das cidades sendo também, contudo, potenciais causadores de impactos negativos (através, por exemplo, dos acidentes e da poluição atmosférica).

A monitorização de poluentes atmosféricos para identificação de episódios de poluição é muito importante em locais densamente habitadas e com intenso tráfego rodoviário, uma vez que a sua presença é uma causa bem estabelecida de morbilidade e mortalidade.

O objetivo deste estudo foi analisar a variabilidade temporal da qualidade do ar num ambiente crítico, uma rua tipo “*canyon*”, que é habitualmente designada por uma rua estreita entre edifícios alinhados continuamente ao longo de ambos os lados. As concentrações de $PM_{2,5}$ e PM_{10} e a sua composição química foram analisadas para procurar a relação entre o tráfego e elevados níveis de poluentes atmosféricos. Os resultados deste estudo demonstraram com clareza que a exposição a poluentes atmosféricos numa rua tipo “*canyon*” é uma questão atual e preocupante em termos de poluição e saúde pública. As elevadas concentrações de partículas observada neste estudo, tanto da fração fina como da grosseira, pode ser explicada pela configuração da rua e pelo intenso tráfego que se constata em alguns períodos do dia.

Pretende-se ainda facultar uma abordagem experimental com utilidade para análise da relação entre as emissões provenientes de veículos motorizados, as construções existentes em meio urbano, a qualidade do ar e a eficácia das medidas implementadas, como também servir de ponto de partida para futuras pesquisas ao nível das políticas de mobilidade sustentável que promovam uma melhoria da qualidade do ar.

É claramente necessário a aplicação de estratégias de planeamento urbano para controlar as emissões de tráfego rodoviário através da implementação de políticas que visem a redução da circulação rodoviária e que promovam a fluidez do tráfego para evitar congestionamentos e os fluxos de tráfego pára-arranca que levam a elevados níveis de poluição de forma a reduzir os potenciais riscos para a saúde pública. Um modelo computacional adequado seria um elemento de suporte para compreender melhor os padrões de fluxo e dispersão dos poluentes e uma ferramenta útil na gestão

de tráfego, planeamento urbano que são úteis para a projeção das ruas, previsão de poluição e avaliação de saúde pública.

Algumas das medidas no âmbito da redução da emissão de poluentes provocados pelo tráfego rodoviário consistem na promoção da redução do espaço de circulação automóvel, e sobretudo de estacionamento nos centros das cidades, complementada com sistemas de transporte coletivos acessíveis e eficientes.

Ainda no âmbito do Projeto REMEDIO, será realizado um estudo de avaliação da qualidade do ar na área piloto selecionada após a implementação das medidas de reformulação da rua. Nesse momento será importante analisar o sucesso das medidas adotadas nomeadamente, por comparação dos resultados das concentrações de poluentes obtidos antes e depois da concretização das mesmas.

Considera-se também de extrema importância a realização de mais estudos sobre esta temática, através da sua extensão para várias regiões do país e aprofundando questões críticas aqui abordadas, nomeadamente, a realização de estudos sobre a origem e concentrações das emissões de PM não provenientes de escape, para que seja criada legislação que permita a mitigação destas partículas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACP. (2018). *Estudo Condutor Português*. WEBSITE:
http://observatorio.acp.pt/estudos/condutor_portugues/index.html
- Alderman, S. L., Ingebrethsen, B. J. (2011). *Characterization of Mainstream Cigarette Smoke Particle Size Distributions from Commercial Cigarettes Using a DMS500 Fast Particulate Spectrometer and Smoking Cycle Simulator* *Characterization of Mainstream Cigarette Smoke Particle Size Distributions from*. 6826.
<https://doi.org/10.1080/02786826.2011.596862>
- Almeida-Silva, M., Canha, N., Freitas, M. C., *et al.* (2011). Air pollution at an urban traffic tunnel in Lisbon, Portugal-an INAA study. *Applied Radiation and Isotopes*, 69(11), 1586–1591.
<https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.01.014>
- Almeida, S. M., Freitas, M. C., Repolho, C., *et al.* (2009). Evaluating children exposure to air pollutants for an epidemiological study. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 280(2), 405–409. <https://doi.org/10.1007/s10967-009-0535-3>
- Almeida, S. M., Pio, C. A., Freitas, M. C., *et al.* (2005). Source apportionment of fine and coarse particulate matter in a sub-urban area at the Western European Coast. *Atmospheric Environment*, 39(17), 3127–3138. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2005.01.048>
- APA. (2010). *Manual de métodos e de procedimentos operativos das redes de monitorização da qualidade do ar - Amostragem e análise*. 284.
- Ayrault, S., Senhou, A., Moskura, M., *et al.* (2010). Atmospheric trace element concentrations in total suspended particles near Paris, France. *Atmospheric Environment*, 44(30), 3700–3707. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2010.06.035>
- Banister, D. (2008). The sustainable mobility paradigm. *Transport Policy*, 15(2), 73–80.
<https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2007.10.005>
- Banister, D. (2011). Cities, mobility and climate change. *Journal of Transport Geography*, 19(6), 1538–1546. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2011.03.009>
- BCSD Portugal. (2005). Mobilidade Urbana Sustentável O impacte das empresas e dos seus trabalhadores. *Sustainable Development*, 12.
- Borrego, C., Amorim, J. H., Tchepel, O., *et al.* (2016). Urban scale air quality modelling using detailed traffic emissions estimates. *Atmospheric Environment*, 131, 341–351.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.017>
- Campbell-Lendrum, D., Corvalán, C. (2007). Climate change and developing-country cities: Implications for environmental health and equity. *Journal of Urban Health*, 84(SUPPL. 1), 109–117. <https://doi.org/10.1007/s11524-007-9170-x>
- Cepeda, M., Schoufour, J., Freak-Poli, R., *et al.* (2017). Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review. *The Lancet Public Health*, 2(1), e23–e34.
[https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(16\)30021-4](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(16)30021-4)
- Cho, H. S., Choi, M. J. (2014). Effects of compact Urban development on air pollution: Empirical evidence from Korea. *Sustainability (Switzerland)*, 6(9), 5968–5982.
<https://doi.org/10.3390/su6095968>
- Dales, R. E., Cakmak, S., Vidal, C. B. (2009). Air pollution and hospitalization for headache in Chile. *American Journal of Epidemiology*, 170(8), 1057–1066.

<https://doi.org/10.1093/aje/kwp217>

- Darrow, L. A., Klein, M., Flanders, W. D., *et al.* (2013). *NIH Public Access*. 20(5), 689–698. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e3181a7128f.AMBIENT>
- Delfino, R. J., Staimer, N., Gillen, D., *et al.* (2006). Personal and ambient air pollution is associated with increased exhaled nitric oxide in children with asthma. *Environmental Health Perspectives*, 114(11), 1736–1743. <https://doi.org/10.1289/ehp.9141>
- Duque, L., Relvas, H., Silveira, C., *et al.* (2016). Evaluating strategies to reduce urban air pollution. *Atmospheric Environment*, 127(2), 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.043>
- Economopoulou, Alexia A; Economopoulos, A. P. (2002). Air pollution in athens basin and health risk assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 80, 277–299.
- European Environment Agency. (2016). European Union emission inventory report 1990–2014 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). In *EEA Technical report*. <https://doi.org/10.2800/18374>
- European Environmental Agency. (2017). *Emissions of air pollutants from transport*. 11. Retrieved from <https://www.eea.europa.eu/downloads/678979764473406ebc72fb9a95add75d/1512466059/transport-emissions-of-air-pollutants-5.pdf>
- Eurostat. (2017). Consumption of energy. Retrieved June 18, 2018, from Statistics Explained website: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Consumption_of_energy
- Faria, M., Rolim, C., Duarte, G., *et al.* (2018). Assessing energy consumption impacts of traffic shifts based on real-world driving data. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 62, 489–507.
- Garg, B. D., Cadle, S. H., Mulawa, P. A., *et al.* (2000). Brake Wear Particulate Matter Emissions. *Environmental Science and Technology*, 34. <https://doi.org/10.1021/es001108h>
- Gauderman *et al.* (2004). The Effect of Air Pollution on Lung Development from 10 to 18 Years of Age. *New England Journal of Medicine*, 351, 1057–1067.
- Giovanis, E. (2018). The relationship between teleworking, traffic and air pollution. *Atmospheric Pollution Research*, 9(1), 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.06.004>
- González-Díaz, S. N., Arias-Cruz, A., Macouzet-Sánchez, C., *et al.* (2016). Impact of air pollution in respiratory allergic diseases. *Medicina Universitaria*, 18(73), 212–215. <https://doi.org/10.1016/j.rmu.2016.10.006>
- Grover, A., Geography, D. of, College, S. S., *et al.* (2015). Sustainable Urban Environment in Delhi Mega City: Emerging Problems and Prospects for Innovative Solutions. *Brief for GSDR*, 2(1970).
- Guevara, M. (2016). Emissions of primary particulate matter. In *Issues in Environmental Science and Technology* (Vol. 2016-Janua). <https://doi.org/10.1039/9781782626589-00001>
- Hansen, C. A., Barnett, A. G., Pritchard, G. (2008). The effect of ambient air pollution during early pregnancy on fetal ultrasonic measurements during mid-pregnancy. *Environmental Health Perspectives*, 116(3), 362–369. <https://doi.org/10.1289/ehp.10720>
- Hjortenkrans, D. (2008). *Road traffic metals – sources and emissions*.

- Holliday, L., Guardian, T., Uk, T., *et al.* (2017). *Air pollution : why we need to act now for public health*. 1–8.
- Holman, C., Harrison, R., Querol, X. (2015). Review of the efficacy of low emission zones to improve urban air quality in European cities. *Atmospheric Environment*, 111(June), 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.009>
- Huijuan, C., Fujii, H., Managi, S. (2013). Environmental Impact of the 2008 Beijing Olympic Games. *Economics*, 1–18.
- IARC. (2015). *To Humans Outdoor Air Pollution* (Vol. 109).
- International Agency for Research on Cancer. (2013). Air pollution and cancer. In *IARC scientific publications*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-62731-1_24
- Jamshidi, A., Karimzadeh, K., Reza, A., *et al.* (2014). *Research paper*. 86, 106–109.
- Jiang, P., Yang, J., Huang, C., Liu, H. (2018). The contribution of socioeconomic factors to PM2.5 pollution in urban China. *Environmental Pollution*, 233(x), 977–985. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.090>
- Jones, A. M., Yin, J., Harrison, R. M. (2008). The weekday-weekend difference and the estimation of the non-vehicle contributions to the urban increment of airborne particulate matter. *Atmospheric Environment*, 42(19), 4467–4479. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.001>
- Karra, S., Malki-Epshtein, L., Neophytou, M. (2011). The dispersion of traffic related pollutants across a non-homogeneous street canyon. *Procedia Environmental Sciences*, 4, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.03.004>
- Kelly, F. J. (2003). Oxidative stress: its role in air pollution and adverse health effects. *Occupational and Environmental Medicine*, 60(8), 612–616. <https://doi.org/10.1136/oem.60.8.612>
- Kelly, Frank J., Fussell, J. C. (2012). Size, source and chemical composition as determinants of toxicity attributable to ambient particulate matter. *Atmospheric Environment*, 60, 504–526. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.039>
- Khodeir, M., Shamy, M., Alghamdi, M., *et al.* (2012). Source apportionment and elemental composition of PM2.5 and PM10 in Jeddah City, Saudi Arabia. *Atmospheric Pollution Research*, 3(3), 331–340. <https://doi.org/10.5094/APR.2012.037>
- Kim, K.-H., Mishra, V. K., Kang, C.-H., *et al.* (2006). The ionic compositions of fine and coarse particle fractions in the two urban areas of Korea. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 170–182. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2005.04.015>
- Lawan-Gana y Abubakar-Haruna. (2015). Effects of Primary Air Pollutants on Human Health and Control Measures-A Review Paper. *International Journal of Innovative Research and Development*, 4(9), 45–55. Retrieved from <http://www.ijird.com/index.php/ijird/article/view/76036>
- Lenschow, P. (2001). Some ideas about the sources of PM10. *Atmospheric Environment*, 35(1), 23–33. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00122-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00122-4)
- Lin, Y. C., Tsai, C. J., Wu, Y. C., *et al.* (2015). Characteristics of trace metals in traffic-derived particles in Hsuehshan Tunnel, Taiwan: Size distribution, potential source, and fingerprinting metal ratio. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(8), 4117–4130. <https://doi.org/10.5194/acp-15-4117-2015>

- Maenhaut, W. (1992). Co-ordinated Research Program: CRP E4.10.08. *IAEA, Belgium*.
- Manousakas, M., Papaefthymiou, H., Diapouli, E., *et al.* (2017). Assessment of PM_{2.5} sources and their corresponding level of uncertainty in a coastal urban area using EPA PMF 5.0 enhanced diagnostics. *Science of the Total Environment*, 574, 155–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.047>
- Mattioli, G. (2016). Transport needs in a climate-constrained world. A novel framework to reconcile social and environmental sustainability in transport. *Energy Research and Social Science*, 18, 118–128. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2016.03.025>
- Mikiki, F., Papadopoulou, P. (2017). Tackling mobility environmental impacts through the promotion of student active travel. *Transportation Research Procedia*, 24(2016), 321–328. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2017.05.104>
- Mullen, C., & Marsden, G. (2016). Mobility justice in low carbon energy transitions. *Energy Research and Social Science*, 18, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.erss.2016.03.026>
- No, E. E. A. R. (2017). *Air quality in Europe — 2017 report*.
- Nunes, F., Silva, D. A. (2003). Políticas Urbanas para uma Mobilidade Sustentável. *GeolNova*, 87–102.
- Obara, P. G., Obara, C. E., Roberts, C. L., *et al.* (2011). Influence of vehicular traffic on a major trunk road on rural air quality in UK. *Microchemical Journal*, 99(2), 344–351. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2011.06.001>
- Onat, B., Sahin, U. A., Akyuz, T. (2013). Elemental characterization of PM_{2.5} and PM₁ in dense traffic area in Istanbul, Turkey. *Atmospheric Pollution Research*, 4(1), 101–105. <https://doi.org/10.5094/APR.2013.010>
- Pan, L., Yao, E., Yang, Y. (2016). Impact analysis of traffic-related air pollution based on real-time traffic and basic meteorological information. *Journal of Environmental Management*, 183, 510–520. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.010>
- Panis, L., Broekx, S., Liu, R. (2006). Modelling instantaneous traffic emission and the influence of traffic speed limits. *Science of The Total Environment*, 371(1–3), 270–285. Retrieved from [10.1016/j.scitotenv.2006.08.017](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.017)
- Pope, C. A., Dockery, D. W. (2006). Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 56(6), 709–742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Beelen, R., *et al.* (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *The Lancet Oncology*, 14(9), 813–822. [https://doi.org/10.1016/S1470-2045\(13\)70279-1](https://doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1)
- Rakowska, A., Wong, K. C., Townsend, T., *et al.* (2014). Impact of traffic volume and composition on the air quality and pedestrian exposure in urban street canyon. *Atmospheric Environment*, 98, 260–270. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.073>
- Report, S. (2000). *Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air*. (July), 97.
- Rogula-Kozłowska, W., Majewski, G., Błaszczak, B., *et al.* (2016). Origin-oriented elemental profile of fine ambient particulate matter in central European suburban conditions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(7), 1–23.

<https://doi.org/10.3390/ijerph13070715>

- Salem, Z. A., Al-hazim, N., Madhoun, W. A. Al, *et al.* (2013). Ambient air quality of Jammu City : A study with reference to SO₂ and NO₂ contents. *International Journal of Engineering Research and Applications*, 1(1), 1–11. <https://doi.org/10.6088/ijes.2012030131063>
- Salvador, P., Artíñano, B., Alonso, D. G., *et al.* (2004). Identification and characterisation of sources of PM₁₀ in Madrid (Spain) by statistical methods. *Atmospheric Environment*, 38(3), 435–447. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.070>
- Sathe, Y. V. (2012). *Air Quality Modeling in Street Canyons of Kolhapur City , Maharashtra , India Abstract : 2 . 0 Materials and Methodology : 2(2)*, 97–105.
- Schaller, B. (2010). New York City’s congestion pricing experience and implications for road pricing acceptance in the United States. *Transport Policy*, 17(4), 266–273. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2010.01.013>
- Scian, M. J., Oldham, M., Kane, D. B., *et al.* (2009). Characterization of a Whole Smoke In Vitro Exposure System (Burghart Mimic Smoker-01). *Inhalation Toxicology*, 21(3), 234–243. <https://doi.org/10.1080/08958370802482515>
- Shepherd, M. (2002). *Perspective for Managing PM - Chapter 1*. Retrieved from https://www.narsto.org/pm_science_assessment
- Silva, L. T., Mendes, J. F. G. (2012). City Noise-Air: An environmental quality index for cities. *Sustainable Cities and Society*, 4(1), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2012.03.001>
- Slezakova, K., Pires, J. C. M., Pereira, M. C., *et al.* (2008). Influence of traffic emissions on the composition of atmospheric particles of different sizes-Part 2: SEM-EDS characterization. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 60(3), 221–236. <https://doi.org/10.1007/s10874-008-9117-y>
- Srimuruganandam, B., Shiva Nagendra, S. M. (2011). Chemical characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} mass concentrations emitted by heterogeneous traffic. *Science of the Total Environment*, 409(17), 3144–3157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.042>
- Srimuruganandam, B., Shiva Nagendra, S. M. (2012). Source characterization of PM₁₀ and PM_{2.5} mass using a chemical mass balance model at urban roadside. *Science of the Total Environment*, 433, 8–19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.082>
- Srimuruganandam, Bathmanabhan, & Shiva Nagendra, S. M. (2010). Analysis and interpretation of particulate matter – PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ emissions from the heterogeneous traffic near an urban roadway. *Atmospheric Pollution Research*, 1(3), 184–194. <https://doi.org/10.5094/APR.2010.024>
- Stanek *et al.* (2011). Air Pollution Toxicology — A Brief Review of the Role of the Science in Shaping the Current Understanding of Air Pollution Health Risks. *Toxicological Sciences*, 120, 8–27. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfq367>
- Sternbeck, J., Sjödin, Å., & Andréasson, K. (2002). Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension—results from two tunnel studies. *Atmospheric Environment*, 36(30), 4735–4744. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00561-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00561-7)
- Strickland, M. J., Klein, M., Correa, A., *et al.* (2009). Ambient air pollution and cardiovascular malformations in Atlanta, Georgia, 1986–2003. *American Journal of Epidemiology*, 169(8), 1004–1014. <https://doi.org/10.1093/aje/kwp011>
- Stussi, R., Babo, A., Ribeiro, S. H. (2011). *Acessibilidade, Mobilidade e Logística Urbana*.

- Thaker, P., Gokhale, S. (2016). The impact of traffic-flow patterns on air quality in urban street canyons. *Environmental Pollution*, 208, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.004>
- Unger, N., Bond, T. C., Wang, J. S., et al. (2010). Attribution of climate forcing to economic sectors. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(8), 3382–3387. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906548107>
- United Nations - Department of Economic and Social Council. (2013). *Science, technology and innovation for sustainable cities and peri-urban communities*.
- Vardoulakis, S., Fisher, B. E. A., Pericleous, K., et al. (2003). *Modelling air quality in street canyons: a review*. *Atmospheric environment MODELLING AIR QUALITY IN STREET CANYONS: A REVIEW*. 37(2), 155–182. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00857-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00857-9)
- Wang, T., Xie, S. (2009). Assessment of traffic-related air pollution in the urban streets before and during the 2008 Beijing Olympic Games traffic control period. *Atmospheric Environment*, 43(35), 5682–5690. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.034>
- Wedepohl, K. H. (1995). The composition of the continental crust. *Geochim. Cosmochim.*, (Acta 59), 1217–1232.
- WHO. (2018). Air pollution. Retrieved March 18, 2018, from Health and sustainable development website: <https://www.who.int/sustainable-development/transport/health-risks/air-pollution/en/>
- Winberry, J. (2008). *Introduction to Fugitive Emission Monitoring*. 140–163.
- World Health Organization. (2006). WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk assessment. *Geneva: World Health Organization*, 1–22. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90109-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90109-6)
- Wróbel, A., Rokita, E., Maenhaut, W. (2000). Transport of traffic-related aerosols in urban areas. *Science of The Total Environment*, 257(2–3), 199–211. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00519-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00519-2)
- Wu, J., Ren, C., Delfino, R. J., et al. (2009). Association between local traffic-generated air pollution and preeclampsia and preterm delivery in the South Coast Air Basin of California. *Environmental Health Perspectives*, 117(11), 1773–1779. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800334>
- Yanosky, J. D., Williams, P. L., MacIntosh, D. L. (2002). A comparison of two direct-reading aerosol monitors with the federal reference method for PM_{2.5} in indoor air. *Atmospheric Environment*, 36(1), 107–113. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00422-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00422-8)
- Zechmeister, H. G., Hohenwallner, D., Riss, A., et al. (2005). Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environmental Pollution*, 138(2), 238–249. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2005.04.005>
- Zhang, H., Xu, T., Zong, Y., et al. (2015). Influence of Meteorological Conditions on Pollutant Dispersion in Street Canyon. *Procedia Engineering*, 121, 899–905. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.09.047>
- Zhang, X., Craft, E., Zhang, K. (2017). Characterizing spatial variability of air pollution from vehicle traffic around the Houston Ship Channel area. *Atmospheric Environment*, 161, 167–175.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.032>