

AVALIAÇÃO DE CONTRASTES ESPACIAIS DOS NÍVEIS DE MATERIAL PARTICULADO NA CIDADE DE BRAGANÇA

YAGO ALONSO CIPOLI

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

Orientado por

Professor Doutor Manuel Joaquim Sabença Feliciano

Professor Doutor Artur Jorge de Jesus Gonçalves

Professor Doutor Admir Crésó de Lima Targino

Bragança

2020

Dedico esse trabalho as duas pessoas que nunca mediram esforços por mim, que mesmo longe sempre estavam presentes em minha vida, meus pais, meu amor por vocês é imensurável. Dedico também aos meus orientadores do Brasil que se tornaram amigos para vida, Admir e Patricia, que me apoiaram e me motivaram a trilhar esse caminho. Sou eternamente grato a vocês.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, pelo dom da vida, por me dar tranquilidade e permitir que eu traçasse meus caminhos até esse ponto.

Agradeço imensamente a todos os meus familiares, em especial aos meus pais Batista Cipoli Junior e Daniela Alonso Cipoli, que sempre acreditaram e me motivaram a seguir meus sonhos. Obrigado por todo apoio financeiro, emocional e que mesmo à distância estavam presentes em minha vida, sem vocês eu jamais seria quem sou.

Ao meu orientador, Manuel Joaquim Sabença Feliciano, que me orientou no decorrer da tese, disponibilizou os equipamentos necessários, confiando e cedendo autonomia para seguir com o avanço da pesquisa, sempre me motivando e prosperando meu melhor.

Em especial, agradeço aos meus orientadores do Brasil, Admir Crésio de Lima Targino e Patricia Krecl. A nossa caminhada foi trilhada ao longo de anos, dos quais sou eternamente grato a vocês, principalmente pelas oportunidades, compreensão e experiência. Vejo o quanto evolui pessoalmente e profissionalmente ao longo desse tempo, em meio aos erros e acertos, que me despertaram o interesse na área acadêmica. Vocês são uma inspiração como profissionais, obrigado por todos os momentos e por acreditarem em mim.

Para todos os membros e ex-membros do *Laboratory for Urban Air Pollution and Climate* que fizeram parte da minha trajetória, queria agradecer pelos auxílios, ensinamentos, companheirismo e pela amizade ao longo de todos esses anos.

Aos meus amigos, que apesar de alguns estarem longe sempre me ajudaram nos momentos mais difíceis. Ao Leonardo Campestrini Furst, por todo auxílio durante as pesquisas, e ao Danillo Yuji Namba por todas experiências e momentos vividos juntos, você é o irmão que eu não tive.

Por fim gostaria de agradecer a todos professores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná e do Instituto Politécnico de Bragança, por todos os ensinamentos que contribuíram para o meu sucesso.

RESUMO

A qualidade do ar em centros urbanos é principalmente determinada pelos fluxos rodoviários, atividades industriais, condições atmosféricas e estruturas urbanas. Dentro da matriz de poluentes atmosféricos encontrados em cidades, um dos mais importantes é o material particulado (PM), devido aos efeitos nocivos na saúde humana e no clima. O conhecimento da sua variabilidade espaço-temporal é relevante para a gestão da qualidade do ar e para melhor diagnosticar a exposição da população a este tipo de poluente. O estudo envolveu a medição da concentração mássica de material particulado, em particular, das frações $PM_{2.5}$ e PM_{10} , e da concentração em número de partículas (NP) na malha urbana da cidade de Bragança, Portugal, com a finalidade de caracterizar a atmosfera urbana da região, avaliando a relação das concentrações e da variabilidade espaço-temporal com atributos urbanos e fontes que contribuem para o aumento das concentrações ambiente. Realizou-se a monitorização móvel com equipamentos montados em bicicleta durante os meses de maio e junho de 2020. Os trajetos percorridos possuíam cerca de 11 km de extensão, com diferentes características urbanas e intensidades de tráfego automóvel. Dados meteorológicos foram obtidos numa estação fixa, localizada a 2,7 km do centro da cidade. Os resultados mostram uma grande variabilidade espaço-temporal das concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} , e relativamente menor para NP. Os locais mais poluídos foram no interior de cânions urbanos, nas proximidades de atividades temporárias de construção, na zona industrial, no interior de um túnel e na proximidade de semáforos. O fluxo de tráfego rodoviário, combinado com as atividades de construção em várias zonas da cidade, contribuíram para valores elevados de PM. As concentrações mais baixas foram encontradas nas proximidades de parques, zonas residenciais e terrenos sem construções. As concentrações médias de $PM_{2.5}$, PM_{10} e NP para dias úteis foram, respetivamente, $2,2 \mu\text{g m}^{-3}$, $9,8 \mu\text{g m}^{-3}$ e $27 \# \text{cm}^{-3}$ ($0,3 \mu\text{m} - 10 \mu\text{m}$). Foi constatado que não havia uma forte relação entre o número de veículos e as concentrações de $PM_{2.5}$ ($r^2 = 0,44$), sendo mais expressivo em termos da concentração de NP ($r^2 = 0,61$). Uma análise mais detalhada de um período de medição específico evidenciou picos instantâneos de PM_{10} associados à ocorrência de suspensão de poeira e próximo aos canteiros de obras. As razões médias entre $PM_{2.5}/PM_{10}$ foram superiores nos dias de fim de semana (0,63) em relação aos dias úteis (0,53), indicando que as partículas finas estão presentes em maior quantidade na fração PM_{10} aos sábados e domingos, devido à diminuição ou ausência de fontes que contribuem para a emissão de material particulado de maior dimensão. O estudo provou ser uma abordagem efetiva no mapeamento de poluentes atmosféricos, permitindo localizar com maior precisão zonas que oferecem riscos à população, através da monitorização móvel com alta resolução espacial. Os resultados enfatizam a importância de conhecer a variabilidade espaço-temporal das concentrações, alertando para valores extremamente altos de PM nas proximidades de atividades de construção, com possíveis efeitos nocivos na saúde de quem está exposto.

Palavras chave: Monitorização móvel, aerossol atmosférico, número de partículas, variabilidade espacial.

ABSTRACT

Air quality in urban centres is mainly determined by road flows, industrial activities, atmospheric conditions, and urban structures. Within the matrix of atmospheric pollutants found in cities, we have particulate matter (PM). Due to the harmful effects of these particles on human health and the climate, knowledge of their spatio-temporal variability is relevant to the management of air quality and to better diagnose the population's exposure to this pollutant. The monitoring of PM_{2.5}, PM₁₀, and the concentration expressed in number of particles (NP) was carried out in the city of Bragança, Portugal, with the characterization of the urban atmosphere of the region, evaluating the relationship of needs and spatio-temporal variability with urban attributes and sources that contribute to the increase in the environment options. Monitoring was performed on a bicycle during peak traffic hours between May and June 2020, on working days and weekends, covering routes with different urban characteristics and vehicle flow compositions and intensities. Simultaneously, meteorological data were obtained from a fixed station, located 2.7 km from the city centre. The results show significant spatio-temporal variability of the median concentrations of PM_{2.5} and PM₁₀, and relatively less for NP. The most polluted places in terms of PM and NP were found in urban canyons, close to temporary construction activities, in the industrial zone, inside a tunnel and close to a traffic light. The flow of road traffic combined with construction activities in several areas of the city may have contributed to high PM values. The lowest concentrations for pollutants were found in the vicinity of parks, residential areas, and area without construction. The average concentrations of PM_{2.5}, PM₁₀, and NP for working days were, respectively, 2.2 µg m⁻³, 9.8 µg m⁻³, and 27 # cm⁻³ (0.3 µm – 10 µm). It was found that there was not a strong relationship between the number of vehicles and the concentrations of PM_{2.5} ($r^2 = 0.44$), being more expressive in terms of the concentration of NP ($r^2 = 0.61$). A more detailed analysis of a specific monitoring period showed instantaneous peaks of PM₁₀ linked to the occurrence of dust suspension and close to the construction sites. The average ratios between PM_{2.5} / PM₁₀ were higher for weekends (0.63) compared to working days (0.53), indicating that the fine particles make up a higher fraction in PM₁₀ for weekends, due to the decrease or absence of sources that contribute to the coarser particles. The study proved to be an effective approach in mapping atmospheric pollutants, allowing to more accurately locate areas that pose risks to the population, through mobile monitoring with high spatial resolution. The results emphasize the importance of knowing the spatial-temporal variability of concentrations, alerting to extremely high PM values in the vicinity of construction activities, with possible harmful effects on the health of those who are exposed.

Keywords: Mobile monitoring, atmospheric aerosol, number of particles, spatial variability.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO.....	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE ABREVIATURAS E/OU SIGLAS	xi
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	1
1.2 OBJETIVO	4
1.2.1 Objetivo geral.....	4
1.2.2 Objetivos específicos	4
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	4
2 ENQUADRAMENTO TEÓRICO	6
2.1 MATERIAL PARTICULADO.....	6
2.3 DISTRIBUIÇÃO DO NÚMERO E TAMANHO DE PARTÍCULAS EM AMBIENTES URBANOS.....	9
2.2 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS ..	12
2.3 ENQUADRAMENTO LEGAL	13
3 METODOLOGIA.....	16
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	16
3.2 METODOLOGIA DE MEDIÇÃO.....	18
3.2.1 Instrumentos utilizados	18
3.2.2 Seleção dos locais de monitorização móvel	20
3.2.3 Monitorização móvel	21

3.3	CARACTERIZAÇÃO DAS ESTRUTURAS URBANAS E DO TRÁFEGO AUTOMÓVEL AO LONGO DAS ROTAS.....	24
3.4	PADRÃO ESPACIAL DAS CONCENTRAÇÕES DE PARTÍCULAS ...	24
3.5	TRATAMENTO DE DADOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA	25
3.5.1	Monitorização móvel	26
3.5.2	Análise espacial: Moran's Index I.....	26
4	RESULTADOS	29
4.1	CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS.....	29
4.2	FLUXOS DE TRÁFEGO RODOVIÁRIO.....	30
4.3	ESTATÍSTICAS DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO.....	32
4.4	ANÁLISES ESPÁCIO-TEMPORAIS DOS NÍVEIS DE PARTÍCULAS.	38
4.4.1	Padrão espácio-temporal das concentrações de partículas.....	38
4.4.2	Distribuição espacial das concentrações de PM _{2.5} , PM ₁₀ e NP.....	41
4.4.2.1	Concentração em massa de partículas	43
4.4.2.2	Concentração em número de partículas.....	45
4.5	RELAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE PARTÍCULAS COM CARACTERÍSTICAS URBANAS E FONTES DE EMISSÃO	46
4.5.1	Relação entre o número de veículos e material particulado	46
4.5.2	Autocorrelação espacial.....	48
4.5.3	Proporções entre PM _{2.5} /PM ₁₀	50
4.6	ESTRATÉGIAS DE REDUÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE PM....	53
5	CONCLUSÃO	55
	REFERÊNCIAS.....	58

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição granulométrica para partículas em ambientes urbanos.	10
Figura 2 - Distribuições de massa e número para emissões motores a diesel.	12
Figura 3 - Mapa de Portugal ilustrando a localização do distrito de Bragança.	16
Figura 4 - Climógrafo mensal do distrito de Bragança.	17
Figura 5- Analisador granulométrico de partículas (OPS-3330).....	18
Figura 6 - Princípio de funcionamento do OPS-3330.....	19
Figura 7 – Município de Bragança com as rotas e pontos de contagem	21
Figura 8 – Arranjo experimental para recolhas móveis de PM.	23
Figura 9 – Média diária de variáveis meteorológicas.	29
Figura 10 - Rosa dos ventos para os períodos coincidentes da monitorização	30
Figura 11– Pontos de contagem de tráfego automóvel.....	31
Figura 12 - Boxplots das concentrações de PM _{2.5} , PM ₁₀ e NP.....	32
Figura 13 - Correlações lineares e coeficientes de determinação.....	37
Figura 14 - Distribuição acumulada para cada intervalo de partícula.....	38
Figura 15 – Série temporal e distribuição espacial dos poluentes.....	40
Figura 16 - Distribuição espacial das concentrações agregadas de poluentes	42
Figura 17 – Número total de veículos versus concentração dos poluentes.	47
Figura 18 - Mapas de indicadores locais de associação espacial (LISA).	49
Figura 19 - Razão entre as concentrações de PM _{2.5} /PM ₁₀	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estimativas globais de emissões para os aerossóis	7
Tabela 2- Valores limite vigentes em relação ao material particulado.....	15
Tabela 3 - Períodos e rotas percorridas durante a monitorização móvel	22
Tabela 4 - Descrição estatística das concentrações de PM _{2.5} , PM ₁₀ e NP.....	34
Tabela 5 - Comparação das concentrações de PM _{2.5} , PM ₁₀ e NP	36

LISTA DE ABREVIATURAS E/OU SIGLAS

WHO	<i>World Health Organization</i>
PM	Material Particulado
PM_{2.5}	Material particulado com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 2,5 µm
PM₁₀	Material particulado com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 µm
NP	Concentração em número de partículas
Fe	Ferro
Zn	Zinco
S	Enxofre
K	Potássio
Al	Alumínio
Na	Sódio
Pb	Chumbo
Cu	Cobre
SO₂	Dióxido de Enxofre
NO_x	Óxidos de Azoto
C	Carbono
da	Diâmetro Aerodinâmico
IPCC	Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas
UE	União Europeia
D.L.	Decreto Lei
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
CCDR	Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional
SIG	Sistema de Informação Geográfica
GPS	Sistema de posicionamento Global
OPS	Analisador granulométrico de partículas (<i>Optical Particle Size</i>)

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Atualmente, a comunidade científica tem demonstrado um maior interesse em estudos focados em Material Particulado (PM), principalmente pelo aumento do risco de mortalidade e morbidade global, devido à exposição a esse poluente (SONG et al., 2017). Dessa forma, a monitorização do PM tornou-se fundamental, especialmente à escala intraurbana, devido ao aumento das evidências de padrões de poluição localizada (JERRET et al., 2004; RAMANATHAN e FENG, 2009; BRAUER et al., 2013; NIEUWENHUIJSEN, 2016).

A monitoração e controlo do PM tornou-se obrigatório para muitas entidades governamentais, sendo que as concentrações são frequentemente obtidas das estações fixas de monitoração. Em geral, essas estações dividem o PM em duas frações de tamanho distintas: a fração que integra partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 2,5 μm (PM_{2.5}), conhecida por fração inalável ou fina; e a fração que integra partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 μm (PM₁₀), conhecida por fração respirável ou grosseira (SEINFELD e PANDIS 2016).

Vários estudos mostraram que a grande variabilidade espacial das fontes dos poluentes atmosféricos imprime uma heterogeneidade na distribuição destes (e.g. TARGINO et al., 2016; HANKEY e MARSHALL, 2015). Assim, o uso de dados de estações fixas pode não representar o que ocorre na escala intraurbana, podendo levar a subestimativas significativas da exposição de grupos populacionais (DE NAZELLE et al., 2017; RAGETTLI et al., 2013). Esses fatores ressaltam a importância e necessidade de investigações dos níveis mais realistas de exposição a poluentes atmosféricos em centros urbanos. Além disso, diversos estudos não consideram as frações mássicas de PM_{2.5} e PM₁₀ como bons indicadores de emissão de tráfego rodoviário, uma vez que têm constatado que a concentração em número de partículas por unidade de volume de ar (NP) é um indicador mais adequado para poluição do ar relacionada com

o tráfego local (BOOGAARD et al., 2009; KAUR et al., 2007; KINGHAM et al., 2013).

Em ambientes urbanos, as emissões oriundas do tráfego rodoviário são uma das mais importantes fontes de poluição atmosférica (MONKS et al., 2009; JOHANSSON et al., 2017), porém, vários outros processos podem contribuir para a carga de PM na atmosfera urbana. Os processos não exaustivos que mais influenciam na variabilidade das concentrações incluem o desgaste da superfície da estrada, pneus, travões e ressuspensão de poeiras (WÅHLIN et al., 2006).

A União Europeia (UE) obteve um progresso significativo nos últimos 20 anos com políticas específicas no campo das emissões atmosféricas antropogénicas e da qualidade do ar, como a Diretiva 2008/50/CE sobre qualidade do ar ambiente e um ar mais limpo na Europa. Um declínio significativo da poluição atmosférica foi alcançado com a inclusão de medidas preventivas, tendo aplicação nos setores industriais, nos transportes, na produção energética e no próprio hábito dos cidadãos. Mesmo com esses progressos, a poluição do ar mantém-se como um agente de risco para a saúde, sendo responsável na Europa, todos os anos, por milhares de mortes prematuras (WHO, 2014).

Apesar das melhorias ao longo do tempo, as concentrações de PM continuaram excedendo os valores limites estabelecidos. Segundo o relatório de qualidade do ar da Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2019) que reportou dados para o ano de 2017, cerca de 17% da população urbana dos 28 estados membros da União Europeia (UE-28) foi exposta a níveis de PM₁₀ acima do valor limite diário, já para PM_{2.5} aproximadamente 8% da população estava exposta a níveis superiores ao limite anual da UE.

A exposição crónica ao PM pode resultar em impactos graves na saúde humana, como o desenvolvimento ou agravamento de doenças cardiovasculares e respiratórias, além do cancro do pulmão (MUKHERJEE e AGRAWAL 2017; MADUREIRA et al., 2019; BATES et al., 2019). Por serem objeto de uma ampla gama de estudos, as concentrações de partículas finas são frequentemente usadas como um indicador indireto da exposição à poluição do ar em geral (STEINLE et al., 2015). No entanto, a toxicidade e a influência da composição e

distribuição granulométrica do PM em relação aos efeitos na saúde, ainda permanecem incertos (LANDKOCZ et al., 2017).

Avaliar a exposição humana em relação ao PM é um desafio, devido ao facto de que as concentrações e os tamanhos das partículas são muito dinâmicos, sendo influenciadas pela meteorologia, transformações químicas e processos de deposição (ALLEN et al., 2001). Além disso, as concentrações de PM relacionadas com o tráfego rodoviário são altamente variáveis no espaço e no tempo, devido à heterogeneidade de fontes poluidoras, taxas de tráfego e modos de condução, gerando elevados gradientes espaço-temporais que não são capturados por estações fixas de monitorização. Sendo assim, a utilização de técnicas de amostragem móvel, têm aumentado nos últimos anos e mostrado informações importantes para a identificação de áreas e variáveis que contribuem para as concentrações dos poluentes. Com a evolução e disponibilidade de equipamentos portáteis, puderam ser realizados estudos em ambientes internos (PATTINSON et al., 2018), externos (KRECL et al., 2019), no interior de veículos (OKOKON et al., 2017; TARGINO et al., 2020), transportados por peões (TSANG et al., 2016; DONS et al., 2012) e utilizados em bicicletas (TARGINO et al., 2016; HANKEY e MARSHALL , 2015).

Medições realizadas com bicicletas demonstraram um grande alcance nas especificidades dos locais de medição, permitindo capturar com mais fidelidade os padrões espaço-temporais das concentrações de poluentes (HANKEY E MARSHALL 2015; KRECL et al., 2019; TARGINO et al., 2016). A monitorização móvel é uma abordagem muito eficaz, porém não é uma metodologia para substituir as estações de monitoração fixas tradicionais, principalmente em termos de reunir dados de forma intensiva e por períodos mais extensos. Além disso, a representatividade das medições móveis é limitada e muitas vezes restrita para um determinado cenário, visto que existe uma alta variabilidade temporal da qualidade do ar urbano.

A importância de conhecer as distribuições espaço-temporais, bem como as fontes e atividades que contribuam para a variabilidade das concentrações de poluentes é examinada nesse estudo. A recolha de dados é realizada com bicicleta na cidade de Bragança, sendo o primeiro estudo em Portugal a utilizar

essa metodologia para avaliar a qualidade do ar ambiente em diferentes regiões da cidade em termos de concentração de massa e número de partículas.

1.2 OBJETIVO

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo deste trabalho é caracterizar a atmosfera urbana da região de Bragança, Portugal, em termos de concentrações de PM_{2.5}, PM₁₀ e em número de partículas.

1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a variabilidade espaço-temporal das concentrações em massa e em número de material particulado recolhido em diferentes percursos.
- Avaliar as relações entre as concentrações de material particulado, atributos urbanos, e características dos percursos.
- Identificar fontes e fatores determinantes para formação de áreas poluídas em termos de material particulado.
- Propor medidas de redução dos níveis de material particulado.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A estrutura da dissertação está organizada em cinco capítulos. O primeiro capítulo descreve a introdução do trabalho, apresentando uma visão geral do estudo e dos seus objetivos. O segundo capítulo é composto pela contextualização do material particulado, incluindo as suas principais características, fontes, efeitos na saúde e o seu enquadramento legal. O terceiro capítulo aborda a metodologia no qual este trabalho foi assente para a sua realização. O quarto capítulo expõe os resultados e discussões, identificando variáveis importantes para a contribuição das concentrações ambiente. Por fim, o quinto capítulo apresenta as principais conclusões obtidas nesta dissertação, sugerindo melhorias para possíveis trabalhos futuros. Na sequência do quinto

capítulo são apresentadas as referências utilizadas para o desenvolvimento deste trabalho.

2 ENQUADRAMENTO TEÓRICO

Neste capítulo são abordados os conceitos e definições do material particulado, descrevendo suas origens, a distribuição da concentração em número, massa e tamanho de partículas em centros urbanos, sua relação com condições meteorológicas, os efeitos nocivos desses poluentes na saúde humana e, por fim, os aspectos legais que lhe estão associados.

2.1 MATERIAL PARTICULADO

O PM têm sido estudado extensivamente nos últimos anos e vem recebendo cada vez mais atenção pelos seus impactes negativos na qualidade do ar local e regional, na visibilidade atmosférica e nas contribuições para o clima global (BROOK et al., 2010; FUZZI et al., 2015), além de ser considerado um dos poluentes mais nocivos para a saúde humana (WHO, 2016). O PM consiste em misturas complexas de carbonos orgânicos e elementares, nitratos, sulfatos, poeira e água, constituído com elementos como ferro (Fe), zinco (Zn), enxofre (S), potássio (K), alumínio (Al), sódio (Na), chumbo (Pb), cobre (Cu), entre outros (HUEGLIN et al., 2005; BILLET et al., 2007). As proporções desses compostos dependem das fontes, da intensidade de emissão e das interações moleculares entre os componentes inorgânicos e orgânicos que ocorrem na atmosfera (BUSCHINI et al., 2001; SCHLESINGER et al., 2006).

Uma das formas de classificar o PM é através do tamanho da partícula. Em geral, utiliza-se o diâmetro aerodinâmico equivalente (d_a) como métrica, que é definido como o diâmetro de uma esfera equivalente com densidade unitária que possui a mesma velocidade terminal que a partícula de interesse sob a ação da gravidade (GIERAY et al., 1993). Essas partículas, por sua vez, podem ter origem em fontes antropogénicas ou naturais e serem emitidas para a atmosfera como partículas primárias ou formadas a partir de processos secundários (onde ocorre a transformação de gases percursores emitidos). A Tabela 1 apresenta algumas estimativas de emissão de partículas geradas a partir de fontes naturais e antropogénicas, em termos globais.

Tabela 1 - Estimativas globais de emissões para as principais classes de aerossóis.

Fonte	Estimativa de emissão (10 ⁹ kg ano ⁻¹)	Referência
Natural		
Primária		
Poeira mineral 0,1 – 10,0 µm	1490	Zender et al. (2003)
Sal marinho	10100	Gong et al. (2003)
Poeira vulcânica	30	Kiehl e Rodhe (1995)
Detritos biológicos	50	Kiehl e Rodhe (1995)
Secundária		
Sulfatos de SO ₂ vulcânico	20	Kiehl e Rodhe (1995)
Aerossol orgânico a partir de compostos orgânicos voláteis	11,2	Chung e Seinfeld (2002)
Antropogénica		
Primária		
Poeira industrial (exceto <i>black carbon</i>)	100	Kiehl e Rodhe (1995)
<i>Black carbon</i>	12 ^a	Liousse et al. (1996)
Aerossol orgânico	81 ^a	Liousse et al. (1996)
Secundária		
Sulfatos de SO ₂	48,6 ^b	Liao et al. (2003)
Nitratos de NO _x	21,3 ^c	Liao et al. (2003)

^a kg de C.^b kg de S.^c kg de NO₃⁻

Fonte: Adaptado de Seinfeld e Pandis, 2016.

As emissões de PM atribuíveis às atividades antropogénicas são oriundas principalmente da combustão de combustíveis fósseis, processos industriais, poeira de estradas e queima de biomassa (BELIS et al., 2013; KARAGULIAN et al., 2015). Por outro lado, as fontes naturais de PM estão relacionadas com as contribuições de poeiras minerais que podem ser resultado da suspensão local ou de transporte a longas distâncias a partir de regiões áridas, atividades vulcânicas, pólen e sal marinho (SEINFELD E PANDIS, 2016).

As partículas na atmosfera são eventualmente removidas por processos naturais denominados deposição seca e húmida, os quais são mecanismos importantes para a “limpeza” dos poluentes do ar. A deposição seca consiste na transferência direta de partículas por sedimentação, onde fatores como a

concentração de partículas no ar, nível de turbulência da atmosfera, características físico-químicas das partículas e a natureza da superfície recetora governam a complexidade desse mecanismo (MOHAN, 2016). Já a deposição húmida refere-se ao processo de incorporação direta das partículas na atmosfera em gotículas de nuvens e/ou gotas de chuva durante o seu trajeto entre a atmosfera as superfícies da Terra (FOWLER et al., 2009).

2.1.2 Efeitos na Saúde Humana

Diversos estudos têm associado os efeitos da poluição do ar com a saúde (BRAUER et al., 2016; LELIEVELD et al., 2015; RUSSELL E BRUNEKREEF, 2009), demonstrando principalmente a relação entre a exposição ao PM e os efeitos cardiorrespiratórios. Os danos na saúde causados pelo PM são determinados principalmente pela concentração presente no ar, pelo tamanho das partículas, pela sua toxicidade e pelo tempo de exposição.

O tamanho das partículas está ligado diretamente ao seu potencial de nocividade, sendo que quanto menor a granulometria dessas partículas maior é o seu potencial prejudicial, pela facilidade em penetrar no trato respiratório, acumulando-se nas vias aéreas mais profundas (ANDERSON et al., 2012). Os efeitos do PM ocorrem principalmente no aparelho respiratório, dependendo da sua composição química e do local onde se depositam. As partículas de maiores dimensões são normalmente filtradas, ao nível das vias aéreas superiores, estando relacionadas com irritações e excreções das mucosas (LI et al., 2017).

Os grupos mais suscetíveis aos efeitos nocivos da exposição à poluição atmosférica são as crianças, gestantes e idosos. As crianças inalam um volume maior de ar por peso corporal por possuírem o metabolismo basal mais acelerado, os mecanismos de defesa ainda estão em fase de evolução e a atividade física é realizada com mais frequência, já os idosos e gestantes possuem um sistema imunológico menos efetivo (SALVI, 2007).

A exposição de curto prazo ao PM está relacionada com o agravamento de doenças pré-existentes (CHEN et al., 2012; MOSTOFSKY et al., 2012;

AMERICAN THORACIC SOCIETY, 2000) e ao surgimento de novas complicações, afetando não só a qualidade de vida da população, mas proporcionando impactos negativos para a sociedade em termos socioeconômicos.

As evidências toxicológicas encontradas por LAZARIDIS (2011) indicam que o $PM_{2.5-10}$ ($2,5 \mu m < da < 10 \mu m$) deposita-se principalmente na região extratorácica, e que as taxas de deposição para homens e mulheres são semelhantes, enquanto os bebês apresentam taxas de deposição mais altas. A deposição de PM_{10} na região traqueobrônquica é baixa, devido ao facto de a maioria dessas partículas serem depositadas no trato extratorácico, enquanto o $PM_{2.5}$ têm maior probabilidade de se depositarem na região alveolar (LAZARIDIS, 2011). As partículas que são depositadas nas vias aéreas superiores (extratorácica) são eliminadas através de tosse, espirros e produção de muco, já a deposição crónica dessas partículas nos brônquios e alvéolos induzem sintomas de aperto e chiado no peito, bem como o aumento do volume pulmonar e expiração forçada (SCHLESINGER et al., 2006; CHIRINO et al., 2010).

A Organização Mundial da Saúde (WHO, 2018) emitiu um relatório com dados preocupantes, onde nove em cada dez pessoas respiram ar poluído. Foi reportado para o mesmo ano que cerca de 7 milhões de mortes em todo o mundo estão relacionadas com a poluição do ar ambiente, principalmente pelo agravamento e complicações de doenças cardiorrespiratórias.

2.3 DISTRIBUIÇÃO DO NÚMERO E TAMANHO DE PARTÍCULAS EM AMBIENTES URBANOS

Os efeitos adversos na saúde humana associados às concentrações em número de partículas podem diferir das concentrações em massa de PM (CHEN et al., 2016; BALDAUF et al., 2016). Estudos de curto prazo têm contribuído para o conhecimento da distribuição do número e tamanho de partículas em ambientes urbanos (BRINES et al., 2015; KEUKEN et al., 2015), no entanto, são

mais escassos os estudos que relatam medições de NP durante longos períodos (VON BISMARCK-OESTEN et al., 2013; PEY et al., 2008).

A distribuição granulométrica (Figura 1), observada a partir da soma de partículas provenientes de várias fontes, é dividida comumente em quatro modos: modo de nucleação ($d_a < 0,01 \mu\text{m}$), Aitken ($0,01 \mu\text{m} < d_a < 0,1 \mu\text{m}$), acumulação ($0,1 \mu\text{m} < d_a < 1,0 \mu\text{m}$) e modo grosseiro ($d_a > 1,0 \mu\text{m}$) (FINLAYSON-PITTS E PITTS, 2000). Cada modo está associado a fontes, mecanismos de formação e composição química específicos e/ou dominantes.

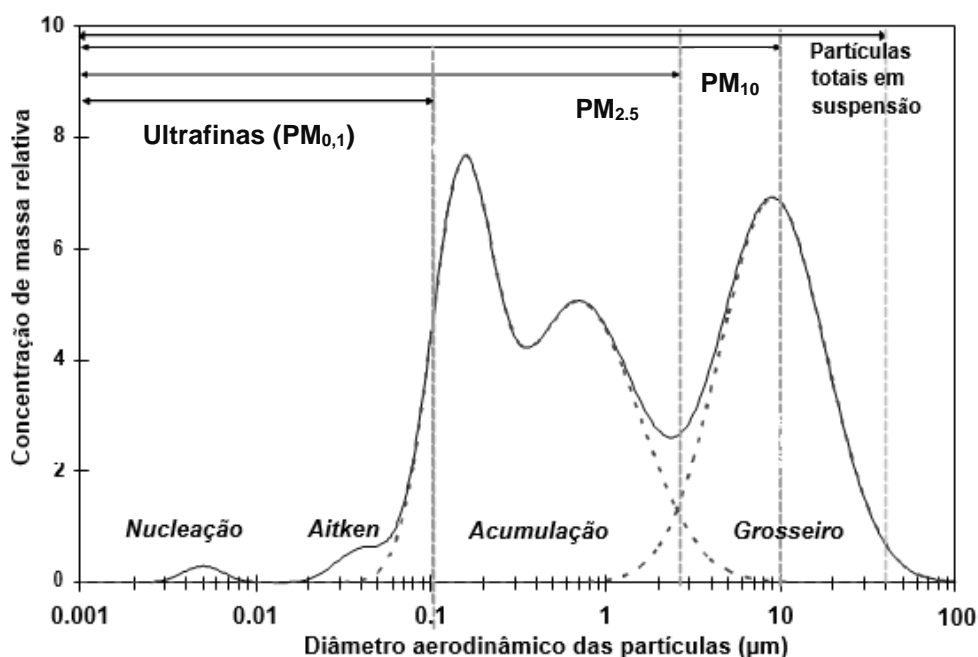


Figura 1 - Esquema idealizado da distribuição granulométrica para partículas em ambientes urbanos. Fonte: Adaptado de Watson, 2010.

Dos quatro modos de classificação citados anteriormente, os três primeiros fazem parte do regime de partículas finas. O modo de nucleação é referente às partículas recém-emitidas e/ou formadas diretamente por nucleação homogênea na atmosfera, ou seja, consiste na aglomeração de moléculas gasosas que aumentam sua dimensão até atingir um raio crítico, tornando-se estáveis e dando origem às partículas (FINLAYSON-PITTS E PITTS, 2000).

O modo Aitken compreende as partículas que envelheceram e aumentaram um pouco o seu tamanho, sendo produzidas através da conversão gás-partícula, como por exemplo através dos processos de combustão, onde vapores supersaturados são formados e condensam (GODISH, 2004). Os

modos de nucleação e Aitken geralmente dominam a distribuição da concentração do número de partículas, entretanto representam uma pequena parte da massa total de partículas suspensas no ar (SEINFELD E PANDIS, 2006).

O modo de acumulação inclui as partículas formadas a partir da coagulação de partículas do modo Aitken, através da condensação de vapores, de reações químicas e das emissões primárias, possuindo um tempo de residência no ar superior ao das partículas do modo grosseiro, devido aos mecanismos de remoção serem menos eficazes neste regime, fazendo com que as partículas se acumulem até serem carregadas pela chuva ou outras formas de precipitação (deposição húmida) (WEHNER et al., 2002).

O modo grosseiro é geralmente definido pelas partículas com diâmetro superior a 2,5 μm , resultantes principalmente de processos mecânicos (e.g. ação do vento sobre a superfície do solo, desgaste de travões e de pneus de veículos motorizados) e das emissões antropogénicas, sendo desprezáveis em termos de concentração numérica e dominantes em concentrações mássicas (SEINFELD E PANDIS, 2006).

Em ambientes urbanos, altas concentrações numéricas de material particulado são encontradas à saída do escape dos veículos, impactando no aumento das concentrações ambiente (e.g. JOHANSSON et al., 2007), embora outras fontes contribuam para o aumento das concentrações, como o aquecimento doméstico, restaurantes, instalações industriais e centrais de aquecimento.

A Figura 2 ilustra as distribuições ponderadas em termos de massa e número de partículas para emissões idealizadas de motores a diesel, distinguindo os modos de nanopartículas, partículas ultrafinas, finas e grossas.

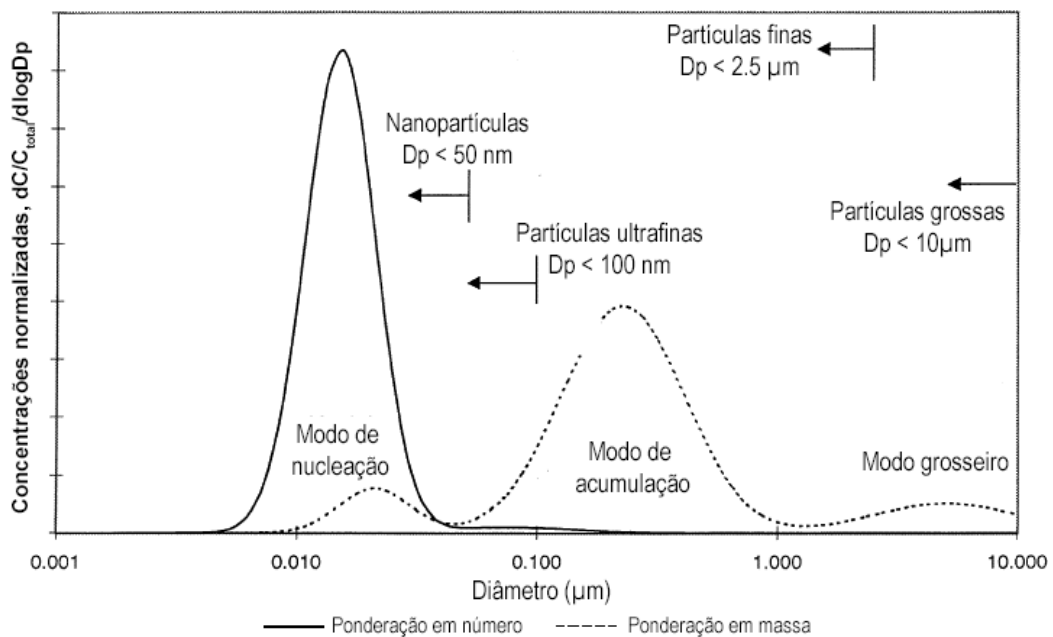


Figura 2 - Distribuições ponderadas de massa e número para emissões idealizadas de motores a diesel. Fonte: Adaptado de Kittelson, 1998.

As distribuições apresentadas são lognormais na sua forma e trimodais. A distribuição lognormal é uma das formas mais utilizadas para representar dados normalizados de poluentes atmosféricos, visto que são dados intrinsecamente positivos e altamente variáveis. A maior parte da massa das partículas encontra-se no modo de acumulação, mais especificamente na faixa entre 0,1 e 0,3 μm , onde residem os aglomerados de partículas e materiais adsorvidos associados (KITTELSON, 1998). A distribuição numérica de nanopartículas (abaixo de 50 nm), encontradas no modo de nucleação, contribuem para a concentração em cerca de 1 a 20% em massa e mais de 90% em concentração numérica.

2.2 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA E CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS

A poluição atmosférica é o resultado sinérgico das fontes de emissões, mecanismos de transporte, meteorologia, configurações urbanas e conversões químicas na atmosfera (CHEN et al., 2009; LIU et al., 2016; PEARCE et al., 2011; ZHANG et al., 2015). A poluição do ar e as variáveis meteorológicas estão intimamente ligadas através de reações químicas atmosféricas e processos dinâmicos, que são essenciais para compreender por exemplo, os mecanismos de diluição e acumulação de poluentes na atmosfera.

Há uma interdependência entre as concentrações de poluentes atmosféricos e uma série de variáveis meteorológicas, como a velocidade e direção do vento, temperatura, humidade, precipitação, entre outras (HE et al., 2017). Vardoulakis e Kassomenos (2008) descobriram que as concentrações de PM_{10} apresentaram correlações negativas ($R = -0,24$) com a temperatura para a cidade de Birmingham, durante o inverno. Galindo et al. (2011) examinaram a relação entre parâmetros meteorológicos para três diferentes frações de PM (PM_1 , $PM_{1-2,5}$ e $PM_{2,5-10}$) durante o inverno e verão, tendo os resultados obtidos indicado correlações negativas mais elevadas entre as concentrações de $PM_{1-2,5}$ e PM_{10} e a velocidade do vento de $R = -0,79$ e $R = -0,67$, respetivamente, para o período de inverno, enquanto para o período de verão foram positivas e mais fracas ($R = 0,44$ e $R = 0,46$). Esses resultados sugerem que embora as concentrações de PM aumentem em detrimento das baixas velocidades do vento e da restrição na dispersão, outros fatores podem ter influência na variabilidade das concentrações.

A dispersão de poluentes atmosféricos é um dos fatores que influencia as concentrações de poluentes no ar ambiente, sendo que diversos estudos têm focado principalmente o papel do vento e da temperatura na variabilidade dos níveis de PM, mostrando a importância de conhecer essas variáveis para o controlo das concentrações de partículas no ar (RIGBY et al., 2006; RICHMOND-BRYANT et al., 2009).

2.3 ENQUADRAMENTO LEGAL

A União Europeia tem sido muito ativa em relação as questões ambientais, envolvendo a qualidade do ar, principalmente em relação às emissões de poluentes para a atmosfera. Os Estados membros da UE, como Portugal, são regidos pelas normas e leis estabelecidas pela Comissão Europeia, transpondo para o direito interno a estrutura legal comunitária.

A Diretiva 1996/62/CE, de 27 de setembro, também nomeada como Diretiva-Quadro da qualidade do ar, é referente à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente. Essa Diretiva veio estabelecer e definir as linhas de

orientação da política de gestão da qualidade do ar ambiente no contexto da UE. Um dos principais objetivos dessa Diretiva centra-se em evitar, prevenir e ou limitar efeitos nocivos sobre a saúde humana e sobre o ambiente. A Diretiva-Quadro deu origem a três “Diretivas-filhas”, que visaram estabelecer valores limites para diversos poluentes atmosféricos. A primeira Diretiva nesse âmbito foi a 1999/30/CE, do Conselho de 22 de Abril, que estabeleceu valores limites para o dióxido de enxofre, óxidos de azoto, dentre outros poluentes, como o PM₁₀.

O Quadro Legal em Portugal assenta em dois Decretos Lei (D.L.) fundamentais – o D.L. 102/2010 de 23 de setembro e o D.L. 78/2004 de 3 de abril. O D.L. 102/2010 de 23 de setembro transpôs para o direito interno a Diretiva 2008/50/CE de 21 de maio, relativa à qualidade do ar ambiente mais limpo na Europa, e a Diretiva 2004/107/CE de 15 de dezembro, referente aos limites de concentrações de mercúrio, níquel, arsénio, e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente. A Diretiva 2008/50/CE agregou num único diploma legal as disposições da Diretiva-Quadro 96/62/CE e suas três diretivas filhas 1999/30/CE, 2000/69/CE e 2002/CE, bem como a decisão do conselho 97/101/CE. O D.L. 102/2010 de 23 de setembro veio estabelecer os objetivos para a qualidade do ar ambiente, tendo em conta as orientações e os programas da WHO para diversos poluentes, incluindo o PM₁₀ e PM_{2.5}, com a finalidade de prevenir e reduzir os efeitos nocivos na saúde humana e no ambiente em todo o território nacional. Procedimentos para avaliação da qualidade do ar nas unidades de gestão e avaliação estabelecidas para esse efeito são definidos nesse mesmo D.L., com a atenção maior voltada para as medidas de controlo e garantia da qualidade nas medições.

Os valores limite estabelecidos para a prevenção da saúde humana, bem como do ambiente, em relação às partículas em suspensão, podem ser observados na Tabela 2, cujo são valores fixados de forma que não devem ser excedidos em nenhum período. Em relação à concentração em número não existem regulamentações para a monitoração obrigatória das concentrações ambiente, não havendo valores limite estabelecidos.

Tabela 2- Valores limite vigentes em relação ao material particulado definidos no Decreto Lei 102/2010 de 23 de setembro

Poluente	Data de entrada em vigor	Período de referência	Concentração	Indicador e forma de cálculo
PM₁₀	1 de janeiro de 2005	Ano civil	40 $\mu\text{g m}^{-3}$	Média anual, calculada a partir das médias diárias
	1 de janeiro de 2005	24 horas	50 $\mu\text{g m}^{-3}$	Média diária, calculada a partir das médias horárias
PM_{2.5}	1 de janeiro de 2010	Ano civil	25 $\mu\text{g m}^{-3}$	Média anual, calculada a partir das médias diárias
	1 de janeiro de 2015		25 $\mu\text{g m}^{-3}$	
	1 de janeiro de 2020		20 $\mu\text{g m}^{-3}$	

A Agência Portuguesa do Ambiente (APA) e as Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) são os responsáveis por controlar e garantir a qualidade do ar ambiente. Todas as atividades técnico-científicas desenvolvidas por esses órgãos visam monitorar e comprovar que o cumprimento do regime de prevenção e controlo das emissões de poluentes para a atmosfera está assegurado conforme a legislação vigente no território nacional.

Esta dissertação tratará da avaliação espaço-temporal em escala fina das concentrações de PM e NP, destacando a importância de metodologias robustas aplicadas e servindo para complementar informações importantes quanto às concentrações ambiente. Estudos dessa natureza fornecem informações relevantes em termos de poluição atmosférica, e que no decorrer dos anos podem contribuir para a melhoria e criação de novas legislações.

3 METODOLOGIA

Nesta seção é caracterizada a área de estudo, identificando os procedimentos e técnicas utilizados para realizar-se a monitorização móvel. São ainda apresentados e descritos os percursos e pontos de contagem de tráfego rodoviário selecionados, bem como as ferramentas para o processamento e análise dos dados.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O Estudo foi realizado na cidade de Bragança (Figura 3), localizada no nordeste de Portugal (lat. 25° 44'0"N, long. 6° 48'0"W, alt. 690 m), sendo um dos maiores concelhos do país, com uma área de aproximadamente 1.200 km², e com uma população de 33.000 habitantes (PORDATA, 2018).

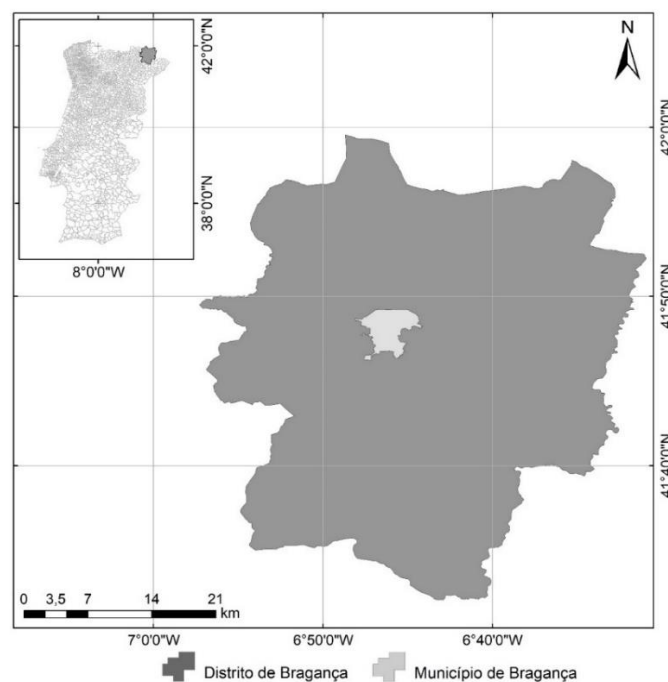


Figura 3 - Mapa de Portugal (superior esquerdo) ilustrando a localização do distrito de Bragança e o município de Bragança em destaque.

De acordo com as classificações de Köppen-Geiger, Bragança possui um clima temperado mediterrâneo (Csa), caracterizado por longos períodos de inverno, frios e húmidos, compreendido aproximadamente entre o meio de novembro até o final de fevereiro, onde frequentemente ocorrem geadas e

pontualmente quedas de neve; já os verões são limitados a períodos mais curtos (com início aproximado no meio do mês de junho até às primeiras semanas de setembro), tipicamente secos e quentes. Segundo Gonçalves et al. (2019) as temperaturas máximas e mínimas médias anuais são de 17,6 °C e 6,7 °C, respetivamente, com uma precipitação anual média de 742 mm. A Figura 4 representa o climógrafo para a cidade de Bragança com dados recolhidos para o ano de 2018.

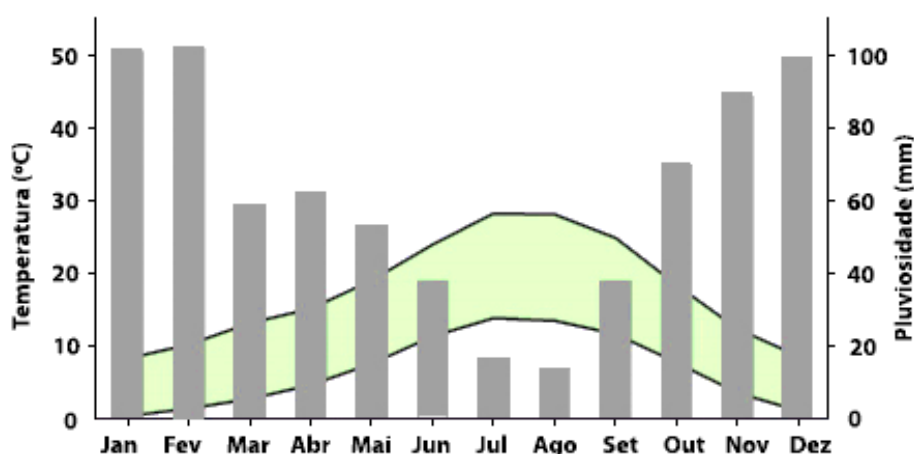


Figura 4 - Climógrafo mensal do distrito de Bragança. A faixa em verde representa a amplitude térmica (°C); as colunas cinzas representam a pluviosidade mensal (mm). Fonte: Adaptado de Gonçalves et al., 2019.

A temperatura média mensal mais elevada foi alcançada em julho com 21,1 °C (temperatura média máxima, 28,3 °C), e a mais fria em janeiro com 4,5 °C (temperatura média mínima, 0,5 °C). A humidade relativa média durante o ano varia de 40% em julho a 80% em janeiro.

Segundo o relatório de emissões de poluentes atmosféricos para Portugal, as emissões de PM_{2.5} e PM₁₀ para todo país atingiram cerca de 66 kt e 92 kt respetivamente, para o ano de 2017. Essas emissões provêm principalmente do setor da indústria (31% para PM_{2.5} e 30% para PM₁₀), do setor Residencial e Serviços (28% para PM_{2.5} e 20% para PM₁₀), do setor de Fogos Florestais (22% para PM_{2.5} e 19% para PM₁₀) e do setor de Transportes (10% para PM_{2.5} e 9% para PM₁₀), sendo que os restantes dos setores totalizam 9% para PM_{2.5} e 22% para PM₁₀ no seu conjunto (APA, 2017).

3.2 METODOLOGIA DE MEDIÇÃO

As concentrações de PM e do número de partículas foram mensuradas em diferentes regiões da cidade de Bragança com o auxílio de bicicletas, utilizando um equipamento de medição óptica e um recetor de sistema de posicionamento global (GPS) para o georreferenciamento das medições.

3.2.1 Instrumentos utilizados

Analizador granulométrico de partículas (OPS)

As medições da concentração em massa e em número de partículas foram realizadas com um monitor OPS modelo 3330 (TSI, EUA) (Figura 5).



Figura 5– Analizador granulométrico de partículas da marca TSI, modelo 3330 (OPS-3330).
Fonte: TSI, 2012.

A amostra de ar é aspirada de forma contínua por uma bomba diretamente para dentro da câmara de medição, a uma taxa de 1L/min. À medida que as partículas atravessam um feixe de radiação ($\lambda = 660\text{nm}$), elas dispersam a luz que é refletida por um espelho na direção do fotodetector. A amostra flui na câmara óptica para um filtro gravimétrico de 37 mm, onde pode ser recolhida, no caso de se pretender realizar análises e investigações adicionais. A interação da radiação com as partículas gera o espalhamento de luz, e a partir da recolha dessa dispersão o fotodetector regista a intensidade da luz. Essa intensidade registada é utilizada para determinar o tamanho da partícula, colocando-a dentro de um dos intervalos de tamanho pré-definidos. Um esquema do funcionamento interno do OPS pode ser observado na Figura 6.

O OPS só pode detetar partículas com seções transversais ópticas que espalhem luz suficiente para recolher a intensidade luminosa para medição, sendo detetadas partículas e distribuídas por 16 intervalos granulométricos, com diâmetros variando entre 0,3 - 10 μm . Na análise *off-line*, com a utilização do *software Aerosol Instrument Manager*, os dados do OPS podem ser convertidos em distribuição de massa, número, volume e área superficial. O limite inferior dessa gama de tamanho (0,3 μm) foi considerado demasiado grande para esse trabalho nas análises de concentração em número, sabendo que as maiores concentrações em número de partículas para centros urbanos estão abaixo desse limite de deteção.

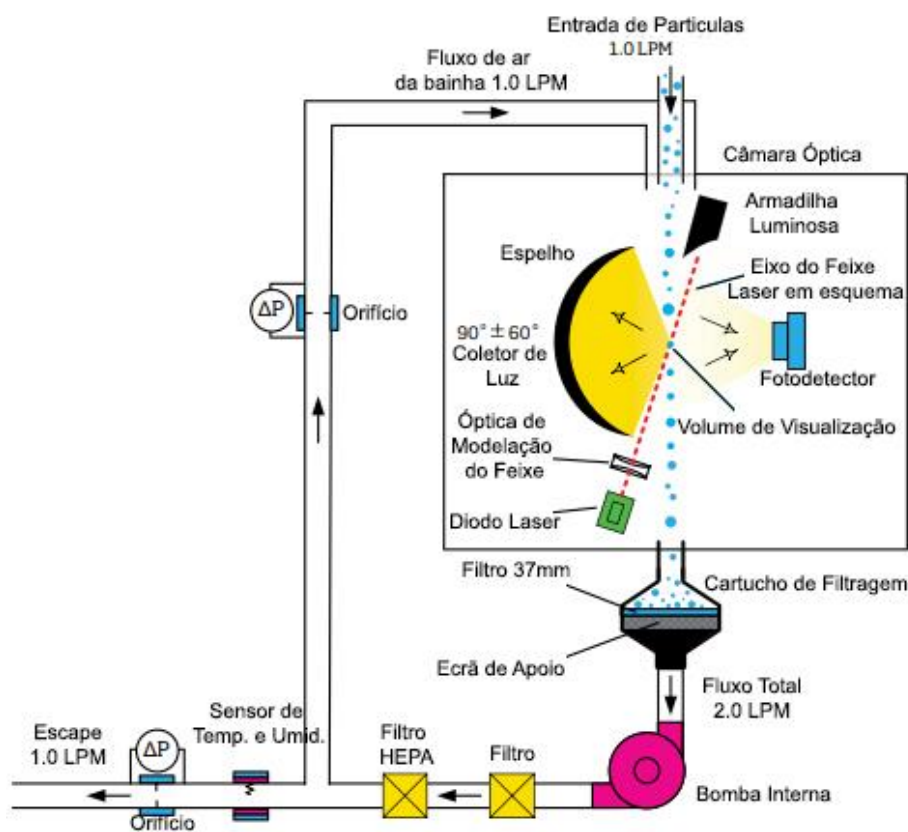


Figura 6 - Princípio de funcionamento do OPS-3330. Fonte: Adaptado TSI, 2012.

Posicionamento geográfico

Os dados de posicionamento geográfico foram obtidos utilizando um recetor GPS (modelo Garmin 76), que recebe informações de um sistema conectado a uma rede de satélites. O GPS registou dados de latitude, longitude, altitude, data e hora, em intervalos de 1 s. Foram coletados dados de

posicionamento geográfico adicionais, através do telemóvel utilizado para gravações, como suporte para possíveis perdas de dados do GPS principal.

Variáveis meteorológicas

Os dados utilizados foram obtidos de uma estação meteorológica portátil com aquisição de dados a cada 10 minutos, instalada próxima a zona industrial da cidade, para caracterizar as condições meteorológicas da região. A estação é composta por um sensor de temperatura e humidade relativa (modelo CS215 Campbell Scientific, EUA), sensor de velocidade e direção do vento (modelo ORA, Lambrecht, Reino Unido), sensor de precipitação (modelo 15189, Lambrecht, Reino Unido), e um sensor de radiação solar (modelo CS300, Campbell Scientific, EUA).

3.2.2 Seleção dos locais de monitorização móvel

As rotas percorridas com as bicicletas foram projetadas visando cobrir a maior área dentro das delimitações de interesse, buscando abranger diferentes características urbanas presentes na cidade (e.g. áreas centrais, regiões marginais e industriais). A monitorização móvel cobriu uma área de cerca de 5 km², onde cada rota possuía uma extensão média de 11 km. As vias percorridas foram selecionadas respeitando o sentido de direção e evitando trajetos não asfaltados, devido à forte vibração que poderia causar avarias e/ou mau funcionamento dos equipamentos, podendo afetar na qualidade dos dados coletados. As rotas projetadas podem ser visualizadas na Figura 7. Os círculos pretos sobre as rotas referem-se aos pontos de contagem manual de tráfego rodoviário.

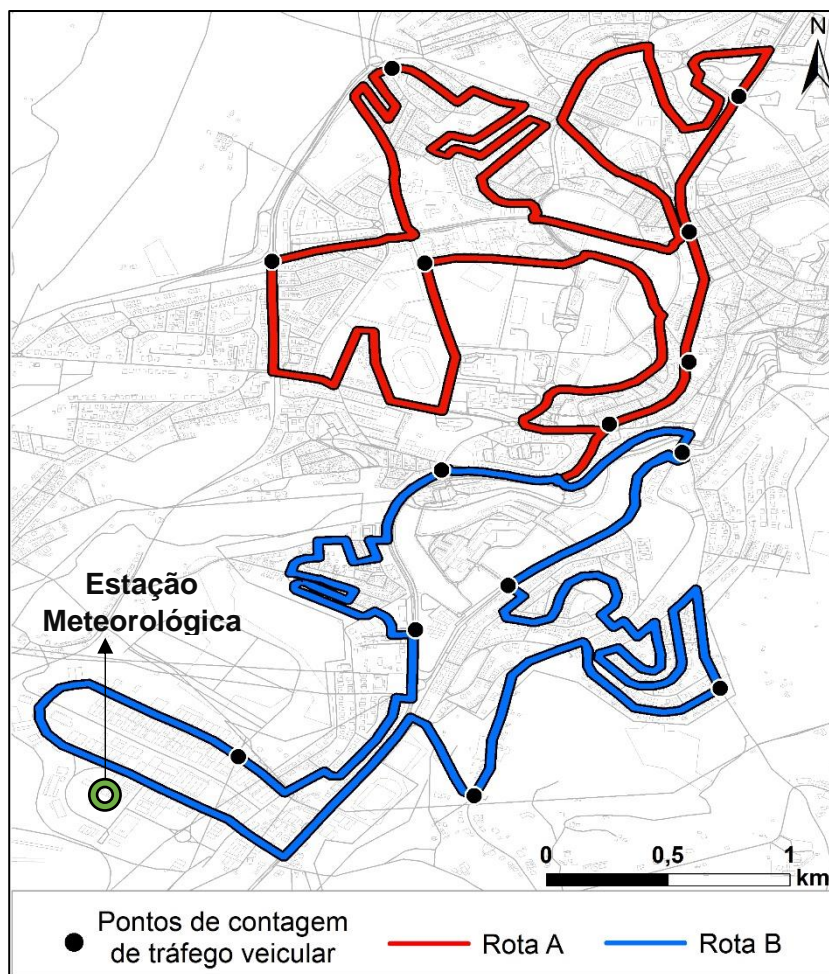


Figura 7 – Mapa do município de Bragança com as rotas de medição móvel e pontos de contagem de tráfego rodoviário.

3.2.3 Monitorização móvel

As campanhas de medição móvel ocorreram na sua maioria no mês de junho de 2020, centralizadas na primeira e terceira semana do mês (Tabela 3). Apenas dois dias (final de semana) não estavam compreendidos para o mês de junho, ocorrendo na última semana do mês de maio. A monitorização de dados ocorreu em dois períodos distintos de maior intensidade de tráfego rodoviário: entre 09h00min e 11h00min e entre 17h00min e 19h00min, sendo esses horários definidos com base em contagens preliminares, onde foi possível identificar os períodos com maior fluxo rodoviário. Todos os períodos de monitoração ocorreram em dias não chuvosos para evitar condições atípicas da poluição atmosférica em ambientes urbanos, devido à remoção de partículas na atmosfera através da precipitação (OUYANG et al., 2015). Essa estratégia de monitorização móvel foi usada com êxito no Brasil (TARGINO et al., 2016;

TARGINO et al., 2018) e nos Estados Unidos (HANKEY E MARSHALL, 2015). Há dias em que apenas uma rota foi percorrida para um determinado período, devido a questões logísticas ou devido a problemas técnicos.

Tabela 3 - Períodos e rotas percorridas durante a monitorização móvel na cidade de Bragança.

Data	Período	Rota
30/05/2020	Tarde	A
31/05/2020	Manhã	B
01/06/2020	Manhã	A
02/06/2020	Tarde Manhã	A e B
03/06/2020	Manhã Tarde	A e B
04/06/2020	Tarde Manhã	A e B
05/06/2020	Manhã Tarde	A e B
06/06/2020	Tarde Manhã	A e B
07/06/2020	Manhã Tarde	A e B
15/06/2020	Tarde	B
16/06/2020	Manhã Tarde	A e B
17/06/2020	Tarde Manhã	A e B
18/06/2020	Manhã Tarde	A e B
19/06/2020	Tarde Manhã	A e B
20/06/2020	Manhã Tarde	A e B
21/06/2020	Manhã	B
28/06/2020	Manhã	A

Os equipamentos foram instalados dentro de um cesto de bicicleta (Figura 8), que foi acolchoado com plástico bolha e materiais de espuma para assegurar a integridade dos equipamentos e reduzir a vibração. Nessas plataformas adaptadas foram acoplados: telemóvel para registar os eventos via áudio; um OPS, operando com um caudal de 1 L min^{-1} e com frequência de aquisição de dados a cada 1 s; um GPS levado numa mochila pelo ciclista, com uma frequência de 1 s. O OPS possuía o seu próprio tubo de entrada de ar do ambiente, sendo posicionado para o lado exterior da bolsa, cerca de 70 cm do chão, com proteções na área de sucção, evitando obstruções na entrada de ar.

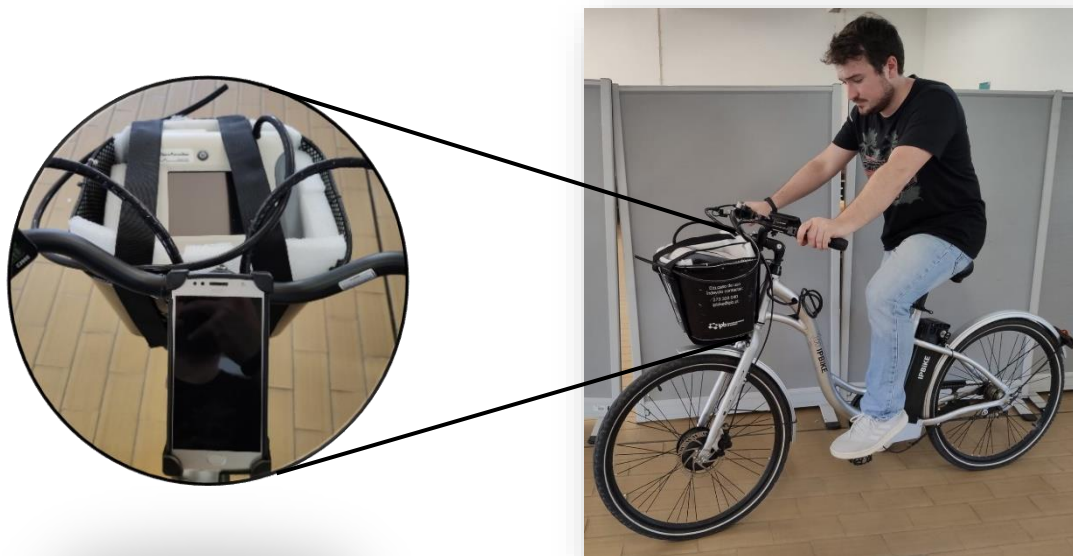


Figura 8 – Arranjo experimental para recolhas móveis de material particulado, ilustrando a disposição do equipamento no interior do cesto da bicicleta (foto à esquerda).

Antes de cada sessão de recolha de dados, realizou-se a checagem do zero utilizando um filtro HEPA, e a sincronização do relógio com o auxílio de um computador conectado à internet, para assegurar a exatidão da hora durante as recolhas. Os equipamentos eram ligados com antecedência relativamente ao início das medições, para identificar eventuais problemas técnicos e assegurar o seu correto funcionamento.

Para cada rota percorrida, anotou-se num formulário específico a data, localização, condições meteorológicas, hora de início e de fim da medição. Durante os períodos de medição, recorreu-se a um telemóvel para gravar áudios, com o fim de identificar eventos ou características urbanas com influência nas medições, tais como: semáforos, túneis, canteiros de obras, cheiros característicos (e.g. cigarro, fumaça), entre outros.

A velocidade de deslocação adotada para a bicicleta foi de 10 km h^{-1} , seguindo o desenho experimental de Targino et al. (2016), permitindo registar os gradientes das concentrações dos poluentes com uma resolução fina (em média um dado a cada 2,5 m). O tempo de duração do percurso variou entre 1 e 2 horas, devido às diferentes distâncias, fluxos automóveis e paradas em semáforos ou faixas para passagem de peões entre as rotas designadas.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS ESTRUTURAS URBANAS E DO TRÁFEGO AUTOMÓVEL AO LONGO DAS ROTAS

Efetou-se a caracterização das estruturas urbanas e variáveis potencialmente determinantes dos padrões de distribuição espacial dos poluentes através de revisões bibliográficas, observações e anotações realizadas durante a coleta de dados. Identificou-se uma série de variáveis associadas à distribuição espacial das concentrações de PM, como estruturas de construção, intensidade do tráfego, vegetação, topografia e uso do solo.

A cidade de Bragança não possui dados de contagem de tráfego rodoviário, tendo sido, por isso, necessário realizar contagens manuais. O número de veículos foi contabilizado durante os horários coincidentes com as amostragens realizadas, sendo efetuado durante o período de uma hora (divididos em dois intervalos de 15 minutos com pausas alternadas de 15 minutos), onde os veículos foram divididos em quatro categorias: veículos pesados de mercadorias, veículos pesados de passageiros (autocarros/ônibus), veículos ligeiros e motos. O número total de veículos foi o resultado da soma das duas contagens de 15 minutos multiplicado por dois. Coletaram-se essas informações em dias de semana e finais de semana não chuvosos, aproximando-se ao máximo das condições obtidas durante as medições e evitando condições atípicas que pudessem influenciar o volume de tráfego rodoviário. A escolha desses pontos foi realizada para abranger grande parte da malha de estudo, baseadas na localização de semáforos, estruturas urbanas que dificultam a dispersão de poluentes e intersecções, sendo zonas de influência importantes para explicar fenómenos de variabilidade nas concentrações mensuradas (TARGINO et al., 2018).

3.4 PADRÃO ESPACIAL DAS CONCENTRAÇÕES DE PARTÍCULAS

Para a análise espacial utilizaram-se *softwares* com técnicas SIG (Sistema de Informação Geográfica), que permitiram a realização de processamentos, armazenamentos, e visualização dos dados georreferenciados. Seguimos a metodologia proposta por Targino et al. (2016;

2018), na qual as ruas foram divididas em polígonos de 65 m de comprimento (referente ao comprimento de meia quadra e meia interseção) e todas as concentrações de poluentes que coincidiam num polígono individual foram utilizadas para cálculos estatísticos agregados. Para esse estudo, adotou-se o mesmo comprimento de polígono, mesmo com as quadras tendo um comprimento variável ao longo dos trechos percorridos. A agregação dos dados espaciais em intervalos fixos foi efetuada para minimizar a influência de concentrações extremas e pontuais (BRANTLEY et al., 2015), devido à elevada variabilidade dos poluentes a nível de rua. Os mapas de distribuição dos poluentes são apresentados no sistema de referência geodésico WGS 1984 (*World Geodetic System*) e projeção cartográfica de referência espacial UTM 29N (*Universal Transverse Mercator*) para a cidade e região de Bragança.

3.5 TRATAMENTO DE DADOS E ANÁLISE ESTATÍSTICA

A preparação dos dados de concentração em massa de PM_{2.5} e PM₁₀ procedeu-se a partir da integração dos canais do OPS de 0,3 – 2,5 µm e 0,3 – 10 µm respetivamente, enquanto a concentração em número de partículas é referente à soma de todos os canais. As concentrações de poluentes e os dados de GPS registados foram combinados utilizando um programa computacional (MATLAB R2018b), que efetuou a leitura de cada arquivo de dados e identificou os horários coincidentes. Dessa forma foram criadas matrizes georreferenciadas para cada poluente, contendo a concentração do poluente, horário, latitude, longitude e altitude. Divergências nos posicionamentos geográficos podem ser explicadas por efeitos de sombreamento e proximidade a estruturas que causam interferência no sinal GPS (MISRA e ENGE, 2006). Em função disso, corrigiram-se as posições e tempos de GPS experimentais para o caminho regular em que o ciclista mantinha no trajeto, através de ferramentas SIG, sendo possível alocar as amostras nos locais corretos.

Para compor a estatística descritiva, foram calculadas médias, medianas, mínimos, máximos, desvio padrão e percentis para as concentrações de poluentes. Analisaram-se também as séries espaço-temporais para cada dia, identificando os eventos que foram registados via áudio. Para verificar a

correlação entre variáveis, foi calculado o coeficiente de determinação (r^2), expressando a variância dos dados pelo modelo linear, cujo valor situa-se entre 0 e 1. Valores próximos a 1 significam uma excelente correlação linear, enquanto valores próximos a 0 indicam falta de correlação.

3.5.1 Monitorização móvel

As características dos dados foram extraídas através da estatística descritiva e serão apresentadas no formato de tabela. A visualização desses dados foi realizada utilizando gráficos do tipo *boxplot*, para avaliar a distribuição dos valores encontrados. Além disso, foram identificados através de histogramas que os dados de concentração de PM e NP não seguem uma distribuição normal.

Foram criados mapas para descrever o comportamento das concentrações para os percursos realizados, a partir dos valores medianos calculados para cada polígono. Foi utilizada a mediana como medida de tendência central, sendo mais representativa para dados não distribuídos normalmente.

Para identificar diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações dos poluentes, utilizou-se o teste não paramétrico de Mann Whitney, que avalia a mediana de duas amostras contínuas e independentes sejam elas de tamanhos iguais ou diferentes, verificando se pertencem ou não à mesma população. O teste gera dois parâmetros, H e p. O valor de H é referente à hipótese nula testada, sendo falsa, quando as medianas são diferentes, e verdadeira, quando possuem medianas iguais (MARTINS, 2009). O *p*-valor é utilizado para avaliar a diferença estatística das amostras, para um nível de significância $\alpha = 0,05$ (FAY, 2010).

3.5.2 Análise espacial: Moran's Index I

A estatística de autocorrelação espacial, calculada através de *Global Moran's I* foi realizada com o auxílio do *software* ArcGis (ArcMap 10.5), procurando-se avaliar o grau de dependência entre uma variável e seus vizinhos geográficos. A ferramenta pode medir simultaneamente os valores de interesse

e as localizações das variáveis. O índice I de Moran infere sobre o agrupamento dos dados: Um índice positivo sugere que os dados são resultados de atributos que lhes conferem valores semelhantes (agrupados), e não aleatórios. Esses atributos podem ser a configuração urbana, por exemplo, que pode influenciar a acumulação de poluentes numa dada região. Índices negativos significam que os dados estão dispersos, não apresentando relações fortes com as características do local, e um valor de 0 corresponde a dados que são distribuídos aleatoriamente.

Além do índice I, valores de p e um *score z* são calculados para avaliar a significância do índice referido. O valor de z é referente ao desvio padrão, enquanto o p -valor é a probabilidade para um nível de significância de $\alpha = 0,05$. De forma geral, a hipótese nula (deve-se considerar que a variável analisada é distribuída aleatoriamente entre os locais da área de estudo) não pode ser rejeitada quando o p -valor for maior que 0,05 e os valores de z estiverem no intervalo de -1,96 à 1,96, resultando assim em processos espaciais aleatórios (Anselin, 1995). O *Global Moran's I* descreve o padrão de distribuição, dizendo se o *cluster* espacial existe, no entanto, não pode apontar onde esses *clusters* realmente acontecem (espacialmente).

Para verificar a ocorrência dos clusters, foi realizada uma estatística de Indicadores Locais de Associação Espacial (LISA), que identifica agrupamentos estatisticamente significativos com base nos valores de vizinhança (unidades espaciais que compartilham uma borda ou vértice comum), no caso os polígonos. Os agrupamentos estatisticamente significativos são distinguidos por valores altos (AA), agrupamento de valores baixos (BB), *outlier* em que valores altos são circundados principalmente por valores baixos (AB) e *outlier* onde valores baixos são cercados principalmente por valores altos (BA).

O agrupamento estatístico dos dados de poluentes atmosféricos pode evidenciar processos, regiões e variáveis responsáveis por intensificar a concentração de contaminantes. Essa técnica foi utilizada por Habibi et al. (2017) para avaliar as áreas mais poluídas em termos de monóxido de carbono (CO) e PM_{2.5} na capital do Iran. Os agrupamentos espaciais são muito utilizados para encontrar evidências entre as influências da poluição do ar e na saúde humana (XU et al., 2019; ZHAO et al., 2020). Verbeek (2019) avaliou a justiça ambiental

(utilizando variáveis socioeconómicas) com a exposição residencial à poluição do ar e ruído. A análise dos agrupamentos fornece informações importantes para gerir as concentrações de poluentes, conhecendo os seus padrões de distribuição espacial e as suas relações com potenciais variáveis.

4 RESULTADOS

A composição dos resultados é iniciada pela breve caracterização meteorológica durante a monitorização, seguida dos fluxos rodoviários. É realizada uma descrição estatística que fornece suporte para as demais análises, identificando-se os padrões espaço-temporais, as zonas mais poluídas, as variáveis que influenciam as concentrações ambiente e propostas de redução dos níveis de PM.

4.1 CONDIÇÕES METEOROLÓGICAS

Durante os 17 dias de amostragem as condições meteorológicas foram analisadas para os horários coincidentes com a monitorização. A temperatura média em Bragança foi de 21,2 °C, a humidade relativa média de 47,9%, a radiação média de aproximadamente 297 W m⁻² e 0 mm de precipitação total acumulada. A Figura 9 representa as médias diárias dessas variáveis.

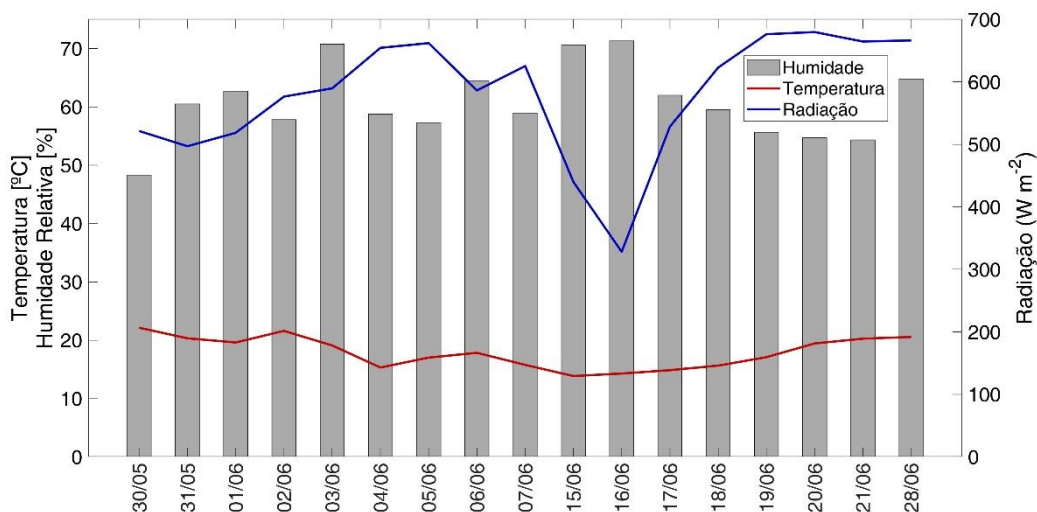


Figura 9 – Média diária de humidade relativa, temperatura e radiação solar para o período de avaliação.

A Figura 10 mostra que a direção do vento foi predominantemente do noroeste, com velocidades (U) variando entre 0,3 m s⁻¹ e 4,9 m s⁻¹.

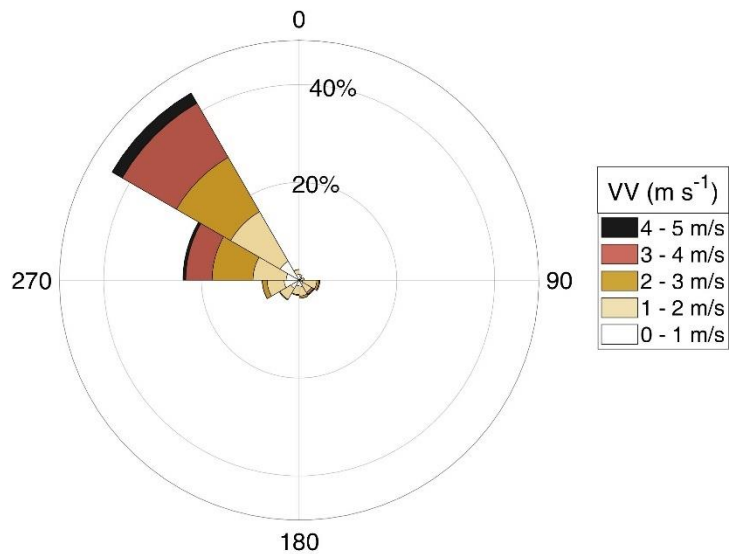


Figura 10 - Rosa dos ventos para os períodos coincidentes da monitorização móvel.

4.2 FLUXOS DE TRÁFEGO RODOVIÁRIO

A composição média da frota automóvel classificada por tipos de veículos para todos os pontos de contagem foi: 95% veículos ligeiros, 2,5% veículos motorizados de duas rodas, 2,2% veículos pesados de mercadorias e 0,3% de veículos pesados de passageiros. Os veículos ligeiros, de mercadorias e passageiros, são os veículos motorizados dominantes na cidade de Bragança, seguido pelos motociclos que possuem um percentual muito próximo dos veículos pesados de mercadorias, e, por fim, com o menor percentual encontram-se os veículos pesados de passageiros.

A Figura 11 mostra o fluxo médio de tráfego rodoviário para dias úteis divididos em duas categorias: veículos leves (veículos ligeiros + motociclos) e veículos pesados (veículos pesados de mercadorias + passageiros). A maior densidade de tráfego rodoviário foi observada para o ponto 8, na Avenida Sá

Carneiro, com um total de 1.188 veículos por hora, enquanto no ponto 5 (rua da Terra Fria) foi registada apenas 28 veículos por hora.

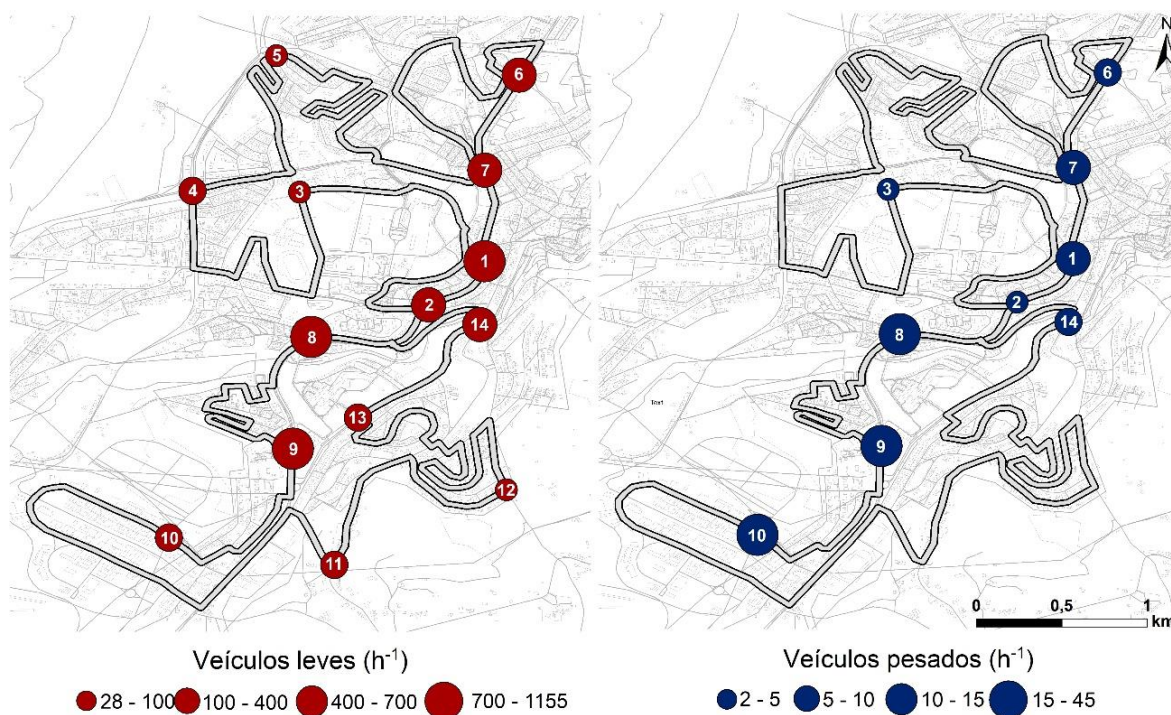


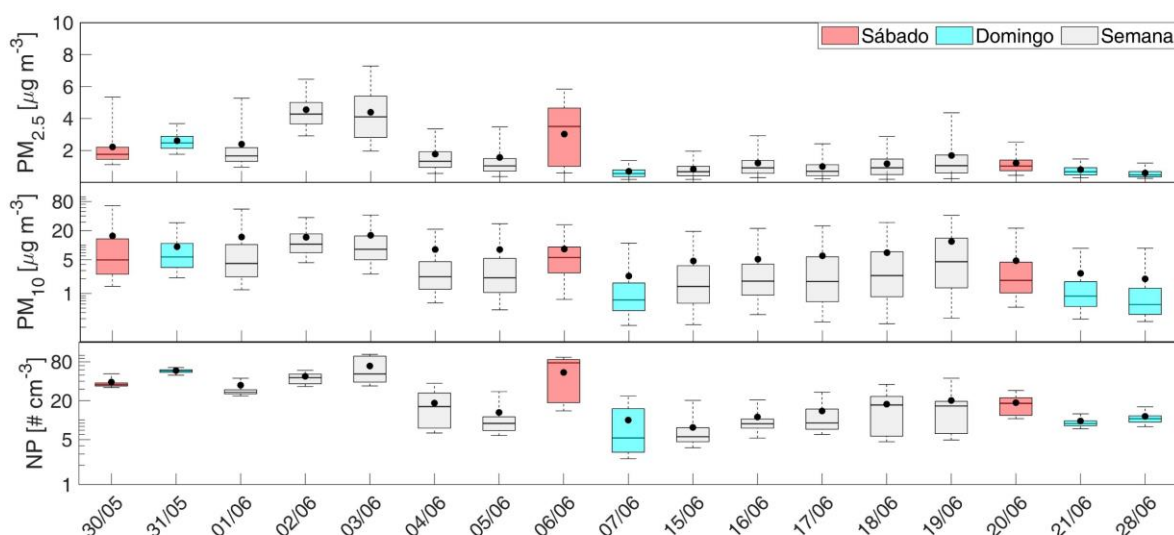
Figura 11– Pontos de contagem de tráfego automóvel na cidade de Bragança com representações graduadas do número total de veículos por hora.

Os fluxos de tráfego mais elevados foram observados nos pontos localizados na Avenida Sá Carneiro (1, 2, 8 e 9), enquanto os menores fluxos foram registados em áreas residenciais mais afastadas do centro urbano (5 e 12). Já para veículos pesados, a densidade tende a ser maior conforme nos aproximamos da zona industrial, localizada no entorno do ponto 10, que conta com cerca de 45 veículos (somente veículos pesados de mercadorias) por hora. Diversas indústrias estão instaladas nessa região, especialmente as de materiais de construção, que utilizam diversos tipos de camiões para gerir a carga e descarga dos materiais. Os pontos 8 e 9 destacam-se pelo alto fluxo de veículos pesados (33 e 28 veículos h⁻¹, respetivamente), localizados numa artéria que conecta diversos pontos da cidade com a zona industrial.

4.3 ESTATÍSTICAS DAS CONCENTRAÇÕES DE MATERIAL PARTICULADO

A Figura 12 mostra os *boxplots* das concentrações de PM_{2.5}, PM₁₀ e NP para todos os dias de amostragem, dividindo-se pelos dias de semana, sábados e domingos. As linhas superiores e inferiores das caixas representam os intervalos interquartis, ou seja, o percentil 75 e 25 respectivamente, já os extremos das barras (bigodes) são os percentis 95 e 5, os círculos pretos representam a média enquanto as linhas internas das caixas representam a mediana. Os valores atípicos (*outliers*) e máximos foram retirados, facilitando a visualização da distribuição das concentrações ao longo dos dias, nesse mesmo sentido, foram representadas em escalas logarítmicas as concentrações de PM₁₀ e NP.

Figura 12 - Boxplots das concentrações de PM_{2.5}, PM₁₀ e NP para todos os dias de medição. Para os dias em que ambas rotas foram percorridas os dados foram agregados, e



para os dias em que se efetuou apenas um percurso os dados apresentados são apenas referentes a esse percurso.

A concentração média (\pm desvio padrão) de PM_{2.5} variam entre $0,58 \pm 0,47 \mu\text{g m}^{-3}$ e $4,55 \pm 2,53 \mu\text{g m}^{-3}$, mensurada no dia 28 de junho e 02 de junho, respetivamente. Em termos de PM₁₀, as médias registadas variaram entre $2,02 \pm 6,32 \mu\text{g m}^{-3}$ e $18,40 \pm 30,58 \mu\text{g m}^{-3}$, para os dias 28 e 03 de junho, respetivamente. Já para as concentrações médias de NP, observamos valores entre $8 \pm 7 \text{ # cm}^{-3}$ para o dia 15 de junho e $69 \pm 34 \text{ # cm}^{-3}$ no dia 03 de junho.

No geral, as variações mais elevadas em relação à concentração em massa ocorreram nos dias úteis, exceto no dia 30 de maio e 06 de junho, para $PM_{2.5}$ e PM_{10} respectivamente, onde os dados apresentam padrões similares de alta variabilidade durante os fins de semana. Já para NP observa-se uma grande variabilidade nos fins de semana, como no dia 06 e 07 de junho. Uma característica marcante são as concentrações de NP para o dia 06 de junho, com concentrações médias de $55 \pm 35 \# \text{ cm}^{-3}$, sendo o segundo dia o mais poluído em termos de NP. Na campanha realizada no dia 06 de junho, a maior contribuição de concentrações elevadas provém especificamente da rota B, onde foram registadas atividades industriais em funcionamento e um tráfego rodoviário de veículos pesados mais constante do que nos demais dias. Nas medições realizadas no dia 30 de maio foram identificados visualmente diversos troços com poeira em suspensão, e que segundo os registos de áudio, a velocidade do vento era relativamente baixa, contribuindo para a acumulação de material particulado em determinados locais.

A Tabela 4 apresenta as descrições estatísticas para as concentrações em massa e em número das partículas em suspensão, para os dias úteis e fins de semana. As concentrações médias de $PM_{2.5}$ e PM_{10} , registadas nos dias úteis, foram 1,4 e 1,6 vezes superiores às registadas nos fins de semana, respectivamente. Aos domingos, é evidente a redução de aproximadamente 75% do fluxo total de veículos, além de que grande parte das indústrias e estabelecimentos comerciais cessam as suas atividades. Aos sábados, a redução no fluxo total de veículos (42%) é menos expressiva do que a observada aos domingos, porém os estabelecimentos comerciais e industriais estão abertos até as 13:00. No entanto, não foram observadas diferenças significativas nas concentrações médias de NP, sendo ligeiramente mais elevadas durante os fins de semana ($30 \pm 29 \# \text{ cm}^{-3}$) do que nos dias úteis ($27 \pm 41 \# \text{ cm}^{-3}$).

Tabela 4 - Descrição estatística das concentrações de PM_{2.5}, PM₁₀ e NP para todos os dias de amostragens, divididas em dias de semana e finais de semana.

	PM _{2.5} (µg m ⁻³)		PM ₁₀ (µg m ⁻³)		NP (# cm ⁻³)	
	Dias úteis	Fim de semana	Dias úteis	Fim de semana	Dias úteis	Fim de semana
Mínimo	0,1	0,1	0,1	0,1	2,5	1,5
Máximo	563,4	117,8	6221,7	477,9	3.181,7	1.031,9
Média	2,2	1,6	9,8	6,1	26,6	29,6
Mediana	1,3	1,1	3,7	2,3	16,6	18,9
Desvio Padrão	3,8	1,8	42,2	14,5	41,4	28,6
Percentil 5	0,3	0,3	0,4	0,3	5,1	3,2
Percentil 95	5,7	4,9	32,6	24,7	95,7	87,1
Número de dados válidos	78.105	42.935	78.105	42.935	78.105	42.935

A Tabela 5 apresenta valores medianos das concentrações de PM_{2.5} e PM₁₀, para diversos estudos que utilizaram bicicletas para recolha de dados de qualidade do ar, semelhantes a este. Apenas um dos estudos (KRECL et al., 2019) teve sua campanha durante o período de inverno. Em relação à NP, a comparação com outros estudos é mais difícil, principalmente utilizando a mesma metodologia de medições móveis, devido à escassez de monitorizações realizadas com equipamentos que possuam corte inferior em 0,3 µm, sendo que outros estudos geralmente utilizam equipamentos capazes de detetar partículas a partir de 0,01 µm.

Mesmo quando comparamos os nossos resultados com estudos que utilizaram equipamentos com tamanho de corte inferiores iguais ou similares ao deste trabalho, o nosso estudo mostra baixas concentrações de NP, com médias em torno de 27 # cm⁻³ para dias úteis. Kim et al., (2017) realizaram medições de NP entre 0,3 µm e 10 µm em estações de metro na Coreia, encontrando uma concentração média de 400 # cm⁻³. Agarwal e Nagendra (2016), encontraram concentrações de 70 # cm⁻³ (0,3 µm – 22,5 µm) para uma sala de aula num piso térreo, localizada em Chennai, Índia. Concentrações médias elevadas para partículas entre 0,3 µm e 3 µm (965 # cm⁻³) foram observadas para uma cidade

em Israel, com um fluxo rodoviário variando entre 300 e 2000 veículos por hora (SHAFRAN-NATHAN et al., 2019).

Este estudo revelou que a exposição ao PM em Bragança é baixa, em comparação com outras cidades do mundo para dias úteis. Cabe ressaltar que Bragança é a menor cidade entre os estudos apresentados, em termos populacionais e territoriais, o que pode contribuir para os níveis baixos de poluentes. Liu et al. (2018) investigou como os atributos e as formas urbanas estavam relacionadas com concentrações de PM_{2.5} para 83 cidades chinesas, chegando a conclusões em que as maiores concentrações de material particulado estão relacionadas com o aumento da dimensão das cidades e da área total construída.

Tabela 5 - Comparação das concentrações de PM_{2.5}, PM₁₀ e NP mensuradas com auxílio de bicicletas em dias de semana para várias cidades do mundo.

Poluente	Cidade	Concentração [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Comentários	Referência
PM _{2.5} [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Bragança, Portugal	^b 1,7 e 0,9	Manhã e Tarde	Este estudo
	Vienna, Áustria	^b 9,5	Manhã	Strasser et al. (2018)
	Münster, Alemanha	^c 4,7 e 4,3	Via de alto e baixo tráfego veicular	Carreras et al. (2020)
	Vancouver, Canadá	^b 5,5 e 4,4	Centro da cidade e Rota residencial	Cole et al. (2018)
	Rotterdam, Holanda	^b 27	Manhã	Okokon et al. (2017)
	Curitiba, Brasil	^a 43,7 e 22,1	Manhã e Tarde	Krecl et al. (2019)
	Londrina, Brasil	^b 5,5 e 6	Manhã e Tarde	Targino et al. (2016)
	Minneapolis, EUA	^a 10,9 e 9,4	Manhã e Tarde	Hankey e Marshall (2015)
PM ₁₀ [$\mu\text{g m}^{-3}$]	Bragança, Portugal	^b 5,4 e 2,4	Manhã e Tarde	Este estudo
	Vienna, Áustria	^b 16,7	Manhã	Strasser et al. (2018)
	Vancouver, Canadá	^b 11 e 8,8	Centro da cidade e Rota residencial	Cole et al. (2018)
	Rotterdam, Holanda	^b 30	Manhã	Okokon et al. (2017)

^a Valores médios

^b Valores medianos

^c Mensurado com o mesmo OPS deste estudo

As correlações lineares entre os pares $PM_{2.5}$ -NP e $PM_{2.5-10}$ - NP evidenciaram baixos valores de r^2 , onde o p -valor encontrado foi menor que 0,05 para ambas correlações. A Figura 13 apresenta os diagramas de dispersão entre as concentrações medianas extraídas a partir dos polígonos para as rotas percorridas. Hankey e Marshall (2015) mostraram que as agregações das concentrações em segmentos aumentaram significativamente a correlação entre os poluentes, reduzindo os problemas relacionados com a proximidade das medições e a exaustão dos veículos, suavizando a variabilidade e contribuindo para o aumento das correlações.

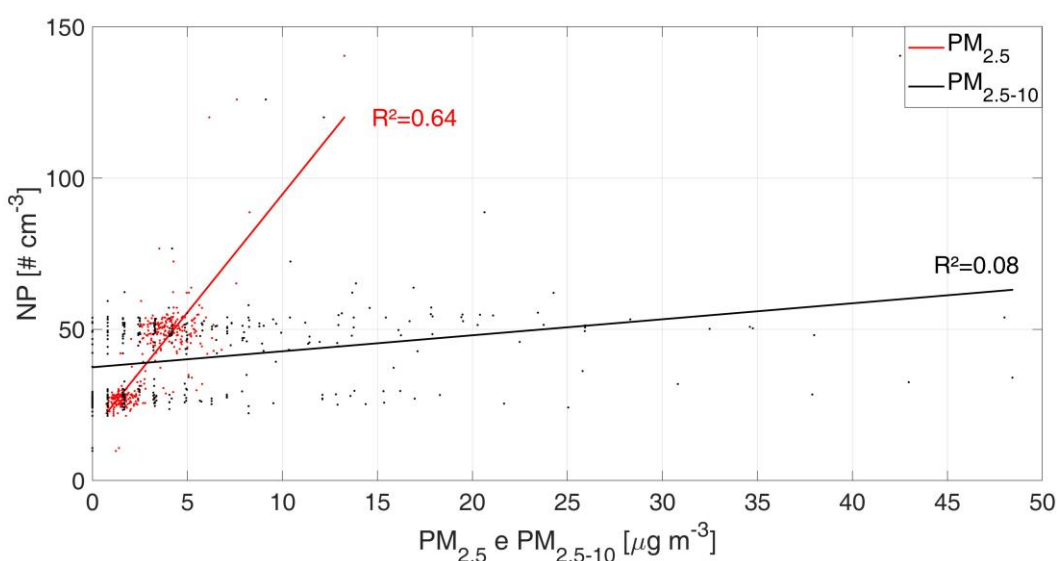


Figura 13 - Correlações lineares e coeficientes de determinação para as concentrações medianas extraídas dos polígonos para as rotas móveis percorridas, em termos de $PM_{2.5}$ e $PM_{2.5-10}$ versus NP.

Em relação à dispersão entre as concentrações medianas extraídas dos polígonos de $PM_{2.5}$, PM_{10} e NP, o coeficiente de determinação mais elevado foi entre NP e $PM_{2.5}$ ($r^2= 0,64$), enquanto as correlações entre NP e $PM_{2.5-10}$ foram baixas, com $r^2= 0,08$.

A Figura 14 mostra as distribuições acumuladas em termos de massa e do número de partículas, para um dia de semana (01/06/2020). Observa-se claramente como as partículas menores não contribuem para a concentração mássica, mas sim para a concentração numérica. A concentração em número de partículas para o primeiro intervalo (0,3 μm – 0,3741 μm) é de 111000 #, com a respetiva concentração em massa de 2.253 $\mu g m^{-3}$. Já para o último intervalo

(8,031 μm – 10 μm) observa-se um total de 35 # que representam 13920 μg de massa acumulada.

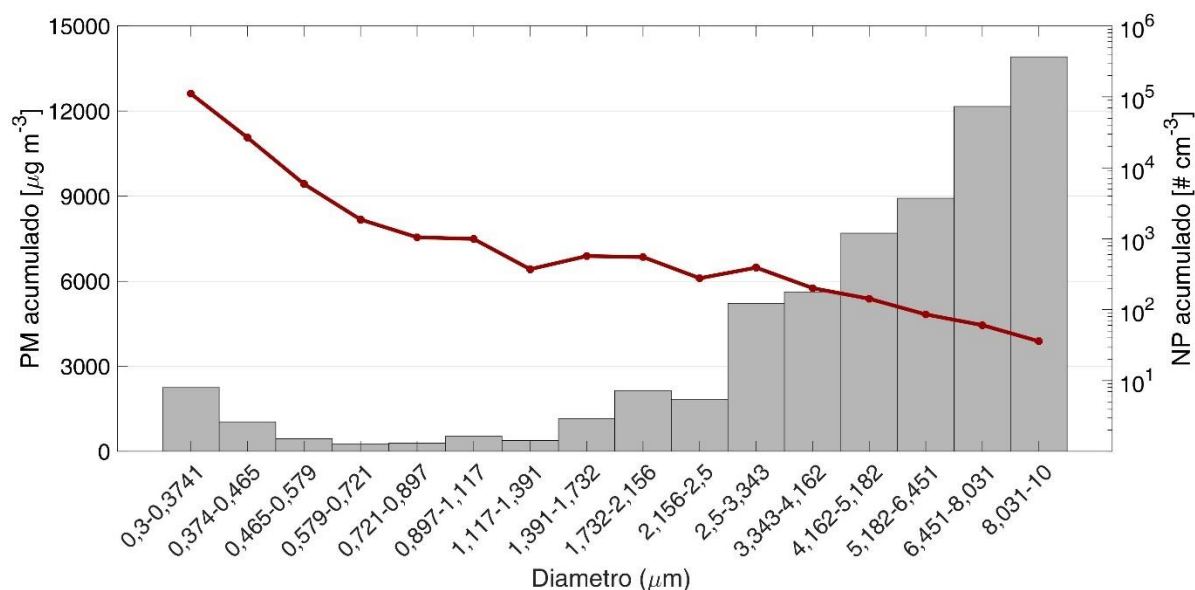


Figura 14 - Distribuição acumulada da concentração em massa (barras cinzas) e em número de partículas (linha vermelha), durante um dia de amostragem móvel (01/06/2020), para cada intervalo de tamanho de partícula.

As concentrações de PM em geral apresentam fraca correlação com o fluxo de tráfego rodoviário, como mostrado por Kendrick et al. (2015), onde as medições realizadas em Portland, EUA, não demonstraram distribuição bimodal correlacionada com o tráfego, sendo que a falta desse padrão nas distribuições é consistente com a falta de uma forte relação entre os volumes de tráfego local e as concentrações de PM, estando essas concentrações mais relacionadas com condições meteorológicas e fontes regionais. Além disso, esses eventos podem estar relacionados com a formação de partículas que contribuem pouco para a massa de PM, o que pode causar baixas correlações.

4.4 ANÁLISES ESPÁCIO-TEMPORAIS DOS NÍVEIS DE PARTÍCULAS

4.4.1 Padrão espaço-temporal das concentrações de partículas

Como exemplo da monitorização móvel, a Figura 15a mostra as concentrações médias de 10 segundos para $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} e NP, medidas na manhã do dia 05 de junho de 2020, juntamente com os eventos relevantes que

foram registados via áudio durante a medição. A Figura 15b ilustra o comportamento espaço-temporal das concentrações de PM_{10} reportadas no painel superior. Os três parâmetros apresentam uma elevada variabilidade, sendo que as concentrações variaram em questão de poucos segundos e num curto espaço. Por exemplo, entre as 09h23min20s e 9h23min30s foram percorridos cerca de 25 metros próximos a um canteiro de obras (IV), onde as concentrações de $PM_{2.5}$, PM_{10} e NP subiram de $2,7 \mu g m^{-3}$ para $9,1 \mu g m^{-3}$, de $24,5 \mu g m^{-3}$ para $105,4 \mu g m^{-3}$, e de $12,7 \# cm^{-3}$ para $23,8 \# cm^{-3}$, respetivamente.

Os algarismos romanos I e VII identificados na Figura 15b são referentes aos períodos de início e término da rota e, como identificado na série temporal, os picos com concentrações mais elevadas foram encontrados nesses locais. As maiores concentrações de PM foram ligadas às construções e reparos nas vias e pavimentos (I, III, IV e VII). Os canteiros de obras são responsáveis por gerar elevadas concentrações de material particulado no ar circundante, sendo considerados uma das principais fontes de emissão de poeira urbana. A exposição ao PM durante a fase inicial das construções é muito elevada, devido a uma diversidade de atividades e pelo uso intenso de maquinário, como escavadoras, rolos compressores e carregadeiras (AHMED E AROCHO, 2019).

Além da emissão de poluentes pelo escape dos veículos, a intensidade e o fluxo rodoviário contribuem significativamente para a concentração ambiente em termos de PM, através da abrasão de pneus, da superfície da estrada e por processos de ressuspensão de partículas (PANT e HARRISON, 2013). A ressuspensão da poeira nas vias urbanas não contribui apenas para o aumento da concentração de partículas grossas (PM_{10}), mas contribui também para o incremento da concentração de partículas finas ($PM_{2.5}$).

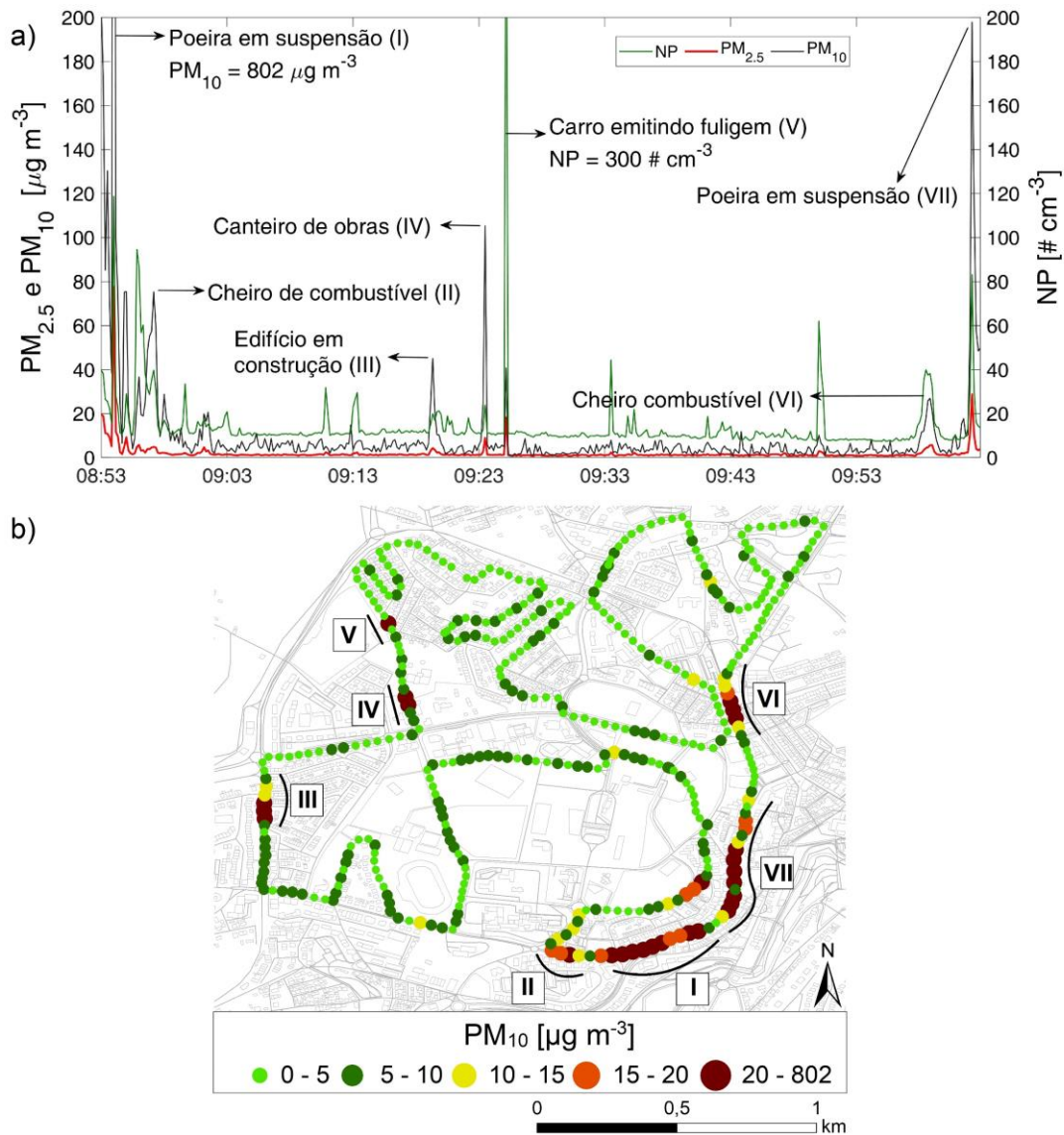


Figura 15 – a) Série temporal das concentrações de NP, PM_{2.5} e PM₁₀, medidas ao longo da rota A, b) distribuição espacial das concentrações de PM₁₀. Os algarismos romanos indicam os picos de PM₁₀ ligados a eventos observados durante a medição.

O pico mais elevado de NP foi de 300 $\# \text{cm}^{-3}$ (ponto V), associado a um automóvel que passou muito próximo à bicicleta, emitindo fumaça pelo escape. As concentrações de PM₁₀ e PM_{2.5} acompanharam esse pico, sendo que a razão entre esses dois poluentes (PM_{2.5}/PM₁₀) para o ponto V foi de 0,45, enquanto para os eventos I, IV e VII (poeira suspensa no ar) a mesma relação foi de 0,09, 0,08 e 0,14, respetivamente. A indicação é de que as concentrações mais elevadas de NP para o evento V foram devido às partículas finas oriundas da combustão.

4.4.2 Distribuição espacial das concentrações de $PM_{2.5}$, PM_{10} e NP

A Figura 16 mostra os mapas das medianas das concentrações de partículas ao longo das duas rotas, separados por dias úteis e domingos, uma vez que o fluxo automóvel é um fator chave que afeta as concentrações de poluentes gasosos e particulados (BIGAZZI e FLIGLIOZZI, 2014). O painel superior ilustra a distribuição espacial das concentrações de $PM_{2.5}$, PM_{10} e NP para dias úteis, enquanto que o painel inferior retrata a distribuição espacial das concentrações de poluentes para os domingos. As rotas de medição foram percorridas seguindo a ordem alfabética ilustrada nos mapas (de A a O).

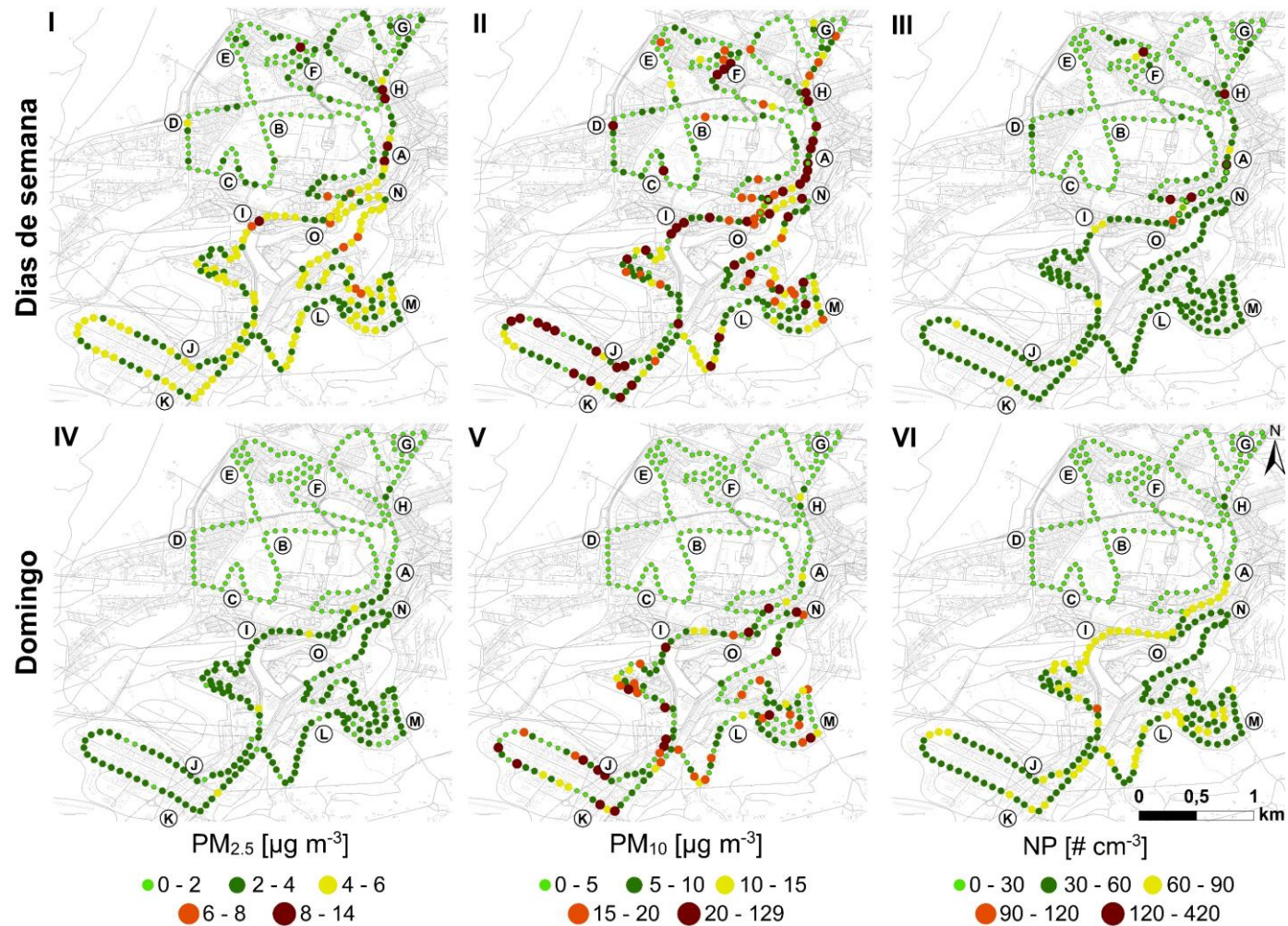


Figura 16 - Distribuição espacial da mediana das concentrações agregadas de PM_{2.5}, PM₁₀ e NP para todos os dias de monitorização, divididos em dias de semana e domingos (painel superior e inferior, respetivamente). Cada ponto colorido é referente à mediana agregada.

4.4.2.1 Concentração em massa de partículas

De forma geral, as concentrações de PM foram mais elevadas em dias úteis (I e II) do que nos domingos (IV e V). No entanto, é possível observar concentrações elevadas no painel V, como por exemplo no ponto O ($47,5 \mu\text{g m}^{-3}$) e no ponto J ($35,2 \mu\text{g m}^{-3}$), onde os níveis de PM_{10} são de 7 a 9 vezes superiores relativamente aos encontrados entre os troços de B a G. As concentrações de PM_{10} estão relacionadas principalmente com contribuições advindas de processos mecânicos e processos de ressuspensão atmosférica.

É possível identificar valores elevados de PM para o painel I e II, com concentrações de $14,7 \mu\text{g m}^{-3}$ para $\text{PM}_{2.5}$ e $76 \mu\text{g m}^{-3}$ para PM_{10} , no interior de um túnel (H), de aproximadamente 210 metros de extensão, que possui ruas inclinadas na sua entrada (15%) e planas no seu interior. Durante os períodos de observação, em ambas as vias circulavam cerca de 500 veículos por hora. Como os túneis são estruturas tubulares, parcialmente ou totalmente fechadas, a má dispersão dos poluentes no seu interior deteriora a qualidade do ar. O fluxo de ar dentro do túnel é governado por diversos fatores, como as diferenças de pressão entre os portais do túnel, a diferença de temperatura entre os escapes dos veículos e o ar circundante, e o efeito pistão induzido por veículos em movimento (ASHRAFIET et al., 2012).

Concentrações elevadas de $\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10} (medianas de $12 \mu\text{g m}^{-3}$ e $129 \mu\text{g m}^{-3}$, respetivamente) foram observadas ao passarmos por um cânion urbano (A). Atividades temporárias de construção ocorriam numa faixa extensiva da Avenida Sá Carneiro (Interior do cânion, cerca de 150 m), onde foram reportados pelo ciclista eventos de acumulação evidente de poeira. As concentrações de PM_{10} mantiveram-se elevadas ($75 \mu\text{g m}^{-3}$) para um cânion urbano menor, localizado em F. A única evidência observada para esse local era referente a uma intervenção numa residência. Concentrações elevadas de PM_{10} ($24 \mu\text{g m}^{-3}$) foram encontradas num local inesperado, nas proximidades de C, indicada pelo círculo vermelho no painel II. Trata-se de um troço residencial com baixo fluxo rodoviário, situado ao lado do estádio de futebol da cidade, onde atividades de manutenção da área gramada, próximas da rua, são realizadas com maquinaria específica. A rua possui uma rotunda no seu início, utilizada para alterar o

sentido na avenida principal. Nas proximidades da rotunda foram identificados dois restaurantes, que, por sua vez, podem contribuir para o aumento das concentrações em resultado de vários fatores como as emissões causadas pelas atividades de confeção de alimentos.

Foram encontradas concentrações medianas de $PM_{2.5}$ entre 4 e $8 \mu g m^{-3}$ e de PM_{10} entre 10 e $20 \mu g m^{-3}$, ao pedalar próximo à ciclovia (D), numa zona residencial. Os valores mais elevados para $PM_{2.5}$ e PM_{10} surgiram junto a um edifício em construção ao lado oposto do percurso. O edifício em questão encontrava-se num estágio intermédio de construção, onde era evidente a ressuspensão de poeira a partir da movimentação de maquinaria nas delimitações da construção sobre um solo não asfaltado.

A Avenida Sá Carneiro (de A até I) possui diversos pontos com concentrações de $PM_{2.5}$ na faixa média, variando de $2,2 \mu g m^{-3}$ até $11,4 \mu g m^{-3}$, sendo que as concentrações mais elevadas estão localizadas nas proximidades de I, após passar por um ponto de semáforo localizado em O. O modo de condução próximo a semáforos é caracterizado geralmente pela desaceleração e aceleração, que contribuem para o aumento das emissões de escape do veículo (HAUSBERGER et al., 2009). Concentrações de $PM_{2.5}$ de $18 \mu g m^{-3}$ e de PM_{10} de $71 \mu g m^{-3}$ foram encontradas no ponto I, nas proximidades de um posto de combustível, onde trafegam aproximadamente 1.160 veículos ligeiros e 34 veículos pesados por hora, sendo o ponto de contagem com maior fluxo rodoviário da cidade.

No troço de O até I a velocidade de condução dos motoristas já não é limitada aos $30 km h^{-1}$ como no troço de H até O. Processos mecânicos, como o desgaste do asfalto, são mais característicos quando a velocidade de condução tende a ser maior e o tráfego de veículos pesados mais frequente. Nesse sentido, concentrações de PM_{10} próximas ao $50 \mu g m^{-3}$ são observadas em diversos pontos da zona industrial (J até K), onde o fluxo de veículos pesados é mais constante.

Vale ressaltar que foram encontradas concentrações baixas de $PM_{2.5}$ ($1,5 \mu g m^{-3}$) e PM_{10} ($2,3 \mu g m^{-3}$) no entorno do parque da Braguinha (G), próximo à rua principal, onde há um espaço verde cercado e dominado por árvores

individuais. Também foram observadas baixas concentrações de partículas em locais que possuem terrenos no entorno sem construções e sem obstáculos para dispersão de poluentes, como à esquerda do ponto B ($1,2 \mu\text{g m}^{-3}$ de $\text{PM}_{2.5}$ e $2,6 \mu\text{g m}^{-3}$ para PM_{10}), em E ($0,8 \mu\text{g m}^{-3}$ de $\text{PM}_{2.5}$ e $2,8 \mu\text{g m}^{-3}$ para PM_{10}) e no ponto L ($3,1 \mu\text{g m}^{-3}$ de $\text{PM}_{2.5}$ e $4,8 \mu\text{g m}^{-3}$ para PM_{10}). Concentrações baixas foram registadas para PM_{10} num bairro residencial localizado em M ($2,6 \mu\text{g m}^{-3}$), o qual apresenta um fluxo de veículos restrito a moradores da região. As concentrações mais baixas nesses locais podem provavelmente ser explicadas pelo baixo fluxo rodoviário, ausência de estruturas que dificultam a dispersão de poluentes e pela falta de fontes ou atividades poluidoras nas proximidades.

4.4.2.2 Concentração em número de partículas

As concentrações de número de partículas revelaram padrões diferentes em relação à concentração em massa. Alguns pontos com elevadas concentrações do número de partículas (painel III e VI) coincidiram com pontos de elevada concentração de massa, como para o trecho A, F, H e nas proximidades de O. As concentrações mais elevadas foram encontradas para dias úteis, no trajeto H ($420 \# \text{cm}^{-3}$) e A ($410 \# \text{cm}^{-3}$), no interior do túnel e do cânion urbano, respetivamente.

Como o equipamento tem um corte inferior de $0,3 \mu\text{m}$, não conseguimos observar de forma tão evidente o gradiente das concentrações de NP ao longo dos trajetos, onde as concentrações se tornaram homogêneas por longos períodos. Todavia, foi possível observar em O e na sua proximidade a prevalência de concentrações elevadas em comparação com os demais pontos analisados, com concentrações alcançando até $126 \# \text{cm}^{-3}$, nas proximidades de um semáforo.

A diferença observada para as concentrações de NP está relacionada a um aumento substancial das concentrações de forma geral aos domingos em relação aos dias úteis, mais especificamente nos trajetos percorridos de I a O. Após uma inspeção mais cuidadosa das concentrações em número de partículas, foi observado que no dia 31 de maio (domingo) as concentrações foram superiores a todos os outros domingos, em que a concentração mediana

alcançou 57 \# cm^{-3} , em contrapartida, as medianas para os demais domingos variaram entre 3 e 15 \# cm^{-3} . A hipótese para os resultados encontrados no dia 31 é de que os ventos vindos do sul podem ter contribuído para o aumento das concentrações. A região sul do local possui inúmeras propriedades sem construções evidentes, com solo seco e exposto (não asfaltado), de fácil ressuspensão. Entretanto, cabe ressaltar que os baixos valores encontrados em função do corte inferior do OPS não são capazes de representar a realidade das distribuições numéricas para ambientes urbanos.

4.5 RELAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE PARTÍCULAS COM CARACTERÍSTICAS URBANAS E FONTES DE EMISSÃO

4.5.1 Relação entre o número de veículos e material particulado

Para investigar a relação entre as concentrações de partículas e o fluxo rodoviário, foram calculadas as medianas das concentrações de $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} e NP utilizando *buffers* sobre cada ponto de contagem de tráfego automóvel. Diferentes raios foram testados para os *buffers*, desde 20 m até 100 m, sendo que não foram observadas diferenças estatisticamente significativas para um nível de significância de 0,05 (teste de Mann-Whitney) entre as medianas das concentrações para os diferentes raios de buffer. Dessa forma, escolhemos buffers com raio de 100 m, uma vez que um raio muito pequeno pode não capturar dados suficientes para a análise, e buffers com raios excessivamente grandes podem sobrepor-se uns aos outros.

A Figura 17 ilustra a relação entre o número total de veículos e a mediana da concentração para cada fração da concentração em massa e para a concentração em número. Cálculos do *p*-valor e do coeficiente de determinação foram realizados para as correlações entre cada poluente com o número total de veículos e veículos pesados. Somente NP apresentou uma associação significativa com o número de veículos pesados, com um $r^2 = 0,35$. Para o número total de veículos foram encontradas associações significativas para $\text{PM}_{2.5}$ e NP, já PM_{10} o *p*-valor foi superior ao nível de significância, inferindo que PM_{10} e veículos não estão associados diretamente. As correlações mais fortes foram encontradas associando os poluentes com o número total de veículos, $\text{PM}_{2.5}$ e

NP apresentaram $r^2= 0,44$ e $r^2= 0,61$ respetivamente. Sahanavin et al. (2018) determinou a relação entre as concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} com o tráfego rodoviário, utilizando uma modelação de *path analysis*, onde encontrou valores de r^2 mais elevados para áreas fechadas ($r^2=0,60$; $r^2= 0,42$) do que para áreas abertas ($r^2= 0,13$; $r^2= 0,20$) em termos de $PM_{2.5}$ e PM_{10} , respetivamente.

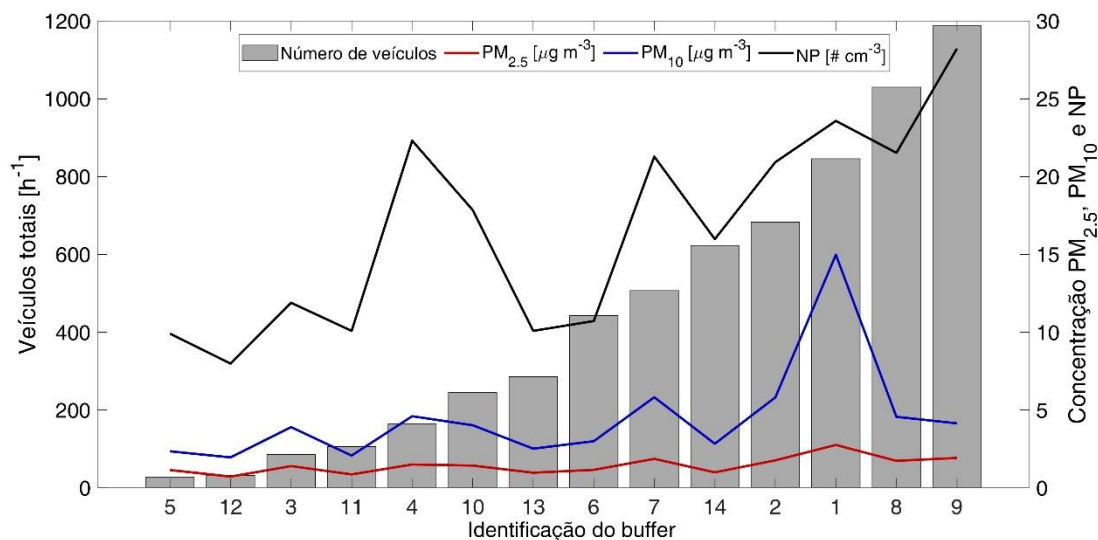


Figura 17 - Relação entre o número total de veículos para cada ponto de contagem (ID buffer referente a Figura 10) e as medianas das concentrações para cada parâmetro.

É possível ver uma tendência positiva entre NP e o número total de veículos, mesmo com *buffers* que afetam essa relação (1, 4 e 7). Já para PM a falta de dependência é mais evidente. Por exemplo, as concentrações de $PM_{2.5}$ variaram pouco (entre 0,7 e 2,7 $\mu g m^{-3}$).

A concentração mediana mais elevada de PM_{10} (14,98 $\mu g m^{-3}$) pode ser observada para o ponto de identificação (ID) 1, numa avenida com estrutura de cânion bem movimentada na cidade, e onde se registaram diversas atividades temporárias de construção durante as monitorações. Já para o ID 9, o qual possui o maior fluxo automóvel total para os pontos de contagem, as concentrações de PM diminuíram em relação ao ID 1, sendo caracterizado por uma área aberta, sem obstruções evidentes na dispersão de poluentes. Porém, as concentrações de NP para esse ponto (ID 9) foram as mais elevadas (28,23 $\# cm^{-3}$).

Como não há uma relação forte entre a concentração de PM e o número de veículos, sendo substancialmente mais expressiva em termos de NP, sugere-se que o tráfego local não é a principal fonte para as concentrações mássicas de PM, mas têm maiores influências na concentração numérica de NP. A correlação das concentrações com os veículos pode ter sido baixa em detrimento das limitações nos pontos de contagem e no número de amostragens realizadas.

4.5.2 Autocorrelação espacial

Utilizamos a autocorrelação espacial (*Global Moran's I*) para investigar as concentrações ambientes de poluentes na área de estudo. Os padrões encontrados para as emissões de PM_{2.5} (valor de $z = 2,15$; valor de $p = 0,014$) e PM₁₀ (valor de $z = 5,12$; valor de $p = 0$) foram do tipo agrupados. Dados os valores de z para PM_{2.5} e PM₁₀, há menos de 5% e 1% de probabilidade, respectivamente, de que o padrão agrupado possa ser devido à uma distribuição aleatória. Já para NP encontramos valores de $z = -1,46$ e $p = 0,14$, sendo classificado como uma distribuição do tipo aleatória. Em termos de PM_{2.5} e PM₁₀, esses resultados indicam que as concentrações mais elevadas estão próximas de zonas com emissões mais elevadas na sua vizinhança, dentro dos limites encontrados na cidade, e provavelmente existem locais específicos que podem contribuir significativamente para os níveis e agrupamentos encontrados, como a zona industrial e onde ocorrem as atividades de construção. O contrário acontece para NP, onde não é possível rejeitar a hipótese nula. As distribuições espaciais dos valores de NP indicam processos espaciais aleatórios, em que os resultados apresentados possam ser representativos para um dos muitos padrões espaciais possíveis de ocorrerem dentro da aleatoriedade espacial.

A Figura 18 identifica os aglomerados encontrados a partir das medianas das concentrações para cada parâmetro, sendo classificados a partir das suas relações.

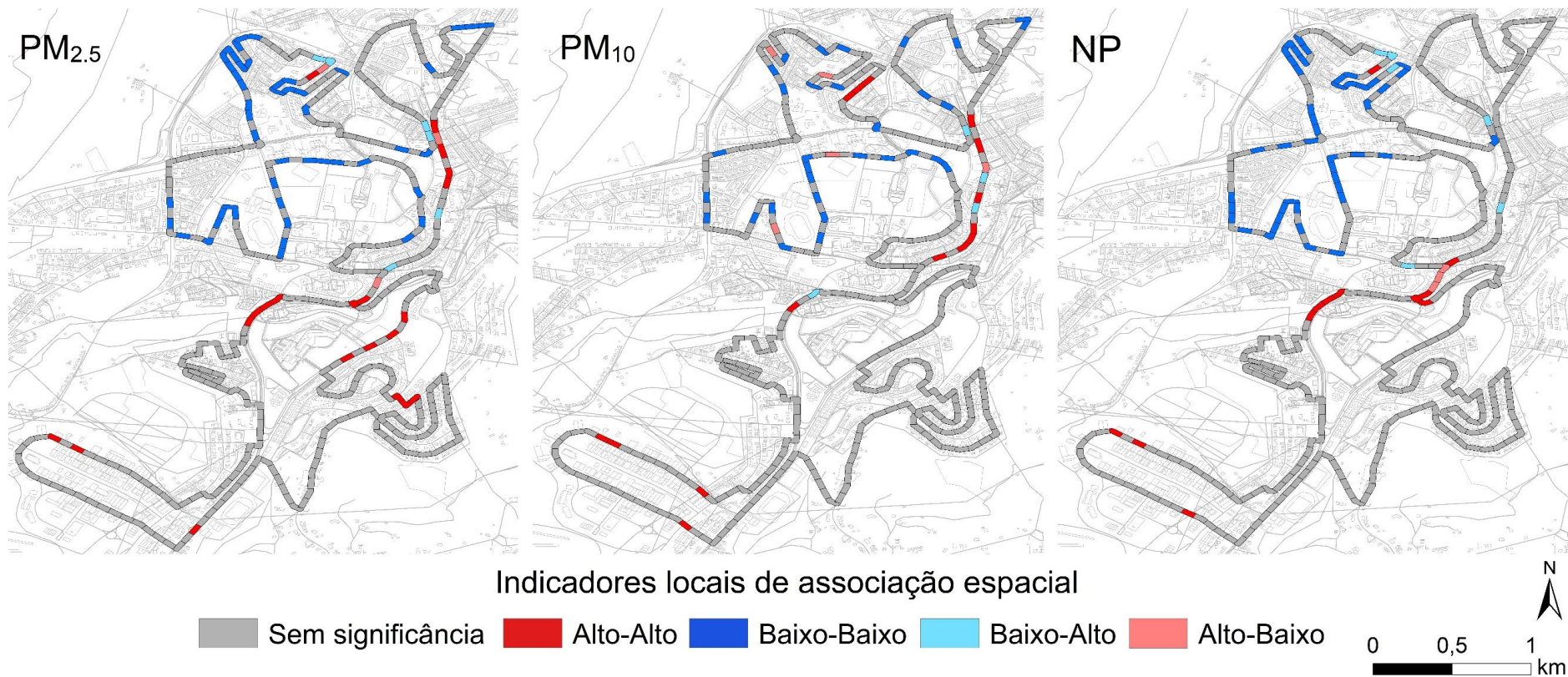


Figura 18 - Mapas de indicadores locais de associação espacial (LISA) a partir das medianas das concentrações para cada polígono.

Nos mapas de indicadores locais de associação espacial para concentrações de material particulado, os agrupamentos AA constituíram aproximadamente 5% de todo o trajeto, enquanto BB representou cerca de 11% para a mesma área. Em termos gerais podemos observar que os padrões AA se assemelham muito com as relações encontradas para a Figura 16 (painel superior), mais especificamente para os pontos A, F, H, I, O e para o perímetro da zona industrial compreendida entre J e K, em termos de concentração de $PM_{2.5}$ e PM_{10} , sendo as principais contribuições advindas de atividades temporárias de construção, processos mecânicos causados por veículos automotores, e estruturas urbanas como o cânion e o túnel. Por outro lado, é possível notar que o agrupamento BB se concentrou na parte superior dos mapas, ocorrendo nas proximidades de áreas verdes (parques), de locais isentos de atividades de construção temporária, e que não estejam localizados na presença de estruturas urbanas que inibam a dispersão de poluentes.

4.5.3 Proporções entre $PM_{2.5}/PM_{10}$

A razão entre as concentrações de $PM_{2.5}$ e de PM_{10} pode ser utilizada como um parâmetro na caracterização das fontes de poluição de partículas, sendo que a proporção entre os poluentes indica qual é a fração de PM que está dominando determinado ambiente (SPERANZA et al., 2014). A figura 19 ilustra a dispersão dessa relação (painéis à esquerda) e suas distribuições espaciais (painéis à direita). O painel a) representa a dispersão entre os parâmetros de qualidade do ar, utilizando dados instantâneos para os dias úteis, enquanto o painel c) mostra os mesmos parâmetros para os fins de semana. O painel b) ilustra as medianas das concentrações para dias úteis, com base nos valores da razão entre $PM_{2.5}/PM_{10}$, já o painel d) para os fins de semana.

Os valores da razão $PM_{2.5}/PM_{10}$ foram classificados em cinco intervalos distintos. A cor vermelha representa uma alta proporção de $PM_{2.5}/PM_{10}$ ($> 0,8$), indicando a dominância de partículas finas. Por outro lado, a cor azul mostra os valores para a razão que estão abaixo de 0,2, indicando que a dominância da poluição por material particulado é advinda das partículas grossas. As cores

violeta (intervalo de 0,2 – 0,4), verde (intervalo de 0,4 – 0,6) e amarelo (intervalo de 0,6 – 0,8) representam as relações mais moderadas entre $PM_{2.5}$ e PM_{10} .

As ocorrências mais prevalentes na distribuição dos dados dos painéis a) e c) estão ligadas ao intervalo superior ($PM_{2.5}/PM_{10} > 0,8$) e inferior ($PM_{2.5}/PM_{10} < 0,2$). Para o painel a), 32% dos dados são referentes ao intervalo superior, enquanto 24% são ligados ao intervalo inferior. Já o painel c) temos para o painel superior e inferior uma percentagem de 45% e 18%, respetivamente. Os resultados indicam uma contribuição de partículas finas mais evidente para os finais de semana (Figura 19d), enquanto há uma grande variabilidade para os dias úteis, ilustrando proporções flutuantes e dependentes do ambiente e das fontes de emissão. Um estudo realizado em Makkah, Arábia Saudita, reportou proporções médias de $PM_{2.5}/PM_{10}$ de 0,62, revelando efeitos de tráfego, construção e atividades de demolição, enfatizando o efeito dos parâmetros meteorológicos sobre as concentrações, como a temperatura e alta velocidade do vento, desempenhando papéis vitais na dispersão e transporte de poluentes atmosféricos de um local para outro (MUNIR et al., 2016). A contribuição média de $PM_{2.5}/PM_{10}$ em 20 áreas europeias variou entre 0,39 e 0,74, com os menores valores situados no sul e os maiores na Europa Oriental (EEFTENS et al., 2012). Estudos anteriores mostram a variabilidade da razão $PM_{2.5}/PM_{10}$ de acordo com a sazonalidade, como os achados por Speranza et al. (2016), com valores mais altos ($>0,6$) nas estações mais frias (outono-inverno) e mais baixos ($<0,5$) nas estações mais quentes (primavera-verão). Valores médios de $PM_{2.5}/PM_{10}$ de 0,42 foram encontrados para uma cidade na Grécia, com mínimos (0,29 – 0,35) durante o horário de pico de tráfego rodoviário, em consequência da ressuspensão da poeira de fração grossa da estrada (EVAGELOPOULOS et al., 2006). Os resultados deste estudo mostraram que a proporção média de $PM_{2.5}/PM_{10}$ é de 0,53 e 0,63 para dias úteis e finais de semana, respetivamente, indicando que as partículas finas compõem uma porção mais elevada no PM_{10} .

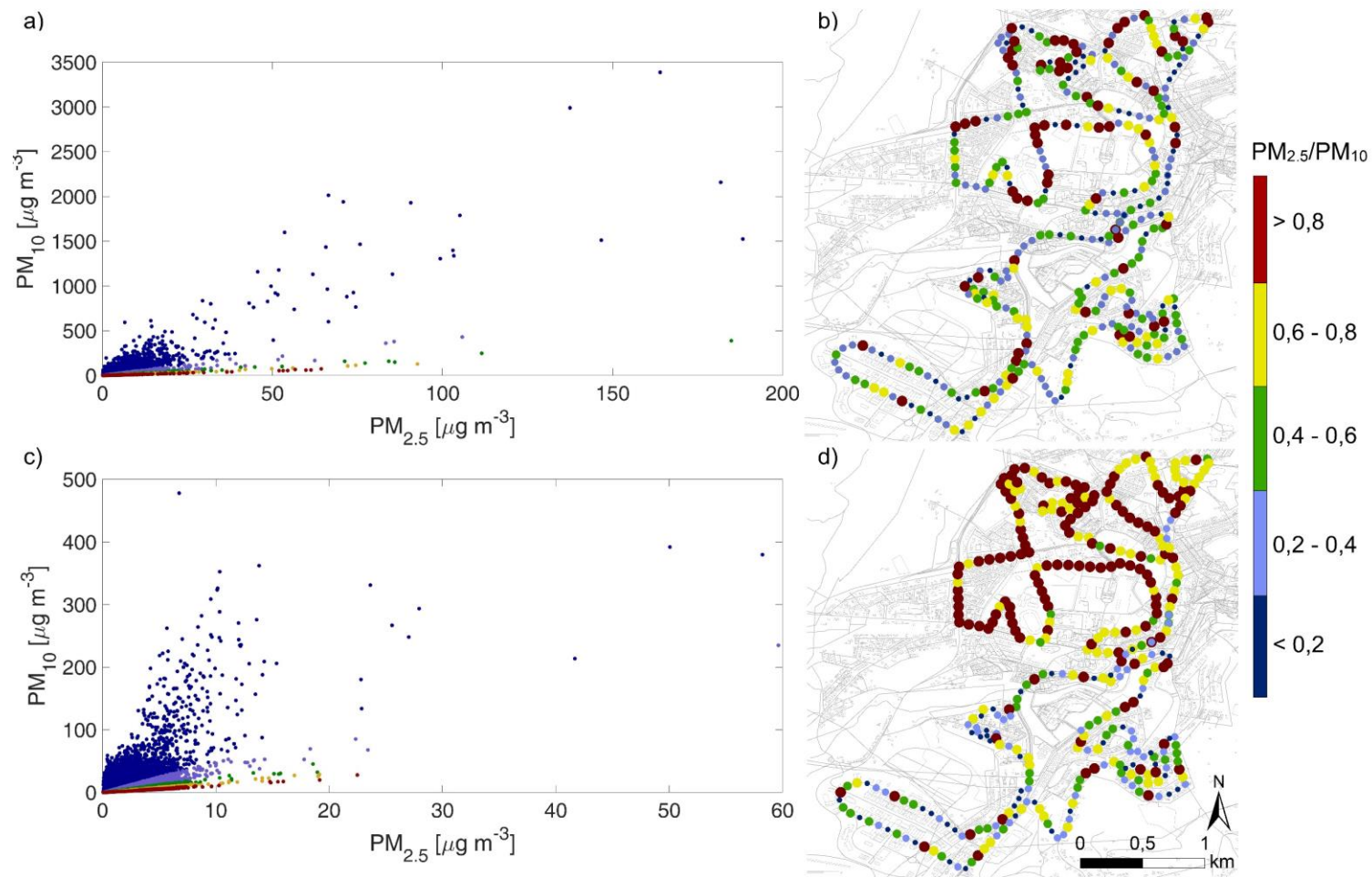


Figura 19 - Razão entre $PM_{2.5}/PM_{10}$, ilustrada nos gráficos de dispersão (a e c) para as concentrações de PM_{10} e $PM_{2.5}$ instantâneas, e através da distribuição espacial no formato de mapas (b e d) a partir das medianas das concentrações.

4.6 ESTRATÉGIAS DE REDUÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE PM

A redução das emissões de partículas poderá ter benefícios multidimensionais, considerando o efeito nocivo da poluição do ar por partículas para a saúde e para o ambiente. Apesar das concentrações médias para a cidade de Bragança serem relativamente baixas, as concentrações instantâneas e agregadas apresentam valores extremamente altos, em especial para PM₁₀, enfatizando a necessidade de ações de mitigação para assegurar a segurança e qualidade de vida da população.

Como pode ser observado neste trabalho, as principais contribuições para as concentrações de PM estão relacionadas com os processos mecânicos do fluxo rodoviário, incluindo possíveis desgastes de travões, do asfalto, de pneus e da ressuspensão de poeira, relacionadas com as atividades de construção e dos locais que possuem estruturas que propiciam o acúmulo de poluentes.

As medidas de mitigação e atenuação dos efeitos negativos relacionados com os poluentes atmosféricos, como no caso do PM, podem se concentrar na separação das fontes, propondo alternativas de implementação direcionadas para a redução das emissões. Ao nível do setor de transporte, apesar do avanço tecnológico no desenvolvimento de remoção de PM e outros poluentes, através da nanotecnologia (MERKISZ e PIELECHA, 2015), a escolha de combustíveis mais limpos podem reduzir extremamente as emissões (locais) de partículas atmosféricas (IMHOF *et al.*, 2005). Medidas adicionais são necessárias para a gestão e controlo da qualidade do ar, incluindo maior rigor nas inspeções periódicas de veículos, substituição e modernização da frota e o incentivo ao uso de carros elétricos.

Vários estudos reportaram o impacto da utilização de árvores e plantas em relação a qualidade do ar interno e externo (ISAIFAN *et al.*, 2018; TONG *et al.*, 2017), provando ter impactos positivos em relação ao ecossistema. Maher *et al.* (2013) estudaram o impacto da plantação de uma linha de árvores em frente às residências, observando reduções de mais de 50% em termos de PM. Promover a criação ou continuidade de espaços verdes é uma das formas de auxiliar para a redução da poluição atmosférica em centros urbanos, no entanto, o espaço tem-se tornado cada vez mais escasso nas cidades, havendo

limitações para a implementação de arborização urbana. Neste sentido, a implantação de telhados verdes é uma alternativa viável para remoção de poluentes atmosféricos (YANG *et al.*, 2008).

As atividades de construção puderam ser observadas em diferentes zonas da cidade, com diferentes extensões e maquinarias utilizadas. A produção e ressuspensão de partículas nesses locais pode ser reduzida com a adoção de medidas de construção adequadas, como o fechamento ou isolamento do local com estruturas temporárias, efetuando a manutenção, reparo e limpeza adequada das máquinas de construção, estipulando velocidades mínimas de tráfego rodoviário no local e pulverização de água quando necessário (EL-FADEL e MASSOUD, 2000).

Para uma gestão adequada da qualidade do ar é necessário a definição de um conjunto de objetivos e prioridades em termos de política ambiental. A integração dos diversos setores é importante para identificar opções de redução tecnicamente viáveis e definir os instrumentos necessários para apoiar a sua implementação. Salienta-se também, a importância de estudos desenvolvidos na escala intraurbana, como esta dissertação, para a obtenção de informações relevantes quanto às fontes e suas contribuições para as concentrações ambiente, podendo ser utilizadas na definição e orientações de medidas mitigadoras.

5 CONCLUSÃO

Este estudo de monitorização móvel das concentrações de material particulado usando medições em bicicletas é pioneiro em Portugal. Os resultados deste trabalho evidenciaram a grande variabilidade espaço-temporal durante a primavera para diferentes zonas da cidade. Essa variabilidade está ligada com os tipos de atividades desenvolvidas, proximidade das fontes de emissões e estruturas urbanas.

A análise das concentrações de PM permitiu identificar que durante os dias úteis a média de $PM_{2.5}$ e PM_{10} foi superior em relação aos finais de semana, em cerca de 1,4 e 1,6 vezes, respetivamente, sendo coerente com os dados apresentados na literatura. Em termos de NP, a média para os finais de semana ($29 \pm 27 \text{ \# cm}^{-3}$) foi ligeiramente superior aos dias úteis ($26 \pm 41 \text{ \# cm}^{-3}$), entretanto as concentrações mais elevadas (3181 \# cm^{-3}) foram encontradas durante os dias úteis. Devido ao limite inferior de deteção do equipamento ($0,3 \text{ \mu m}$) ser elevado para capturar a maior fração do número de partículas em ambientes urbanos, não foi possível inferir a contribuição do tráfego rodoviário para a exposição da população a esse poluente. Para isso é necessário realizar uma monitorização com um equipamento que consiga detetar partículas menores (e.g. a partir de $0,01 \text{ \mu m}$).

A distribuição espaço-temporal em termos de PM foi altamente variável, e menos característica em relação ao NP. As concentrações medianas de $PM_{2.5}$ e PM_{10} agregadas para os dias úteis, apresentaram variações entre $0,3$ e 14 \mu g m^{-3} e entre $0,8$ e 129 \mu g m^{-3} , respetivamente. Já para NP as distribuições apresentaram um comportamento mais homogêneo, variando entre 2 e 420 \# cm^{-3} , onde as concentrações medianas abaixo de 90 \# cm^{-3} representam cerca de 96% do conjunto de dados agregados. Foi possível observar concentrações instantâneas muito elevadas de PM_{10} ($6200 \text{ \mu g m}^{-3}$), especialmente na Avenida Sá Carneiro, caracterizada como um cânion urbano, onde decorriam diversas atividades temporárias de construção.

As concentrações de $PM_{2.5}$ e PM_{10} foram classificadas a partir dos indicadores locais de associação espacial como agrupadas, enquanto as concentrações de NP foram do tipo aleatórias. Cerca de 5% dos polígonos foram

identificados com relações alto-alto para concentrações de PM, sugerindo que as concentrações nesses troços são geralmente elevadas e podem ter relações com variáveis que contribuam para as concentrações ambiente. As ocorrências de concentrações mais elevadas de PM foram observadas nas proximidades de atividades de construção, semáforos, e em locais onde as estruturas urbanas favorecem a acumulação de poluentes, como no cânion urbano e no interior do túnel. Não foram encontradas fortes relações entre os fluxos rodoviários e as concentrações de PM; no entanto, esse fluxo desempenha um papel importante em termos de ressuspensão de poeira, contribuindo além das emissões de escape para as concentrações ambiente.

Observou-se ainda uma maior contribuição de PM_{2.5} na fração do PM₁₀ durante os finais de semana em relação aos dias úteis, com valores da razão PM_{2.5}/PM₁₀ sendo 0,53 e 0,63, respectivamente. Essa contribuição está em linha com a ausência ou diminuição de fontes durante os finais de semana, especificamente as que contribuem para a fração grossa do PM, como os processos mecânicos.

Com esses resultados é possível concluir que embora Bragança seja considerada uma cidade pequena e as concentrações médias não sejam tão elevadas, quando comparada com outras zonas urbanas objeto de estudos técnico-científicos, existem diversos troços e zonas na cidade extremamente poluídas, relacionadas com as atividades e estruturas circundantes. Dessa forma, uma parte da população que passa por esses locais está sujeita a elevada exposição a poluentes atmosféricos durante o seu deslocamento ou permanência nos locais.

Realizar um estudo com uma área de abrangência maior e em diferentes épocas do ano seria inviável dentro do prazo da dissertação de mestrado, todavia, o estudo apresentado forneceu informações extremamente relevantes em termos da caracterização da qualidade do ar em diferentes zonas da cidade de Bragança, sendo possível identificar variáveis e atributos urbanos que contribuem para a ocorrência de concentrações elevadas.

A sugestão para trabalhos futuros deve levar em consideração a variação sazonal das concentrações, recomendando-se assim a monitoração em

diferentes épocas do ano, utilizando a metodologia de medições móveis combinadas com estações fixas de monitoração, fornecendo informações importantes de *background* para futuras análises.

No sentido de caracterizar a cidade em termos de poluição atmosférica, um novo estudo poderia adicionar a monitoração de outros poluentes com efeitos nocivos para a saúde humana, como o monóxido de carbono, ozono e óxidos de azoto. Para tal efeito sugere-se ampliar a área de estudo, identificando novas atividades e fatores, a fim de avaliar a exposição pessoal a tais poluentes.

A metodologia de monitorização móvel foi muito satisfatória, porém seria interessante realizar a monitoração avaliando outros tipos de transporte e ou modais ativos diferentes, como a caminhada, permitindo avaliar a exposição da população em situações distintas.

REFERÊNCIAS

Agarwal, N., Nagendra, S. S. 2016. Modelling of particulate matters distribution inside the multilevel urban classrooms in tropical climate for exposure assessment. *Building and Environment*, v. 102, p. 73-82.

Ahmed, S., Arocho, I. 2019. Emission of particulate matters during construction: A comparative study on a Cross Laminated Timber (CLT) and a steel building construction project. *Journal of Building Engineering*, v. 22, p. 281-294.

Allen, A. G., Nemitz, E., Shi, J. P., Harrison, R. M., Greenwood, J. C. 2001. Size Distributions of Trace Metals in Atmospheric Aerosols in the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, v. 35(27), p. 4581-4591.

American Thoracic Society. 2000. What constitutes an adverse health effect of air pollution. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, v. 161(2), p. 665-673.

Anderson, J. O., Thundiyil, J. G., Stolbach, A. 2012. Clearing the Air: A Review of the Effects of Particulate Matter Air Pollution on Human Health. *Journal of Medical Toxicology*, v. 8(2), p. 166-175.

Anselin, L. 1995. Local indicators of spatial association—LISA. *Geographical analysis*, v. 27(2), p. 93-115.

Ashrafi, K., Shafie-pour, M., Kalhor, M., Esfahanian, V. 2012. Numerical simulation of air pollutant distribution in urban tunnels. *Environmental Modeling and Assessment*, v. 17(5), p. 555-564.

Avino, P., Manigrasso, M. 2017. Dynamic of Submicrometer Particles in Urban Environment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24(16), p. 13908–20.

Baldauf, R. W.; Devlin, R. B.; Gehr, P., Giannelli, R., Hassett-Sipple, B., Jung, H., Martini, G., McDonald, J., Sacks, J. D., Walker, K. 2016. Ultrafine Particle Metrics and Research Considerations: Review of the 2015 UFP Workshop. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 13 (11), p. 1054.

Bates, J. T., Fang, T., Verma, V., Zeng, L., Weber, R. J., Tolbert, P. E., Russell, A. G. 2019. Review of acellular assays of ambient particulate matter oxidative potential: methods and relationships with composition, sources, and health effects. *Environmental science & technology*, v. 53(8), p. 4003-4019.

Belis, C. A., F. Karagulian, B. R. Larsen, and P. K. Hopke. 2013. Critical Review and Meta-Analysis of Ambient Particulate Matter Source Apportionment Using Receptor Models in Europe. *Atmospheric Environment*, v. 69, p. 94–108.

Billet, S., Garçon, G., Dagher, Z., Verdin, A., Ledoux, F., Cazier, F., Courcot, D., Aboukais, A., Shirali, P. 2007. Ambient Particulate Matter (PM_{2.5}):

Physicochemical Characterization and Metabolic Activation of the Organic Fraction in Human Lung Epithelial Cells (A549). *Environmental Research*, v. 105(2), p. 212–23.

Boogaard, H., Borgman, F., Kamminga, J., Hoek, G. 2009. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. *Atmospheric Environment*, v. 43, p. 4234–4242.

Brantley, H. L., Hagler, G. S. W., Kimbrough, E. S., Williams, R. W., Mukerjee, S., Neas, L. M. 2014. Mobile Air Monitoring Data-Processing Strategies and Effects on Spatial Air Pollution Trends. *Atmospheric Measurement Techniques*, v. 7(7), p. 2169–83.

Brauer, M., Freedman, G., Frostad, J., Van Donkeelaar, A., Martin, R. V., Dentener, F., Balakrishnan, K. 2016. Ambient Air Pollution Exposure Estimation for the Global Burden of Disease 2013. *Environmental Science & Technology*, v. 50(1), p. 79–88.

Brauer, M., Freedman, G., Frostad, J., Van Donkelaar, A., Martin, R.V., Dentener, F., van Dingenen, R., Estep, K., Amini, H., Apte, J.S., Balakrishnan, K., Barregard, L., Broday, D., Feigin, V., Ghosh, S., Hopke, P.K., Knibbs, L.D., Kokubo, Y., Liu, Y., Cohen, A. 2016. Ambient air pollution exposure estimation for the global burden of disease 2013. *Environmental Science & Technology*, v. 50, p. 79–88.

Brines, M., Dalla'Osto, M., Beddows, D., Harrison, R., Gomez Moreno, F., Núñez, L., Morawska, L. 2015. Traffic and nucleation events as main sources of ultrafine particles in high-insolation developed world cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15(10), p. 5929-5945.

Brook, R. D., Rajagopalan, S., Pope III, C. A., Brook, J. R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A. V., Peters, A. 2010. Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease: An Update to the Scientific Statement from the American Heart Association *Circulation*, v. 121(21), p. 2331–78.

Buschini, A., Cassoni, F., Anceschi, E., Pasini, L., Poli, P., Rossi, C. 2001. Urban Airborne Particulate: Genotoxicity Evaluation of Different Size Fractions by Mutagenesis Tests on Microorganisms and Comet Assay. *Chemosphere*, v. 44(8), p. 1723–1736.

Carreras, H., Ehrnsperger, L., Klemm, O., Paas, B. 2020. Cyclists' exposure to air pollution: in situ evaluation with a cargo bike platform. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 192(7), p. 1-11.

Chen, R., Hu, B., Liu, Y., Xu, J., Yang, G., Xu, D., Chen, C. 2016. Beyond PM_{2.5}: The Role of Ultrafine Particles on Adverse Health Effects of Air Pollution. *Biochimica et Biophysica Acta, General Subjects*, v.1860 (12), p. 2844– 2855.

- Chen, R., Kan, H., Chen, B., Huang, W., Bai, Z., Song, G., Pan, G. 2012. Association of particulate air pollution with daily mortality: the China Air Pollution and Health Effects Study. *American journal of epidemiology*, v. 175(11), p. 1173-1181.
- Chen, Y., Zhao, C., Zhang, Q., Deng, Z., Huang, M., e Ma, X. 2009. Aircraft Study of Mountain Chimney Effect of Beijing, China. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 114(D8).
- Chirino, Y. I., Sánchez-Pérez, Y., Osornio-Vargas, Á. R., Morales-Bárceñas, R., Gutiérrez-Ruíz, M. C., Segura-García, Y., Rosas, I., Pedraza-Chaverri, J., García-Cuellar, C. M. 2010. PM10 impairs the antioxidant defense system and exacerbates oxidative stress driven cell death. *Toxicology letters*, v. 193(3), p. 209-216.
- Chung, S. H., Seinfeld, J. H. 2002. Global Distribution and Climate Forcing of Carbonaceous Aerosols. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 107(D19), p. AAC-14.
- Chýlek, P., Coakley, J. A. 1974. Aerosols and Climate. *Science*, v. 183(4120), p. 75–77.
- Coelho, S., Rodrigues, V., Barnes, J., Boushel, C., Devito, L., Lopes, M. 2018. Air pollution in the aveiro region, portugal: a citizens'engagement approach. *Air Pollution XXVI*, v. 230, p. 253.
- Cole, C. A., Carlsten, C., Koehle, M., Brauer, M. 2018. Particulate matter exposure and health impacts of urban cyclists: a randomized crossover study. *Environmental Health*, v. 17(1), p. 78.
- Czernecki, B., Pótrolniczak, M., Kolendowicz, L., Marosz, M., Kendzierski, S., Pilguy, N. 2017. Influence of the Atmospheric Conditions on PM 10 Concentrations in Poznań, Poland. *Journal of Atmospheric Chemistry*, v. 74(1), p. 115–39.
- de Nazelle, A., Bode, O., Orjuela, J.P. 2017. Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: a quantitative review. *Environment International*, v. 99, p. 151–160.
- Donaldson, K., Stone, V., Clouter, A., Renwick, L., e MacNee, W. 2001. Ultrafine Particles. *Occupational and Environmental Medicine*, v. 58(3), p. 211–16.
- Dons, E., Panis, L. I., Van Poppel, M., Theunis, J., Wets, G. 2012. Personal exposure to black carbon in transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, v. 55, p. 392-398.
- EEA, European Environment Agency. 2019. Air quality in Europe – Report.
- Eeftens, M., Tsai, M.Y., Ampe, C., Anwander, B., Beelen, R., Bellander, T., Cesaroni, G., Cirach, M., Cyrys, J., de Hoogh, K., De Nazelle, A., de Vocht, F.,

Declercq, C., Dédélé, A., Eriksen, K., Galassi, C., Gražulevičienė, R., Grivas, G., Heinrich, J., Hoffmann, B., Iakovides, M., Ineichen, A., Katsouyanni, K., Korek, M., Krämer, U., Kuhlbusch, T., Lanki, T., Madsen, C., Meliefste, K., Xu et al., Mölter, A., Mosler, G., Nieuwenhuijsen, M., Oldenwening, M., Pennanen, A., Probst-Hensch, N., Quass, U., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Stephanou, E., Sugiri, D., Udvardy, O., Vaskövi, É., Weinmayr, G., Brunekreef, B. and Hoek, G. 2012. Spatial variation of PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5} absorbance and PM coarse concentrations between and within 20 European study areas and the relationship with NO₂ – results of the escape project. *Atmospheric Environment*, v. 62, p. 303–317.

El-Fadel, M., Massoud, M. 2000. Particulate matter in urban areas: health-based economic assessment. *Science of the Total Environment*, v. 257(2-3), p. 133-146.

Evangelopoulos, V., Zoras, S., Triantafyllou, A.G. and Albanis, T.A. 2006. PM₁₀-PM_{2.5} time series and fractal analysis. *Global NEST Journal*, v. 8, p. 234–240.

Fay, M. P., Proschan, M. A. 2010. Wilcoxon-Mann-Whitney or t-test? On assumptions for hypothesis tests and multiple interpretations of decision rules. *Statistics surveys*, v. 4, p. 1.

Finlayson-Pitts, B. J., Pitts Jr, J. N. 2000. *Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and Applications*. Elsevier.

Fowler, D., Pilegaard, K., Sutton, M. A., Ambus, P., Raivonen, M., Duyzer, J., Granier, C. 2009. Atmospheric Composition Change: Ecosystems-Atmosphere Interactions. *Atmospheric Environment*, v. 43(33), p. 5193–5267.

Fuzzi, S., Baltensperger, U., Carslaw, K., Decesari, S., Denier van der Gon, H., Facchini, M. C., Nemitz, E. 2015. Particulate Matter, Air Quality and Climate: Lessons Learned and Future Needs. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15(14), p. 8217–99.

Gieray, R., Lammel, G., Metzger, G., Wieser, P. 1993. Size Dependent Single Particle and Chemical Bulk Analysis of Droplets and Interstitial Particles in an Orographic Cloud. *Atmospheric Research*, v. 30(4), p. 263–93.

Godish, T. (2004) *Air Quality*. Fourth Edition, CRC Press Inc., Boca Raton.

Gonçalves, A., Castro Ribeiro, A., Maia, F., Nunes, L., Feliciano, M. 2019. Influence of Green Spaces on Outdoors Thermal Comfort-Structured Experiment in a Mediterranean Climate. *Climate*, v. 7(2), p. 20.

Gong, S. L., Barrie, L. A., Blanchet, J. P., Von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Leaitch, R. 2003. Canadian Aerosol Module: A Size-segregated Simulation of Atmospheric Aerosol Processes for Climate and Air Quality Models 1. Module Development. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 108(D1), p. AAC-3.

- Habibi, R., Alesheikh, A. A., Mohammadinia, A., Sharif, M. 2017. An assessment of spatial pattern characterization of air pollution: A case study of CO and PM_{2.5} in Tehran, Iran. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, v. 6(9), p. 270.
- Hama, S. M., Cordell, R. L., Kos, G. P., Weijers, E. P., Monks, P. S. 2017. Sub-micron particle number size distribution characteristics at two urban locations in Leicester. *Atmospheric Research*, v. 194, p. 1-16.
- Hankey, S., Marshall, J. D. 2015. Land Use Regression Models of On-Road Particulate Air Pollution (Particle Number, Black Carbon, PM_{2.5}, Particle Size) Using Mobile Monitoring. *Environmental Science e Technology*, v. 49(15), p. 9194–9202.
- Hankey, S., Marshall, J. D. 2015. On-bicycle exposure to particulate air pollution: Particle number, black carbon, PM_{2.5}, and particle size. *Atmospheric Environment*, v. 122, p. 65-73.
- He, J., Gong, S., Yu, Y., Yu, L., Wu, L., Mao, H., Li, R. 2017. Air Pollution Characteristics and Their Relation to Meteorological Conditions during 2014–2015 in Major Chinese Cities. *Environmental pollution*, v. 223, p. 484–96.
- Hinds, W. C. 1999. *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. John Wiley e Sons.
- Hofman, J., Staelens, J., Cordell, R., Stroobants, C., Zikova, N., Hama, S. M. L., Weijers, E. P. 2016. Ultrafine Particles in Four European Urban Environments: Results from a New Continuous Long-Term Monitoring Network. *Atmospheric Environment*, v. 136, p. 68–81.
- Hofman, J., Stokkaer, I., Snauwaert, L., Samson, R. 2013. Spatial Distribution Assessment of Particulate Matter in an Urban Street Canyon Using Biomagnetic Leaf Monitoring of Tree Crown Deposited Particles. *Environmental Pollution*, v. 183, p. 123–32.
- Hussein T., Puustinen A., Aalto P. P., Mäkelä J. M., Hämeri K., Kulmala M. Urban aerosol number size distributions. 2004. *Atmospheric Chemistry and Physics*, European Geosciences Union, v. 4 (2), p. 391-411.
- Imhof, D., Weingartner, E., Ordóñez, C., Gehrig, R., Hill, M., Buchmann, B., Baltensperger, U. 2005. Real-world emission factors of fine and ultrafine aerosol particles for different traffic situations in Switzerland. *Environmental science & technology*, v. 39(21), p. 8341-8350.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2018. *Special Report on Global Warming of 1.5 °C*.
- Isaifan, R. J., Al-Thani, H., Ayoub, M., Aissa, B., Koc, M. 2018. The economic value of common urban trees in the State of Qatar from an air quality control perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 4, p. 285-288.

- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., Morrison, J., Giovis, C., Arain, M.A. 2004. A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, v. 15, p. 185–204.
- Johansson, C., Lövenheim, B., Schantz, P., Wahlgren, L., Almström, P., Markstedt, A., Sommar, J. N. 2017. Impacts on air pollution and health by changing commuting from car to bicycle. *Science of the Total Environment*, v. 584, p. 55-63.
- Johansson, C., Norman, M., Gidhagen, L. 2007. Spatial and temporal variations of PM10 and particle number concentrations in urban air. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 127(1-3), p. 477-487.
- Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H., Amann, M. 2015. Contributions to Cities' Ambient Particulate Matter (PM): A Systematic Review of Local Source Contributions at Global Level. *Atmospheric Environment*, v. 120, p. 475–83.
- Kaur, S., Nieuwenhuijsen, M.J., Colville, R.N. 2007. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. *Atmospheric Environment*, v. 41, p. 4781–4810.
- Kendrick, C. M., Koonce, P., George, L. A. 2015. Diurnal and seasonal variations of NO, NO2 and PM2.5 mass as a function of traffic volumes alongside an urban arterial. *Atmospheric Environment*, v. 122, p. 133-141.
- Keuken, M. P., Moerman, M., Zandveld, P., Henzing, J. S., Hoek, G. 2015. Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands). *Atmospheric Environment*, v. 104, p. 132-142.
- Kiehl, J. T., Rodhe, H. 1995. Modeling geophysical and seasonal forcing due to aerosols. *Aerosol forcing of climate*. p. 281-296.
- Kim, M., Park, S., Namgung, H. G., Kwon, S. B. 2017. Estimation of inhaled airborne particle number concentration by subway users in Seoul, Korea. *Environmental Pollution*, v. 231, p. 663-670.
- Kingham, S., Longley, I., Salmond, J., Pattinson, W., Shrestha, K. 2013. Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city. *Environmental Pollution*, v. 181, p. 211–218.
- Kinney, P. L. 2008. Climate Change, Air Quality, and Human Health. *American Journal of Preventive Medicine*, v. 35(5), p. 459–67.
- Kittelson D. B. 1998. Engines and nanoparticles: a review. *Journal Aerosol Science*, v. 29, p.575-588.

- Klingner, M., Sähn, E. 2008. Prediction of PM10 Concentration on the Basis of High Resolution Weather Forecasting. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 17(3), p. 263–72.
- Krecl, P., Cipoli, Y. A., Targino, A. C., Castro, L. B., Gidhagen, L., Malucelli, F., Wolf, A. 2020. Cyclists' exposure to air pollution under different traffic management strategies. *Science of the Total Environment*, v. 723, p.138043.
- Krecl, P., Cipoli, Y. A., Targino, A. C., de Oliveira Toloto, M., Segersson, D., Parra, Á., Gidhagen, L. 2019. Modelling Urban Cyclists' Exposure to Black Carbon Particles Using High Spatiotemporal Data: A Statistical Approach. *Science of the Total Environment*, v. 679, p. 115–25.
- Krecl, P., Targino, A. C., Ketznel, M., Cipoli, Y. A., Charres, I. 2019. Potential to reduce the concentrations of short-lived climate pollutants in traffic environments: A case study in a medium-sized city in Brazil. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, v. 69, p. 51-65.
- Krecl, P., Targino, A. C., Landi, T. P., Ketznel, M. 2018. Determination of black carbon, PM2.5, particle number and NOx emission factors from roadside measurements and their implications for emission inventory development. *Atmospheric Environment*, v. 186, p. 229-240.
- Krecl, P., Targino, A. C., Wiese, L., Ketznel, M., de Paula Corrêa, M. 2016. Screening of Short-Lived Climate Pollutants in a Street Canyon in a Mid-Sized City in Brazil. *Atmospheric Pollution Research*, v. 7(6), p. 1022–36.
- Kuzu, S. L., Saral, A. 2017. The Effect of Meteorological Conditions on Aerosol Size Distribution in Istanbul. *Air Quality, Atmosphere e Health*, v. 10(8), p. 1029–38.
- Landkocz, Y., Ledoux, F., André, V., Cazier, F., Genevray, P., Dewaele, D., Boushina, S. 2017. Fine and Ultrafine Atmospheric Particulate Matter at a Multi-Influenced Urban Site: Physicochemical Characterization, Mutagenicity and Cytotoxicity. *Environmental Pollution*, v. 221, p. 130–40.
- Lazaridis, M. 2011. Human Exposure and Health Risk from Air Pollutants. In *First Principles of Meteorology and Air Pollution*. p. 305-354.
- Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., Münzel, T. 2019. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *European Heart Journal*. v, 40(20), p. 1590-1596.
- Levi, H. S. E., Givati, R., Ziv, B. 2015. Particle Matter (PM) Air Pollution in the Metropolitan Area of Haifa, Israel – Correlation with Synoptic Conditions and Climatic Stress. ICUC9 – 9th International Conference on Urban Climate.

- Li, Z., Wen, Q., Zhang, R. 2017. Sources, Health Effects and Control Strategies of Indoor Fine Particulate Matter (PM_{2.5}): A Review. *Science of the Total Environment*, v. 586, p. 610–22.
- Liao, H., Adams, P. J., Chung, S. H., Seinfeld, J. H., Mickley, L. J., Jacob, D. J. 2003. Interactions between Tropospheric Chemistry and Aerosols in a Unified General Circulation Model. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 108(D1), p. AAC-1.
- Liousse, C., Penner, J. E., Chuang, C., Walton, J. J., Eddleman, H., Cachier, H. 1996. A Global Three-dimensional Model Study of Carbonaceous Aerosols. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 101(D14), p. 19411–32.
- Liu, T., Gong, S., Yu, M., Zhao, Q., Li, H., He, J., Liu, Y.. 2016. Contributions of Meteorology and Emission to the 2015 Winter Severe Haze Pollution Episodes in Northern China. *Atmospheric Chemistry and Physics. Discussions*, v. 1, p. 17.
- Liu, Y., Wu, J., Yu, D., Ma, Q. 2018. The relationship between urban form and air pollution depends on seasonality and city size. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25(16), p. 15554-15567.
- Madureira, J., Brancher, E. A., Costa, C., de Pinho, R. A., Teixeira, J. P. 2019. Cardio-respiratory health effects of exposure to traffic-related air pollutants while exercising outdoors: A systematic review. *Environmental research*, v. 178, p. 108647.
- Maher, B. A., Ahmed, I. A., Davison, B., Karloukovski, V., Clarke, R. 2013. Impact of roadside tree lines on indoor concentrations of traffic-derived particulate matter. *Environmental science & technology*, v. 47(23), p. 13737-13744.
- Maricq, M. M. 2007. Chemical characterization of particulate emissions from diesel engines: A review. *Journal of Aerosol Science*, v. 38(11), p. 1079-1118.
- Martins, G. D. A., & Domingues, O. 2014. *Estatística geral e aplicada: revisada e ampliada*. São Paulo: Atlas Editora.
- MARTINS, G.A. 2009. *Estatística geral e aplicada*. 3. Ed. São Paulo: Atlas.
- Merkisz, J., Pielecha, J. 2015. Methods of decreasing emissions of particulate matter in exhaust gas. In: *Nanoparticle Emissions from Combustion Engines*, p. 109-130.
- Mohan, S. M. 2016. An Overview of Particulate Dry Deposition: Measuring Methods, Deposition Velocity and Controlling Factors. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 13(1), p. 387–402.
- Monks, P.S., Granier, C., Fuzzi, S., Stohl, A., Williams, M.L., Akimoto, H., Amanni, M., Baklanov, A., Baltensperger, U., Bey, I., Blake, N., Blake, R. S., Carslaw, K., Cooper, O. R., Dentener, F., Fowler, D., Fragkou, E., Frost, G. J.,

Von Glasow, R. 2009. Atmospheric composition change e global and regional air quality. *Atmospheric Environment*, v. 43, p.5268 e 5350.

Morawska, L., Thomas, S., Bofinger, N., Wainwright, D., Neale, D. 1998b. Comprehensive characterization of aerosols in a subtropical urban atmosphere: particle size distribution and correlation with gaseous pollutants, *Atmospheric Environment*, v. 32, p. 2467–2478.

Mostofsky, E., Schwartz, J., Coull, B. A., Koutrakis, P., Wellenius, G. A., Suh, H. H., Gold, D. R., Mittleman, M. A. 2012. Modeling the association between particle constituents of air pollution and health outcomes. *American journal of epidemiology*, v. 176(4), p. 317-326.

Mukherjee, A., Agrawal, M. 2017. World air particulate matter: sources, distribution and health effects. *Environmental Chemistry Letters*, v. 15(2), p. 283-309.

Munir, S., Habeebullah, T. M., Mohammed, A. M., Morsy, E. A., Rehan, M., Ali, K. 2016. Analysing PM2. 5 and its association with PM10 and meteorology in the arid climate of Makkah, Saudi Arabia. *Aerosol and Air Quality Research*, v. 17(2), p. 453-464.

Nieuwenhuijsen, M. 2016. Urban and transport planning, environmental exposures and health-new concepts, methods and tools to improve health in cities. *Environmental Health*, v. 15, p. 161–171

Okokon, E. O., Yli-Tuomi, T., Turunen, A. W., Taimisto, P., Pennanen, A., Vouitsis, I., Samaras, Z., Voogt, M., Keuken, M., Lanki, T. 2017. Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. *Environmental research*, v.154, p. 181-189.

Olofson, K. F. G., Andersson, P. U., Hallquist, M., Ljungström, E., Tang, L., Chen, D., Pettersson, J. B. 2009. Urban Aerosol Evolution and Particle Formation during Wintertime Temperature Inversions. *Atmospheric Environment*, v. 43(2), p. 340–46.

Ouyang, W., Guo, B., Cai, G., Li, Q., Han, S., Liu, B., Liu, X. 2015. The washing effect of precipitation on particulate matter and the pollution dynamics of rainwater in downtown Beijing. *Science of the Total Environment*, v. 505, p. 306-314.

Pant, P., Harrison, R. M. 2013. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: a review. *Atmospheric Environment*, v. 77, p. 78-97.

Pattinson, W., Targino, A. C., Gibson, M. D., Krecl, P., Cipoli, Y., Sá, V. 2018. Quantifying variation in occupational air pollution exposure within a small metropolitan region of Brazil. *Atmospheric Environment*, v. 182, p. 138-154.

Pearce, J. L., Beringer, J., Nicholls, N., Hyndman, R. J., Uotila, P., Tapper, N. J. 2011. Investigating the Influence of Synoptic-Scale Meteorology on Air Quality Using Self-Organizing Maps and Generalized Additive Modelling. *Atmospheric Environment*, v. 45(1), p. 128–36.

Peters, A., Wichmann, H. E., Tuch, T., Heinrich, J., Heyder, J. 1997. Respiratory Effects Are Associated with the Number of Ultrafine Particles. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, v. 155(4), p. 1376–83.

PORDATA. 2018. Disponível em <<https://www.pordata.pt/Municipios>> Acesso em 05 de Janeiro de 2020.

Ragetti, M.S., Corradi, E., Braun-Fahrländer, C., Schindler, C., de Nazelle, A., Jerrett, M., Ducret-Stich, R. E., Kunzli, N., Phuleria, H. C. 2013. Commuter exposure to ultrafine particles in different urban locations, transportation modes and routes. *Atmospheric Environment*, v. 77, p. 376–384.

Ramanathan, V., Feng, Y. 2009. Air pollution, greenhouse gases and climate change: Global and regional perspectives. *Atmos. Environ*, v. 43, p. 37–50

Russell, A. G., Brunekreef, B. 2009. A Focus on Particulate Matter and Health. *Environmental Science and Technology*, v. 43(13), p. 4620–25.

Saaroni H., Levi E., Givati R., Ziv B. 2015. Particle Matter (PM) air pollution in the metropolitan area of Haifa, Israel - Correlation with synoptic conditions and climatic stress, ICUC9 - 9 th International Conference on Urban Climate jointly with 12th Symposium on the Urban Environment.

Sahanavin, N., Prueksasit, T., Tantrakarnapa, K. 2018. Relationship between PM10 and PM2.5 levels in high-traffic area determined using path analysis and linear regression. *Journal of Environmental Sciences*, v. 69, p. 105-114.

Salvi, S. 2007. Health Effects of Ambient Air Pollution in Children. *Paediatric Respiratory Reviews*, v. 8(4), p. 275–80.

Schlesinger, R. B., Kunzli, N., Hidy, G. M., Gotschi, T., Jerrett, M. 2006. The Health Relevance of Ambient Particulate Matter Characteristics: Coherence of Toxicological and Epidemiological Inferences. *Inhalation Toxicology*, v. 18(2), p. 95–125.

SCIENCE. 2017. Disponível em <<https://www.sciencemag.org/news/2017/01/brain-pollution-evidence-builds-dirty-air-causes-alzheimer-s-dementia>> Acesso em 18 de Janeiro de 2020.

Seinfeld, J. H., Pandis, S. N. 2016. *Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change*. John Wiley e Sons.

Sfîcă, L., Iordache, I., Ichim, P., Leahu, A., Cazacu, M. M., Gurlui, S., Trif, C. R. 2018. The Influence of Weather Conditions and Local Climate on Particulate

Matter (PM₁₀) Concentration in Metropolitan Area of Iasi, Romania. *Present Environment and Sustainable Development*, v. 12(2), p. 47–69.

Shafran-Nathan, R., Etzion, Y., Zivan, O., Broday, D. M. 2019. Estimating the spatial variability of fine particles at the neighborhood scale using a distributed network of particle sensors. *Atmospheric Environment*, v. 218, p. 117011.

Silva, P. J., Vawdrey, E. L., Corbett, M., Erupe, M. 2007. Fine Particle Concentrations and Composition during Wintertime Inversions in Logan, Utah, USA. *Atmospheric Environment*, v. 41(26), p. 5410–22.

Song, C., Wu, L., Xie, Y., He, J., Chen, X., Wang, T., Dai, Q. 2017. Air pollution in China: Status and spatiotemporal variations. *Environmental pollution*, v. 227, p. 334-347.

Song, X. H., Polissar, A. V., Hopke, P. K. 2001. Sources of fine particle composition in the northeastern US. *Atmospheric Environment*, v. 35(31), p. 5277-5286.

Speranza, A., Caggiano, R., Margiotta, S., and Trippetta, S. 2014. A novel approach to comparing simultaneous sizesegregated particulate matter (PM) concentration ratios by means of a dedicated triangular diagram using the Agri Valley PM measurements as an example. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, v. 14(10), p.2727–2733.

Speranza, A., Caggiano, R., Margiotta, S., Summa, V. and Trippetta, S. 2016. A clustering approach based on triangular diagram to study the seasonal variability of simultaneous measurements of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ mass concentration ratios. *Arabian Journal of Geosciences*, v. 9, p. 132.

Stamatelopoulou, A., Asimakopoulos, D. N., Maggos, T. 2019. Effects of PM, TVOCs and comfort parameters on indoor air quality of residences with young children. *Building and Environment*, v. 150, p. 233-244.

Steinle, S., Reis, S., Sabel, C. E., Semple, S., Twigg, M. M., Braban, C. F., Leeson, S. R., Heal, M. R., Harrison, D., Lin, C., Wu, H. 2015. Personal exposure monitoring of PM_{2.5} in indoor and outdoor microenvironments. *Science of the Total Environment*, v. 508, p. 383-394.

Strasser, G., Hiebaum, S., Neuberger, M. 2018. Commuter exposure to fine and ultrafine particulate matter in Vienna. *Wiener klinische Wochenschrift*, v. 130(1-2), p. 62-69.

Taiwo, A. M., Beddows, D. C., Shi, Z., Harrison, R. M. 2014. Mass and number size distributions of particulate matter components: Comparison of an industrial site and an urban background site. *Science of the Total Environment*, v. 475, p. 29-38.

- Targino, A. C., Gibson, M. D., Krecl, P., Rodrigues, M. V. C., dos Santos, M. M., de Paula Corrêa, M. 2016. Hotspots of Black Carbon and PM_{2.5} in an Urban Area and Relationships to Traffic Characteristics. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 475–86.
- Targino, A. C., Krecl, P., Cipoli, Y. A., Oukawa, G. Y., Monroy, D. A. 2020. Bus commuter exposure and the impact of switching from diesel to biodiesel for routes of complex urban geometry. *Environmental Pollution*, v. 263, p. 114601.
- Targino, A. C., Krecl, P., Danziger Filho, J. E., Segura, J. F., Gibson, M. D. 2018. Spatial Variability of On-Bicycle Black Carbon Concentrations in the Megacity of São Paulo: A Pilot Study. *Environmental Pollution*, v. 242, p. 539–43.
- Tong, J., Liu, X., Maghirang, R., Wei, K., Liu, L., Wang, C., Ma, Y., Chen, D., Yan, H., Guo, L. 2017. Investigation of the potential and mechanism of clove for mitigating airborne particulate matter emission from stationary sources. *Journal of Bionic Engineering*, v. 14(2), p. 390-400.
- Triantafyllou, A G. 2001. PM₁₀ Pollution Episodes as a Function of Synoptic Climatology in a Mountainous Industrial Area. *Environmental Pollution*, v. 112(3), p. 491–500.
- Tsang, H., Kwok, R., Miguel, A. H. 2016. Pedestrian exposure to ultrafine particles in Hong Kong under heavy traffic conditions. *Aerosol and Air Quality Research*. v. 8(1), p. 19-27.
- Vardoulakis, S., e Kassomenos, P. 2008. Sources and Factors Affecting PM₁₀ Levels in Two European Cities: Implications for Local Air Quality Management. *Atmospheric Environment*, v. 42(17), p. 3949–63.
- Vardoulakis, S., Fisher, B. E., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N. 2003. Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric environment*, v. 37(2), p. 155-182.
- Verbeek, T. 2019. Unequal residential exposure to air pollution and noise: a geospatial environmental justice analysis for Ghent, Belgium. *SSM-population health*, v. 7, p. 100340.
- Wåhlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F. 2006. Characterisation of Traffic-Generated Particulate Matter in Copenhagen. *Atmospheric Environment*, v. 40(12), p. 2151–59.
- Wang, Y. Q., Zhang, X. Y., Sun, J. Y., Zhang, X. C., Che, H. Z., Li, Y. 2015. Spatial and Temporal Variations of the Concentrations of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ in China. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 15(23), p. 13585–98.
- Warheit, D. B., Sayes, C. M., Reed, K. L., Swain, K. A. 2008. Health Effects Related to Nanoparticle Exposures: Environmental, Health and Safety

Considerations for Assessing Hazards and Risks. *Pharmacology and Therapeutics*, v. 120(1), p. 35–42.

Watson, J. G., Chow, J. C., Chen, L., Wang, X. L., Diamond Bar, C. A. 2010. Measurement system evaluation for fugitive dust emissions detection and quantification. Prepared by Desert Research Institute, Reno, NV.

Wehner, B., Birmili, W., Gnauk, T., Wiedensohler, A. 2002. Particle Number Size Distributions in a Street Canyon and Their Transformation into the Urban-Air Background: Measurements and a Simple Model Study. *Atmospheric Environment*, v. 36(13), p. 2215–23.

WHO, World Health Organization . 2014. Ambient (Outdoor) Air Pollution in Cities Database. World Health Organization, Geneva. Widdicombe, J., Lee, L.-Y.

WHO, World Health Organization. 2016. Ambient Air Pollution: A Global Assessment of Exposure and Burden of Disease.

WHO, World Health Organization. 2018. 9 out of 10 people worldwide breathe polluted air, but more countries are taking action. News Release.

Wu, W., Jin, Y., Carlsten, C. 2018. Inflammatory health effects of indoor and outdoor particulate matter. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, v. 141(3), p. 833-844.

Xia, T., Li, N., Nel, A. E. 2009. Potential Health Impact of Nanoparticles. *Annual Review of Public Health*, v. 30(1), p. 137–50.

Xie, Y., Zhao, B., Zhang, L., Luo, R. 2015. Spatiotemporal Variations of PM_{2.5} and PM₁₀ Concentrations between 31 Chinese Cities and Their Relationships with SO₂, NO₂, CO and O₃. *Particuology*, v. 20, p. 141–49.

Xu, L., Chen, F., Zhong, X., Ye, R., Cai, W., Rao, Q., Li, J. 2019. Spatial disequilibrium of fine particulate matter and corresponding health burden in China. *Journal of Cleaner Production*, v. 238, p. 117840.

Yang, J., Yu, Q., Gong, P. 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric environment*, v. 42(31), p. 7266-7273.

Zender, C. S., Bian, H., Newman, D. 2003. Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) Model: Description and 1990s Dust Climatology. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, v. 108(D14).

Zhang, L., Liu, L., Zhao, Y., Gong, S., Zhang, X., Henze, D. K., Wang, Y. 2015. Source Attribution of Particulate Matter Pollution over North China with the Adjoint Method. *Environmental Research Letters*, v. 10(8), p. 84011.

Zhao, S., Yu, Y., Yin, D., He, J., Liu, N., Qu, J., Xiao, J. 2016. Annual and Diurnal Variations of Gaseous and Particulate Pollutants in 31 Provincial Capital Cities

Based on in Situ Air Quality Monitoring Data from China National Environmental Monitoring Center. *Environment International*, v. 86, p. 92–106.

Zhao, X., Huang, S., Wang, J., Kaiser, S., Han, X. 2020. The impacts of air pollution on human and natural capital in China: A look from a provincial perspective. *Ecological Indicators*, v. 118, p. 106759.