

**UNIVERSIDADE DE LISBOA**  
**INSTITUTO SUPERIOR TÉCNICO**

**DISPERSÃO DE PARTÍCULAS, QUALIDADE DO AR E SAÚDE**

**João Nuno Pinto Miranda Garcia**

**Orientadora:** Doutora Maria da Graça Martins da Silva Carvalho

**Co-Orientador:** Doutor Luís Manuel Rodrigues Coelho

Tese aprovada em provas públicas para obtenção do Grau de Doutor em

**Engenharia Mecânica**

Qualificação atribuída pelo Júri: Aprovado com Muito Bom

**Júri**

**Presidente:** Presidente do Conselho Científico do IST

**Vogais:** Doutora Maria da Graça Martins da Silva Carvalho, Professora Catedrática do Instituto Superior Técnico, da Universidade de Lisboa

Doutor Paulo Manuel Cadete Ferrão, Professor Catedrático do Instituto Superior Técnico, da Universidade de Lisboa

Doutor Viriato Sérgio de Almeida Semião, Professor Associado do Instituto Superior Técnico, da Universidade de Lisboa

Doutor José Joaquim da Costa, Professor Auxiliar da Faculdade de Ciências e Tecnologia, da Universidade de Coimbra

Doutor Nelson Amadeu Dias Martins, Professor Auxiliar da Universidade de Aveiro



---

## **Dispersão de partículas, qualidade do ar e saúde**

João Miranda Garcia – julho 2015

*O presente trabalho foi desenvolvido e concluído no âmbito da tese de doutoramento apresentada para dissertação com vista à obtenção do grau de doutor em Engenharia Mecânica do curso de Doutoramento em Engenharia Mecânica do Instituto Superior Técnico, no ano letivo de 2014/15.*



---

## RESUMO

A presente tese pretende apresentar uma contribuição para a compreensão dos diversos aspetos relacionados com a qualidade do ar em ambiente urbano, nomeadamente no que se refere ao seu impacto na saúde pública. Deste modo, desenvolveu-se uma metodologia que permita enquadrar, sistematizar, estudar, relacionar e entender os diversos e multidisciplinares aspetos que contribuem para a qualidade do ar em ambientes urbanos bem como a sua influência na saúde. A metodologia desenvolvida deu particular ênfase e detalhe ao caso específico das partículas  $PM_{10}$ , podendo no entanto ser desenvolvida e aplicada a outros poluentes atmosféricos em ambiente urbano. A metodologia pretende servir de guia para todos aqueles que queiram estudar a qualidade do ar em ambientes urbanos, bem como o seu impacto na saúde. Deste modo, identificaram-se os diversos aspetos a considerar no desenvolvimento deste tipo de estudo, apontando as variáveis que poderão ter implicações no seu desenvolvimento, estudando as relações existentes entre essas variáveis e as respetivas consequências. Complementarmente identificaram-se as principais dificuldades que estão associadas à aplicação desta metodologia. A metodologia apresentada foi aplicada ao caso específico da cidade do Barreiro e ao estudo do impacto das concentrações de  $PM_{10}$  na saúde de crianças. Da aplicação desta metodologia a esta cidade, e das diversas vertentes analisadas, verificou-se que as concentrações atmosféricas de  $PM_{10}$  se encontram correlacionadas com as concentrações de outros poluentes gasosos, concluindo-se que é possível estimar estas concentrações no meio urbano, deste poluente, com base nos valores das concentrações atmosféricas de outros poluentes gasosos ( $CO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $O_3$  e  $SO_2$ ) e nos valores de variáveis meteorológicas (temperatura do ar, humidade relativa do ar e velocidade do vento), tendo-se desenvolvido um modelo com este fim. Ainda da aplicação ao caso da cidade do Barreiro, verificou-se que a exposição de crianças aos poluentes atmosféricos como as  $PM_{10}$  nos seus percursos pedonais é fortemente dependente das condições atmosféricas, nomeadamente da direção do vento, mas também do tempo de exposição das crianças a essas condições. Identificou-se também, que existem correlações moderadas entre diversas sintomatologias de doenças do foro respiratório em crianças (sdr - síndrome de dificuldade respiratória, tosse e asma) e as concentrações de poluentes atmosféricos, verificando-se que essas correlações atingem os valores máximos ao fim de *lags* temporais de 2 a 6 dias.



---

# ABSTRACT

This thesis intends to make a contribution to the understanding of various aspects related to air quality in the urban environment, in particular regarding its impact on public health. A methodology was developed to frame, organize, study, relate and understand the diverse and multidisciplinary aspects that contribute to air quality in urban environments and its influence on health. The methodology developed has given particular emphasis and detail to the specific case of PM<sub>10</sub> although it may be developed and applied to other air pollutants in urban areas. The methodology aims to be a guide for all those who want to study air quality in urban environments, as well as its impact on health. The various aspects to consider in the development of this type of study were identified, pointing out the variables that could have implications on their development, studying the relationships between these variables and their respective consequences. Additionally, the main difficulties associated with the application of this methodology were identified. This methodology was applied to the specific case of the city of Barreiro and to the study of the impact of atmospheric PM<sub>10</sub> on children's health. The application of this methodology to this city and the various aspects analyzed, permit to conclude that atmospheric concentrations of PM<sub>10</sub> are correlated with the concentrations of other gaseous pollutants, making possible to estimate urban air concentrations of PM<sub>10</sub>, in the city of Barreiro, based on the values of atmospheric concentrations of other gaseous pollutants (CO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>) and with other, environmental variables, such as air temperature, relative humidity and wind speed. A specific model has developed with this purpose. Although in the application to the case of the city of Barreiro, was found that exposure of children to urban PM<sub>10</sub> concentrations in their pedestrian trajectories, is strongly dependent on atmospheric conditions, including wind direction, but also with the duration of the exposure to these pollutant concentrations. It was also found moderate correlations between different symptomatology of respiratory diseases in children (sdr, cough and asthma) and the concentrations of air pollutants, verifying that these correlations reach their maximum values at the end of time lags of 2 to 6 days.

---

## **PALAVRAS - CHAVE**

Dispersão de partículas

Qualidade de ar

Metodologia

Simulação numérica

Saúde pública

## **KEY WORDS**

Particle dispersion

Air quality

Methodology

Numeric simulation

Public Health

---

# AGRADECIMENTOS

No reconhecimento de que este trabalho é fruto de um vasto conjunto de contribuições, sem as quais não teria sido possível a sua realização, manifesto o meu agradecimento às seguintes pessoas e entidades:

A parte desta tese referente ao impacte na saúde teve como base o trabalho desenvolvido no projeto “Modelar - Modelação Numérica da Qualidade do ar urbano relacionando com a saúde pública” projeto POCTI/MGS/47247/2002 financiado pela FCT, entidade à qual agradeço o apoio financeiro prestado.

À professora Maria da Graça Carvalho, minha orientadora, por ter acreditado nas minhas capacidades e no meu trabalho, e pelo apoio manifestado ao longo de todo o trabalho, aqui fica minha sincera gratidão.

Ao professor Luís Coelho meu coorientador, pelo auxílio técnico-científico prestado ao longo do doutoramento, mas também pela amizade e apoio em todas as horas.

À mestre Rita Cerdeira pela permanente disponibilidade, constante colaboração e precioso auxílio prestado ao longo de todo o trabalho.

À Professora Filomena Teodoro pelo apoio prestado no desenvolvimento de ferramentas estatísticas e na respetiva análise estatística.

A toda a minha família pela paciência manifestada ao longo de todo o desenvolvimento desta tese.



---

# ÍNDICE

Resumo.....	iii
Abstract.....	iv
Palavras chave.....	v
Key words.....	v
Agradecimentos.....	vi
Lista de figuras.....	xii
Lista de tabelas.....	xvii
Nomenclatura.....	xxi
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Motivo e Âmbito da tese .....	1
1.2 Enquadramento do tema do trabalho .....	2
1.3 Revisão Bibliográfica .....	3
1.3.1 Relação entre poluição do ar e saúde.....	4
1.3.2 Relação entre qualidade do ar interior e exterior.....	12
1.3.3 Simulação numérica.....	15
1.3.4 Legislação .....	18
1.4 Contribuição original da tese .....	22
1.4.1 Metodologia para estudos de relação QA/saúde em ambiente urbano.....	22
1.4.2 Tratamento global usando simulação numérica a diferentes escalas .....	23
1.4.3 Estudo do impacto na Saúde pública .....	23
1.5 Organização da Tese.....	23
2 AS PARTÍCULAS E A SAÚDE.....	25
2.1 Introdução.....	25
2.2 Caracterização geral.....	26
2.3 Dimensões das partículas.....	26
2.4 Mecanismos de formação das partículas.....	28
2.5 Fontes de partículas .....	30
2.6 Contribuição do tráfego rodoviário.....	33
2.7 Ressuspensão .....	33

---

2.8 Fontes pontuais e fontes de área .....	35
2.9 Fontes remotas .....	37
2.10 Efeitos na saúde .....	37
2.11 A evolução da Legislação sobre partículas .....	41
<b>3 MÉTODOS EXPERIMENTAIS E MODELAÇÃO NUMÉRICA</b> .....	<b>45</b>
3.1 Introdução .....	45
3.2 Descrição dos equipamentos e métodos experimentais .....	45
3.2.1 Equipamentos de medição de concentração de partículas .....	45
3.2.2 Metodologia de contagem de tráfego rodoviário .....	51
3.3 Modelos de simulação numérica usados .....	57
3.3.1 ADMS-Urban .....	57
3.3.2 ANSYS FLUENT .....	63
3.3.3 O Modelo integrado .....	75
<b>4 CARACTERIZAÇÃO DO DOMÍNIO DE ESTUDO</b> .....	<b>77</b>
4.1 Introdução .....	77
4.2 Caracterização da cidade do Barreiro .....	77
4.3 Caracterização da Avenida do Bocage .....	78
4.4 Caracterização da Escola Básica nº 5 do Barreiro .....	79
4.5 Caracterização da Qualidade do Ar no Barreiro .....	81
4.6 Caracterização meteorológica .....	82
<b>5 RESULTADOS</b> .....	<b>87</b>
5.1 Introdução .....	87
5.2 Metodologia .....	87
5.2.1 Recolha de dados relacionados com a saúde .....	87
5.2.2 Caracterização da poluição atmosférica no Barreiro .....	90
5.2.2.1 Dados das estações da rede de QA .....	90
5.2.2.2 Dados de fontes industriais e de tráfego .....	95
5.2.2.2.1 Fontes industriais .....	95
5.2.2.2.2 Fontes tráfego .....	101
5.2.2.3 Modelação numérica de dispersão de mesoescala .....	102
5.2.2.3.1 Introdução .....	102

5.2.2.3.2	Fontes de emissão consideradas .....	102
5.2.2.3.3	Caracterização Topográfica.....	104
5.2.2.3.4	Cenários considerados .....	105
5.2.2.3.5	Resultados.....	105
5.2.2.3.6	Notas conclusivas.....	110
5.2.2.4	Modelação numérica de dispersão de microescala .....	111
5.2.2.4.1	Descrição geométrica .....	111
5.2.2.4.2	Domínio de cálculo .....	115
5.2.2.4.3	Implementação da malha.....	117
5.2.2.4.4	Condições de fronteira.....	118
5.2.2.4.5	Perfil de vento.....	119
5.2.2.4.6	Introdução das emissões .....	122
5.2.2.4.7	Simulação numérica: Cenário A – Situação atual.....	125
5.2.2.4.8	Cenários para as diversas orientações do vento .....	125
5.2.2.4.9	Validação do modelo .....	130
5.2.2.4.10	Notas conclusivas.....	133
5.2.2.5	Modelo de estimativa de PM <sub>10</sub> usando poluentes gasosos.....	134
5.2.2.5.1	Introdução.....	134
5.2.2.5.2	Metodologia .....	134
5.2.2.5.3	Resultados.....	137
5.2.2.5.4	Aplicação do Modelo aos dados do Porto.....	143
5.2.2.5.5	Notas conclusivas.....	144
5.2.2.6	Estudo da relação da QAI/QAE na Escola nº5 do Barreiro.....	145
5.2.2.7	Influência de trajetórias escolares pedonais de crianças na sua exposição às PM <sub>10</sub> .....	150
5.2.2.7.1	Introdução.....	150
5.2.2.7.2	Os percursos estudados .....	151
5.2.2.7.3	Estimativa da exposição das crianças nos percursos pedonais .....	152
5.2.2.7.4	Resultados.....	153
5.2.2.7.5	Notas conclusivas.....	155
5.2.3	Influência da qualidade do ar na saúde.....	157
5.2.3.1	Introdução .....	157
5.2.3.2	Metodologia .....	158

5.2.3.3	Significado estatístico .....	167
5.2.3.4	Resultados .....	168
5.2.3.5	Notas conclusivas .....	185
5.3	Estudos complementares para caracterização da QA em meios urbanos .....	188
5.3.1	Estudo das emissões poluentes devido ao tráfego rodoviário.....	188
5.3.1.1	Resumo.....	188
5.3.1.2	Metodologia .....	189
5.3.1.2.1	Trabalho de campo para caracterização do tráfego rodoviário.....	189
5.3.1.2.2	Simulação Computacional .....	191
5.3.1.3	Resultados e discussão .....	192
5.3.2	Evolução da QA com o fecho das indústrias .....	195
5.3.2.1	Resumo.....	195
5.3.2.2	Identificação das fontes .....	195
5.3.2.3	Encerramento progressivo das indústrias.....	195
5.3.2.4	Evolução da QA no Barreiro e sua relação com o encerramento das indústrias.....	196
5.3.2.5	Notas conclusivas .....	201
5.3.3	Estudo da QAI na escola básica D. Luís Mendonça Furtado .....	202
5.3.3.1	Resumo.....	202
5.3.3.2	Método .....	202
5.3.3.3	Resultados e discussão .....	203
5.3.3.4	Notas conclusivas .....	206
5.3.4	Estudos de geometria da Av. Bocage (edifícios).....	206
5.3.4.1	Introdução .....	206
5.3.4.1.1	Configurações estudadas .....	207
5.3.4.2	Cenário B – Rua com afastamento de 4 m entre edifícios.....	208
5.3.4.3	Cenário C – Rua com afastamento de 6m entre edifícios.....	210
5.3.4.4	Cenário D – Rua com edifícios alterados mantendo a volumetria .....	212
5.3.4.5	Comparação dos resultados para os quatro cenários.....	214
5.3.4.6	Notas conclusivas .....	223
5.4	Enquadramento final.....	225
6	FECHO .....	229

---

6.1 Introdução.....	229
6.2 Conclusões.....	229
6.3 Trabalhos futuros.....	233
6.4 Lista de publicações.....	234
6.4.1 Artigos publicados em revistas científicas internacionais com arbitragem.....	234
6.4.2 Artigos publicados em atas de conferências internacionais.....	235
<b>Referências.....</b>	<b>238</b>

---

# LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Distribuição típica numa amostra de ar urbano da contribuição do número de partículas (direita) e da massa (esquerda) em função do diâmetro (Morawska, 2002).....	27
Figura 2.2 - Caracterização resumo dos mecanismos de formação de partículas (CCPA, 2001).....	29
Figura 2.3 - Caracterização da distribuição do diâmetro das partículas para vários tipos de fontes de emissão (Vallius, 2005) .....	36
Figura 3.1 - Esquema de funcionamento do equipamento de medição de concentração de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 (Verewa, 2004).....	47
Figura 3.2 - Filtro de recolha das amostras de partículas no ar, do equipamento de medição de concentração de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 (Verewa, 2004).....	47
Figura 3.3 - Tubo de captação e cabeça de amostragem do equipamento de medição de concentrações de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 (Verewa, 2004) .....	48
Figura 3.4 - Equipamento de medição de concentrações de partículas Dust track 8520 (TSI, 2006) .....	50
Figura 3.5 - Esquema simplificado de funcionamento do equipamento Dust track 8520 (TSI, 2006) .....	51
Figura 3.6 – Arquitetura do sistema de contagem de tráfego rodoviário desenvolvido .....	53
Figura 3.7- Princípio de funcionamento do sistema de contagem de tráfego rodoviário desenvolvido .....	54
Figura 3.8 - Sistema de contagem de tráfego em funcionamento na avenida do Bocage ....	56
Figura 3.9 - Representação esquemática do modelo ADMS-Urban (CERC, 2003b adaptado) .....	58
Figura 3.10 - Representação esquemática da recirculação considerada pelo módulo <i>street canyon</i> no modelo ADMS-Urban. (CERC 2003a) .....	62
Figura 3.11 - Estrutura global construída considerando todos os modelos e sistemas.....	76
Figura 4.1 - Avenida do Bocage e seus principais edifícios .....	79
Figura 4.2 - Vista aérea e frontal da Escola básica nº 5 do Barreiro .....	80

Figura 4.3 - Planta do RC da Escola básica nº 5 do Barreiro.....	80
Figura 4.4 - Planta do piso 1 da Escola básica nº 5 do Barreiro .....	81
Figura 4.5 - Rosa-dos-ventos da estação meteorológica do Lavradio (1967-1991).....	85
Figura 5.1 – Esquema simplificado da metodologia a desenvolver.....	87
Figura 5.2. - Localização das estações de monitorização da qualidade do ar do Barreiro (ativas e desativas) .....	94
Figura 5.3 - Fotografia aérea com a localização das principais indústrias do Barreiro no ano 2000 (Garcia, 2001) .....	98
Figura 5.4 - Fontes de poluição atmosférica consideradas.....	103
Figura 5.5 - Dispersão de NO <sub>x</sub> proveniente das fontes pontuais, no inverno, com atmosfera neutra .....	106
Figura 5.6 - Dispersão de SO <sub>2</sub> proveniente das fontes pontuais, no inverno, com atmosfera neutra.....	106
Figura 5.7 – Dispersão de PM <sub>10</sub> proveniente das fontes pontuais, no inverno, com atmosfera neutra.....	107
Figura 5.8 – Dispersão de PM <sub>10</sub> proveniente das fontes pontuais, no verão, com atmosfera neutra.....	107
Figura 5.9 – Dispersão de NO <sub>x</sub> proveniente das fontes em linha, no inverno, com atmosfera estável.....	108
Figura 5.10 – Dispersão de SO <sub>2</sub> proveniente das fontes em linha no inverno com atmosfera estável.....	108
Figura 5.11 – Dispersão de PM <sub>10</sub> proveniente das fontes em linha no inverno com atmosfera estável.....	109
Figura 5.12 - Caso de estudo - Av. do Bocage no Barreiro.....	112
Figura 5.13 - Definição do aspect ratio do perfil de <i>street canyon</i> .....	112
Figura 5.14 - Tipo de escoamento predominante no interior do <i>street canyon</i> em função do <i>Aspect Ratio</i> (Chan <i>et al</i> , 2003) .....	114
Figura 5.15 - Caracterização de regimes de escoamento perpendiculares ao <i>street canyon</i> para diferentes <i>Aspect Ratios</i> (Oke, 1988).....	115
Figura 5.16 - Representação do domínio em estudo para os casos de vento oeste.....	116
Figura 5.17 - Representação do domínio em estudo para os casos de vento norte e sul...	116
Figura 5.18 - Representação da malha para vento oeste .....	117
Figura 5.19 - Condições de fronteira consideradas para vento oeste .....	119

Figura 5.20 - Representação do perfil da velocidade do vento na entrada do domínio (Blocken et al, 2007) .....	120
Figura 5.21 - Localização das duas fontes de área no domínio de estudo .....	123
Figura 5.22 - Pontos de monitorização da concentração de PM <sub>10</sub> (real) .....	125
Figura 5.23 - Pontos de monitorização da concentração de PM <sub>10</sub> (no modelo) .....	126
Figura 5.24 - Contornos de concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para configuração atual para as quatro direções de vento principais .....	127
Figura 5.25 - Representação gráfica dos valores das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas e calculadas .....	132
Figura 5.26 - Gráfico comparativo dos valores das concentrações de PM <sub>10</sub> medidas e calculadas .....	132
Figura 5.27 - Comparação entre concentrações de PM previstas versus medidas para os três modelos .....	139
Figura 5.28 - Gráfico de dispersão de resíduos para os três modelos .....	142
Figura 5.29 - Comparação entre PM concentrações previstas versus medidas para os dados do Porto .....	144
Figura 5.30 - Localização dos pontos monitorizados na auditoria QAI .....	147
Figura 5.31 - Valores da concentração de PM <sub>10</sub> no ar interior do edifício .....	148
Figura 5.32 - As três trajetórias consideradas para o percurso pedonal das crianças .....	151
Figura 5.33 - A malha discreta utilizada para o cálculo da exposição .....	153
Figura 5.34 - Temperatura média vs radiação .....	169
Figura 5.35 - Temperatura máxima vs radiação .....	170
Figura 5.36 – Concentração média das partículas vs temperatura média .....	171
Figura 5.37 - Concentração média das partículas vs temperatura máxima .....	171
Figura 5.38 - Concentração de partículas (estação do Lavradio) vs Temperatura .....	172
Figura 5.39 - Concentração máxima de ozono (média das estações) vs Temperatura média do ar .....	173
Figura 5.40 - Concentração máxima de ozono (estação de QA do Hospital) vs Temperatura média do ar .....	173
Figura 5.41 - Evolução do coeficiente de correlação entre as concentrações de poluentes atmosféricos e a sintomatologia de asma ( <i>lag</i> 0 a 15 dias) .....	182
Figura 5.42 – Evolução do coeficiente de correlação entre as concentrações de poluentes atmosféricos e a sintomatologia sdr ( <i>lag</i> 0 a 15 dias) .....	183

Figura 5.43 - – Evolução do coeficiente de correlação entre as concentrações de poluentes atmosféricos e a sintomatologia tosse ( <i>lag</i> 0 a 15 dias) .....	185
Figura 5.44 – Pontos de contagem nos cruzamentos do IC21.....	190
Figura 5.45 – Pontos de contagem na rotunda do IC21.....	190
Figura 5.46 - Emissões de escape no IC21 (valores percentuais) .....	193
Figura 5.47 - Contributo das emissões das diversas classes de veículos na concentração de PM <sub>10</sub> no IC21 (valores percentuais).....	193
Figura 5.48 - Dispersão e concentração de PM <sub>10</sub> no inverno (esquerda) e verão (direita) .	194
Figura 5.49 - Dispersão e concentração de CO no inverno (esquerda) e verão (direita) ....	194
Figura 5.50 - Dispersão e concentração de NO <sub>x</sub> no inverno (esquerda) e verão (direita) ..	194
Figura 5.51 -Evolução da concentração média mensal de PM <sub>10</sub> , nas estações do Lavradio e da Escavadeira.....	196
Figura 5.52 - Evolução das concentrações médias mensais de SO <sub>2</sub> , na estação do Lavradio e estação da Escavadeira .....	197
Figura 5.53 - Evolução da concentração média diária de PM <sub>10</sub> , de 2007 a 2009, na estação do Lavradio.....	198
Figura 5.54 - Evolução da concentração média diária de PM <sub>10</sub> , de 2009 a 2011, na estação do Lavradio.....	198
Figura 5.55 - Evolução da concentração média diária de SO <sub>2</sub> , de 2007 a 2009, na estação do Lavradio.....	198
Figura 5.56 - Evolução da concentração média diária de SO <sub>2</sub> , de 2009 a 2011, na estação do Lavradio.....	199
Figura 5.57 - Evolução da concentração média diária de PM <sub>10</sub> , de 2007 a 2009, na estação da Escavadeira.....	200
Figura 5.58 - Evolução da concentração média diária de PM <sub>10</sub> , de 2009 a 2011, na estação da Escavadeira.....	200
Figura 5.59 - Evolução da concentração média diária de SO <sub>2</sub> , de 2007 a 2009, na estação da Escavadeira.....	200
Figura 5.60 - Evolução da concentração média diária de SO <sub>2</sub> , de 2009 a 2011, na estação da Escavadeira.....	201
Figura 5.61 – Evolução da concentração de PM <sub>10</sub> e PM <sub>2,5</sub> no interior da sala de aula .....	204
Figura 5.62 – Evolução da concentração de PM <sub>10</sub> do exterior e PM <sub>10</sub> e PM <sub>2,5</sub> do interior ao fim-de -semana .....	205

---

Figura 5.63 - Cenários considerados: a) atual, b) espaçamento de 4 m, c) espaçamento de 6 m, d) bloco compacto com o mesmo volume .....	208
Figura 5.64 - Geometria considerada para o cenário B (espaçamento de 4 m entre edifícios).....	209
Figura 5.65 - Contornos de concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário B para as quatro direções de vento principais.....	209
Figura 5.66 - Geometria considerada para o cenário C (espaçamento de 6 m entre edifícios).....	211
Figura 5.67 - Contornos de concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário C para as quatro direções de vento principais.....	211
Figura 5.68 - Geometria considerada para o cenário D (edifícios como um bloco).....	213
Figura 5.69 - Contornos de concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário D para as quatro direções de vento principais.....	213
Figura 5.70 - Vetores de velocidade do vento para um plano vertical passando pelo ponto 2 para condições de vento sul (cenários A, C e D) .....	218
Figura 5.71 - Vetores de velocidade do vento para um plano vertical passando pelo ponto 2 para condições de vento sul e vento norte (cenário D) .....	218
Figura 5.72 - Vetores de velocidade do vento para um plano horizontal a 1,5 m de altura para condições de vento norte (cenários A, C e D).....	219
Figura 5.73 - Vetores de velocidade do vento sul para um plano horizontal a 1,5 m de altura (cenários A, C e D).....	219
Figura 5.74 - Vetores de velocidade do vento para um plano horizontal a 1,5 m de altura para condições de vento oeste (cenários A e C).....	220
Figura 5.75 – Estrutura global da metodologia apresentada.....	227

---

## LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Valores limites legais de poluentes (APA, URL1) .....	42
Tabela 2.2 – Índices de qualidade do ar (APA, URL1).....	43
Tabela 3.1 - Características técnicas principais do equipamento de medição de concentrações de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 adaptado de (Verewa, 2004).....	49
Tabela 3.2 - Características técnicas principais do equipamento de medição de concentrações de partículas Dust track 8520 (TSI, 2006).....	51
Tabela 3.3 - Características técnicas principais das fotocélulas Omron E3G-L73 2M (Omron, 2011).....	53
Tabela 3.4 – Características técnicas principais do PLC Omron CP1L (Omron, 2011) .....	54
Tabela 3.5 - Caracterização das contagens de veículos realizadas na Av. Do Bocage.....	56
Tabela 3.6 - Parâmetros de introdução no ADMS Urban para as fontes de tráfego .....	61
Tabela 4.1 - Caracterização resumo das concentrações de PM <sub>10</sub> no ano de 2010 .....	82
Tabela 4.2 - Características gerais da estação meteorológica do Lavradio (fonte IPMA).....	83
Tabela 4.3 - Parâmetros meteorológicos registados na estação do Lavradio (fonte IPMA) .....	83
Tabela 4.4 - Temperaturas medidas na estação do Lavradio no período 1967-1990 (fonte: IPMA) .....	84
Tabela 4.5 - Valores de intensidade e frequência de ventos recolhidos na estação do Lavradio no período 1967-1990 (fonte: IPMA) .....	84
Tabela 4.6 - Frequência da ocorrência das classes de estabilidade para Setúbal (Domingos et al, 1980) .....	86
Tabela 5.1 - Descrição geral das variáveis de saúde recolhidas no Hospital N.Sr <sup>a</sup> do Rosário no Barreiro .....	90
Tabela 5.2 - Caracterização geral da rede de monitorização da qualidade do ar do Barreiro em 2012 .....	92
Tabela 5.3 - Caracterização dos métodos de análise dos poluentes medidos nas estações de qualidade do ar do Barreiro em dezembro de 2012.....	92
Tabela 5.4 - Data de início e de fim de atividade das estações de qualidade do ar (APA, URL2). .....	95

---

Tabela 5.5 - Localização das fontes pontuais e condições de emissão (Garcia, 2001) .....	99
Tabela 5.6 - Estimativas das emissões médias e máximas das fontes pontuais (Garcia, 2001) .....	100
Tabela 5.7 – Dados característicos das emissões da central de cogeração da FISIGEN...	101
Tabela 5.8 - Frequência da direção e velocidade do vento para cada cenário considerado.....	105
Tabela 5.9 - Resumo das concentrações máximas por classe de estabilidade considerando as fontes da Indústria.....	109
Tabela 5.10 - Resumo das concentrações máximas por classe de estabilidade considerando as fontes do tráfego rodoviário .....	109
Tabela 5.11 – Parâmetros de caracterização dimensional dos edifícios da Av. Do Bocage usados no cálculo do <i>Aspect Ratio</i> (AR).....	113
Tabela 5.12 – Caracterização do <i>street canyon</i> em função do <i>Aspect Ratio</i> AR (adaptado de Murena <i>et al</i> , 2009) .....	113
Tabela 5.13– Caracterização das dimensões do domínio para as quatro direções do vento .....	118
Tabela 5.14 - Caracterização do número de nós e de células para a configuração atual e para as 4 direções de vento consideradas.....	118
Tabela 5.15 - Resumo da taxa de emissão considerada para as duas fontes de área.....	123
Tabela 5.16 - Tabela resumo caracterizadora das duas fontes de área introduzidas.....	124
Tabela 5.17 – Localização dos pontos de monitorização.....	126
Tabela 5.18 - Distribuição das frequências de vento consideradas no indicador AQ.....	128
Tabela 5.19 - Concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para a configuração atual.....	129
Tabela 5.20 - Valores medidos de concentrações de PM <sub>10</sub> na Av. do Bocage .....	131
Tabela 5.21 - Valores das variáveis meteorológicas obtidas do <i>site</i> do Instituto Dom Luiz ( <a href="http://idl.ul.pt">http://idl.ul.pt</a> ) .....	131
Tabela 5.22 - Resumo da informação dos parâmetros gerais de modelo .....	137
Tabela 5.23 - Descrição resumida dos modelos desenvolvidos.....	138
Tabela 5.24 - Resumo do desempenho dos resultados dos modelos.....	139
Tabela 5.25 - Resultados de desempenho dos modelos ao teste omnibus .....	141
Tabela 5.26 - Testes de modelos de hipóteses.....	143
Tabela 5.27 – Identificação dos pontos monitorizados na auditoria QAI.....	146
Tabela 5.28 – Concentração de PM <sub>10</sub> em cada ponto de monitorização .....	148

Tabela 5.29 – Concentração de CO <sub>2</sub> em cada ponto de monitorização .....	149
Tabela 5.30 – Relação entre as concentrações de PM <sub>10</sub> no interior da escola e no exterior (rua) .....	150
Tabela 5.31 - Resumo dos três percursos pedonais considerados.....	152
Tabela 5.32 - Resumo dos três percursos pedonais considerados.....	154
Tabela 5.33 - Valor adimensional da exposição das crianças às PM <sub>10</sub> para as quatro trajetórias considerando a frequência anual do vento durante um ano.....	155
Tabela 5.34 - Descrição geral das variáveis em estudo.....	160
Tabela 5.35 - Estatística descritiva das variáveis recolhidas .....	163
Tabela 5.36 - Valor de correlação crítico para 300 casos .....	168
Tabela 5.37 - Valor de correlação crítico para 700 casos .....	168
Tabela 5.38 - Correlações dados médicos.....	174
Tabela 5.39 - Correlações entre poluentes .....	175
Tabela 5.40 - Correlações entre todas as variáveis estudadas.....	177
Tabela 5.41 - Correlações dados médicos com médias das estações .....	179
Tabela 5.42-Correlações entre estações .....	180
Tabela 5.43 - Coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis concentrações médias de poluentes (O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> e CO) e asma para as <i>lags</i> temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias .....	182
Tabela 5.44 - Coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis concentrações médias de poluentes (O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> e CO) e sdr para as <i>lags</i> temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias.....	183
Tabela 5.45 - Coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis concentrações médias de poluentes (O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> , NO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> e CO) e tosse para as <i>lags</i> temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias .....	184
Tabela 5.46 – Valores de contagem de veículos .....	190
Tabela 5.47 - Atividades desenvolvidas na sala de aula.....	203
Tabela 5.48 - Caracterização da sala de aula.....	203
Tabela 5.49 - Rácio entre PM <sub>10</sub> no interior e no exterior .....	206
Tabela 5.50 – Concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário B .....	210
Tabela 5.51 - Concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5m de altura para o cenário C.....	212
Tabela 5.52 - Concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário D.....	214
Tabela 5.53 - Quadro resumo comparativo das concentrações médias de PM <sub>10</sub> a 1,5 m	

---

de altura para os cenários A, B, C e D.....	215
Tabela 5.54 - Concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o ponto 2 (bingo) para os quatro cenários e para as quatro direções de vento .....	217
Tabela 5.55 – Resumo das concentrações de PM <sub>10</sub> a 1,5m de altura para os quatro cenários estudados (A, B, C e D) para os pontos analisados (1 a 7) e para as quatro direções do vento .....	220
Tabela 5.56 – Resumo dos valores do índice AQ para os quatro cenários considerados (A,B,C e D) para os pontos estudados (1 a 7) .....	223
Tabela 5.57 – Resumo das variáveis multidisciplinares utilizadas na metodologia.....	226

---

# NOMENCLATURA

## CARACTERES ROMANOS

a - Velocidade do som (m/s)

ABL - Atmospheric boundary layer

$A_i$  - Área da zona i ( $m^2$ )

$c_i$  - Comprimento do veículo (m)

$C_{PM_{10}}$  - Concentração de  $PM_{10}$  ( $\mu g/m^3$ )

$C_c$  - Fator de correção de Cunningham para a lei de stokes

$C_d$  - Coeficiente de resistência aerodinâmica

$C_p$  - Calor específico do ar (J/(kg.K))

$C_s$  - Constante de rugosidade

$d_p$  - Diâmetro da partícula (m)

F - Força externa da fonte (N)

$F_{\theta_0}$  - Fluxo de calor à superfície ( $W/m^2$ )

$F_d$  - Força de resistência aerodinâmica (N)

FF - Fator de forma (shape factor) do perfil de *street canyon*

$f_i$  - Frequência de ocorrência de cada direção do vento

g - Aceleração da gravidade ( $m/s^2$ )

$g_i$  - Componente do vetor gravitacional na direção i

$G_b$  - Taxa de geração da energia cinética turbulenta devido à impulsão

$G_k$  - Taxa de geração da energia cinética turbulenta devido à média do gradiente de velocidades

h - Altura da camada limite atmosférica (m)

$H_B$  - Altura dos edifícios do *street canyon* no modelo ADMS Urban (m)

---

I - Matriz identidade da tensão

K - Constante de Von Karman

k - Energia cinética turbulenta ( $m^2/s^2$ )

$k_s$  - Altura da rugosidade (m)

L - Distancia entre duas fotocélulas (m)

$L_{MO}$  - Comprimento de Monin-Obukhov (m)

$L_r$  - Largura do vórtice no interior do *street canyon* no modelo ADMS Urban (m)

$M_t$  - Número de Mach

n - Numero da iteração

$N_i$  - Número de pontos de monitorização na zona i numa auditoria de Qualidade do Ar

NO – Monóxido de azoto

$NO_x$  – Óxidos de azoto

$SO_2$  – Dióxido de enxofre

$O_3$  - Ozono

p - Pressão estática (Pa)

$PM_1$  - Partículas de diâmetro inferior a 1  $\mu m$

$PM_{2,5}$  - Partículas de diâmetro inferior a 2,5  $\mu m$

$PM_5$  - Partículas de diâmetro inferior a 5  $\mu m$

$PM_{10}$  – Partículas de diâmetro inferior a 10  $\mu m$

$P_r$  - Número de Prandtl

$Q_s$  - Intensidade da fonte (g/s)

$Re$  - Número de Reynolds

$S_m$  - Geração ou remoção de massa de uma espécie ( $kg/m^3/s$ )

s - Valor da superfície de uma esfera com o mesmo volume de uma partícula (Ansys Fluent) ( $m^2$ )

---

S - Valor efetivo da superfície de uma partícula (Ansys Fluent) ( $m^2$ )

$S_k$  - Fontes definidas pelo utilizador no modelo Ansys Fluent.

$S_z$  - Fontes definidas pelo utilizador no modelo Ansys Fluent.

t - Tempo (s)

$t_{1i}$  - Tempo de início de passagem do veículo na 1ª fotocélula FC1 (s)

$t_{1f}$  - Tempo final de passagem do veículo na 1ª fotocélula FC1 (s)

$t_{2i}$  - Tempo de início de passagem do veículo na 2ª fotocélula FC2 (s)

$t_{2f}$  - Tempo final de passagem do veículo na 2ª fotocélula FC2 (s)

$T_0$  - Temperatura à superfície do solo ( $^{\circ}C$ )

u - Velocidade do escoamento contínuo (m/s)

U - Velocidade do vento na altura da pluma (m/s)

$U(y)$  - Velocidade do vento à altura y (m/s)

$u^*$  - Velocidade de fricção na superfície terrestre (m/s)

$U_{10}$  - Velocidade do vento a 10 metros de altura (m/s)

$u_b$  - Velocidade do vento ao nível da rua no local de recirculação (ADMS Urban) (m/s)

$U_f$  - Velocidade de fricção (m/s)

$u_p$  - Velocidade da partícula (m/s)

$u_t$  - Velocidade do vento ao nível dos telhados no modelo ADMS Urban (m/s)

v - Componente da velocidade do escoamento paralela ao vetor gravitacional (Ansys Fluent)

$v_i$  - Velocidade do veículo (m/s)

y - Distância lateral ao centro da pluma (m)

$y_0$  - *Roughness length* (m)

$Y_M$  - Contribuição da dissipação da dilatação

z - Altura acima do solo (m)

$Z_p$  - Altura da localização da fonte acima do solo (m)

---

## CARACTERES GREGOS

$\bar{\tau}$  - Tensor de tensões viscosas

$\sigma_y$  - Dispersão horizontal da pluma (m)

$\sigma_z$  - Dispersão vertical da pluma (m)

$\mu$  - Viscosidade molecular (N·s/m<sup>2</sup>)

$\mu_t$  - Viscosidade turbulenta (N s/m<sup>2</sup>)

$\alpha_k$  - Inverso do número de Prandtl para  $k$

$\alpha_\varepsilon$  - Inverso do número de Prandtl para  $\varepsilon$

$\beta$  - Coeficiente de expansão térmica (K<sup>-1</sup>)

$\varepsilon$  - Taxa de dissipação turbulenta do modelo (m<sup>2</sup>/s<sup>3</sup>)

$\rho$  - Massa específica (kg/m<sup>3</sup>)

$\rho_p$  - Massa específica da partícula (kg/m<sup>3</sup>)

$\phi$  - Fator de forma (Fluent) (=S/s)

$\Gamma_p$  - Tempo de relaxação da partícula (s)

## ABREVIATURAS

ACAP - Associação Automóvel de Portugal

ADENE - Agência para a Energia

ADMS - Atmospheric Dispersion Modeling System

ANSYS FLUENT - ANSYS Fluent Flow Modeling Simulation Software

APA - Agência Portuguesa do Ambiente

APHEIS - Air Pollution and Health a European Information System

AR - Aspect Ratio (fator de forma do perfil de *street-canyon*)

ASHRAE - American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.

CAFE - Clean Air For Europe

---

CCDR - Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional

CCPA - Canadian Chemical Producer's Association.

CE - Carbono elementar

CERC - Cambridge Environmental Research Consultants Ltd

CFD - Computational Fluid Dynamics

COVNM's - Compostos orgânicos voláteis não-metânicos

DL - Decreto-Lei

DMRB - Database of traffic emission factors

DPM - Discrete Phase Model

EB - Escola Básica

EDP - Eletricidade de Portugal

EEA - European Environmental Agency

EMECAM - Spanish Multicenter Study on the Relationship between Air Pollution and Mortality

EN - Estrada Nacional

EPA - Environmental Protection Agency

EU - European Union

FC - Fotocélula

FCT - Fundação para a Ciência e a Tecnologia

FR - Frequência

HEPA - Classificação associada a filtros de ar de alta eficiência

HNSR – Hospital Nossa Sr<sup>a</sup> do Rosário (Barreiro)

IC - Itinerário Principal

IM - Instituto de Meteorologia

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera

ISQ - Instituto de Soldadura e Qualidade

---

LES - Large eddy simulation

LVT - Lisboa e Vale do Tejo.

MLG - Modelo Linear Generalizado

MR - Máximo de referência

MT - Margem de tolerância

NAEI - National Atmospheric Emissions Inventory

OC - Carbono Orgânico

OECD - Organization for Economic Co-operation and Development

OSPM - Operational Street Pollution Model

PQ - Perito Qualificado do SCE

QAI - Qualidade do Ar Interior

QUALAR - Base de dados *on-line* sobre qualidade do ar da APA

RLVT - Região de Lisboa e Vale do Tejo

RSECE - Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios

RSTM - Reynolds Stress Transport Model

SCE - Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar nos Edifícios

SDR – Síndrome de Dificuldade Respiratória

SU - Serviço de urgência

TREM - Modelo de Transporte de Emissões para Fontes de Linha

TSP - Partículas Totais em Suspensão

UDF - User Defined Function (Ansys Fluent)

UE - União Europeia

USEPA - United States Environmental Protection Agency

VADIS - Modelo de dispersão de poluentes à escala local

VL - Valor limite

---

VM - Velocidade média

WHO - World Health Organization



---

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Motivo e Âmbito da tese

A qualidade do ar e a sua relação com a saúde são aspetos com cada vez maior importância no entendimento das questões associadas à saúde pública. Estas questões são tanto mais importantes quando as movimentações demográficas e o envelhecimento da população nacional e europeia levam a novos esforços no desenvolvimento de políticas de saúde, planeamento urbano e desenvolvimento sustentável a nível local e global. Estes aspetos encontram-se intimamente ligados, uma vez que uma boa qualidade do ar é essencial para a saúde humana e para o equilíbrio do sistema ambiental do planeta. Por outro lado também é sabido que a poluição do ar afeta a qualidade de vida da população em geral quer nas suas vertentes sociais quer na vertente de saúde pública. Segundo a OMS no ano de 2012 cerca de 7 milhões de pessoas morreram (um oitavo do número total de mortes), como resultado da exposição à poluição do ar (WHO, 2014), tendo esta organização através da sua Agência Internacional para Pesquisa sobre Cancro (IARC) classificado no final de 2013 a poluição atmosférica como carcinogénico para humanos, considerando deste modo a poluição atmosférica como causa ambiental de morte por cancro (WHO, 2013).

No entanto, e apesar de estes temas serem nos nossos dias bastante discutidos e merecerem uma atenção crescente por parte quer da comunidade científica, quer da opinião pública em geral, continua a existir um amplo debate sobre o modo como estudar e avaliar o impacto da qualidade do ar, na saúde. Um dos aspetos importantes em debate é o planeamento adequado das cidades, nomeadamente no que se refere à sua geometria global (edifícios, atividades industriais, vias rodoviárias, vias pedonais, pontes, rotundas entre outros), bem como as decisões relacionadas com a gestão do tráfego rodoviário, pelo que a decisão por parte dos decisores políticos, dos planos diretores municipais é um fator estratégico.

---

Face a este enquadramento, procurou-se nesta tese desenvolver uma metodologia que permitisse contribuir para o entendimento da relação global e complexa entre a qualidade do ar (com especial atenção para as partículas) com a saúde, desenvolvendo uma metodologia que se aplicou a um caso concreto – a cidade do Barreiro e a um poluente específico, as partículas (PM<sub>10</sub>).

## 1.2 Enquadramento do tema do trabalho

A informação sobre os níveis de poluição atmosférica em geral e a qualidade do ar exterior, em particular, é já um aspeto largamente discutido e desenvolvido quer na comunidade científica quer na população em geral. Existem assim à disposição do utilizador comum, inúmeros *websites* e boletins informativos de qualidade do ar, uns mais complexos que outros, desenvolvidos pelas mais diversas organizações e das quais se destaca, em Portugal, a informação disponibilizada pela Agência Portuguesa do Ambiente.

Também a problemática da relação entre a qualidade do ar exterior e a qualidade do ar interior é já um aspeto de grande desenvolvimento na atualidade e de grau de dificuldade de análise superior uma vez que se reveste de aspetos de grande complexidade associado ao grande número de variáveis que intervêm nesta relação. No entanto tem sido feito um esforço, pela comunidade científica, no desenvolvimento de modelos que, de algum modo, prevejam e simulem a relação existente entre a qualidade do ar exterior e a qualidade do ar interior, num determinado edifício. Neste campo destacam-se os trabalhos de Mosley (Mosley *et al*, 2001) e da EPA (US EPA, 2002). Um passo ainda mais recente e ambicioso refere-se à modelação da exposição humana a estes dois tipos de ambientes, relacionando a atividade do indivíduo e o seu tempo de permanência nesse espaço com os ambientes em que se encontra em termos de qualidade do ar.

Dos poluentes atmosféricos mais estudados, o ozono troposférico (O<sub>3</sub>) e as partículas finas estão relacionados através dos seus precursores comuns (WHO, 2000, 2003, 2004), nomeadamente os óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>) e os compostos orgânicos voláteis

---

não-metânicos (COVNM). Quando inalados, quer o ozono quer as partículas finas, crê-se que provocam efeitos adversos na saúde humana. Estes efeitos incluem o agravamento de doenças respiratórias como a asma (após uma curta exposição) e afeções respiratórias e cardiovasculares, bem como cancro e mortalidade prematura (após exposições prolongadas) (WHO, 2013). Segundo alguns estudos é provável que o seu efeito seja aditivo, pelo menos a curto prazo (Camargo, 2003), (Branis, 2004), (Ballester *et al*, 2005). Estes impactos para a saúde são causados por concentrações elevadas pontuais ou por concentrações não tão elevadas, mas sistemáticas e persistentes ao longo do tempo. De uma forma ou de outra, ou através da conjugação de ambas as formas, a qualidade do ar é hoje um aspeto primordial, para a saúde sendo segundo a OMS, no ano de 2012, a causa de morte de cerca de 7 milhões de pessoas, perfazendo aproximadamente um oitavo do número total de mortes nesse ano (WHO, 2014). No caso das partículas, tipicamente os níveis de concentração mantêm-se elevados ao longo de todo o ano, enquanto os problemas relacionados com o ozono manifestam-se sobretudo nos meses de verão. Os níveis de ozono registados durante a vaga de calor em Portugal no verão de 2003 foram particularmente elevados. É também sabido que alguns grupos são mais vulneráveis do que outros a elevadas concentrações de ozono e de partículas. Os grupos mais afetados são geralmente as crianças, os asmáticos, os doentes crónicos e os idosos (Domici, 2004), (EEA, 2005), (Jimenez *et al*, 2009).

A presente tese procura de algum modo relacionar os temas acima descritos – qualidade do ar, exposição humana e saúde, através do desenvolvimento de uma metodologia de estudo e análise, aplicada a um caso de estudo, a cidade do Barreiro.

### **1.3 Revisão Bibliográfica**

O âmbito da presente tese é relativamente alargado e cobre várias áreas de estudo, pelo que são apresentados de seguida alguns dos trabalhos mais importantes nas áreas da qualidade do ar exterior e interior, relação entre a poluição do ar e a saúde, e simulação numérica relacionada com a qualidade do ar. É também feito um resumo da legislação referente à qualidade do ar.

---

### 1.3.1 Relação entre poluição do ar e saúde

O pressuposto de que a poluição atmosférica poderia causar mortes em situações de concentrações elevadas de poluentes, surgiu em meados do século XX, devido essencialmente a uma série de desastres que aconteceram nos Estados Unidos e Europa. Posteriormente, já no início dos anos 90, trabalhos associados ao estudo de séries temporais em diversas localizações mostraram que mesmo níveis de poluição menos elevados, mas persistentes no tempo, poderão conduzir ao aumento dos níveis de mortalidade e morbidade na população. Já mais recentes são no entanto os estudos que procuram associar os níveis de poluição atmosférica (mesmo que não elevados) ao aparecimento de problemas respiratórios em certos grupos de maior suscetibilidade a estes problemas, como sejam as crianças, os idosos e os doentes crónicos. Todos estes tipos de estudo continuam no entanto a procurar correlacionar de uma forma consistente os níveis de poluição atmosférica com a saúde pública em geral. Sendo assim um tema em constante desenvolvimento, são de realçar os trabalhos que se apresentam em seguida nestas áreas.

Apesar de alguns trabalhos principalmente da responsabilidade de médicos terem sido desenvolvidos nas décadas de 60, 70 e 80, procurando relacionar a saúde com os níveis de poluição, foi na década de 90 que estes trabalhos tiveram o seu grande impulso nomeadamente através da sistematização de metodologias e aplicação de métodos estatísticos. Destacam-se nesta década os trabalhos de Timonen e Pekkanen (Timonen e Pekkanen, 1997), que estudaram a associação entre a poluição atmosférica diária durante o inverno de 1994 e a saúde respiratória de crianças entre os 7 e os 12 anos na cidade de Kuopio, Finlândia. Setenta e quatro crianças com sintomas de asma e noventa e cinco crianças com sintomas de tosse persistente, vivendo em áreas urbanas ou suburbanas, foram seguidas por três meses. Durante o período estudado, a concentração diária média de partículas com diâmetro inferior a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ) foi 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na área urbana e 13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na área suburbana. Os autores concluem que os resultados indicam que a poluição atmosférica devida a  $\text{PM}_{10}$  está associada aos níveis de saúde respiratória, especialmente nas crianças com asma. A

---

maior associação verificou-se com um atraso de dois dias entre o pico nas concentrações de  $PM_{10}$  e o pico de problemas nas crianças com asma. Também Ciccone (Ciccone *et al*, 1998) investigaram a relação entre indicadores de tráfego rodoviário da área de residência de crianças e a ocorrência de episódios respiratórios crônicos nessas crianças. O método utilizado foi a realização de inquéritos em 10 áreas do norte e centro de Itália, no período do outono de 1994 ao inverno de 1995, dividido em dois grupos de idades (6 – 7 e 13 – 14 anos). Informação sobre diversas desordens respiratórias e sobre o tráfego rodoviário na proximidade das residências foi recolhida através de um questionário fornecido às crianças e aos pais. A amostra analisada incluiu 39 275 indivíduos e foram utilizados modelos de regressão no tratamento dos dados. Os resultados foram que, nas áreas metropolitanas, elevadas frequências de tráfego rodoviário na zona da residência, estavam associadas ao incremento significativo de riscos no sistema respiratório através de diversos sintomas. As correlações mais fortes foram encontradas com Bronquite, Bronquiolite e Pneumonia. No mesmo estudo não foram no entanto encontradas correlações fortes entre o tráfego rodoviário e problemas respiratórios em zonas rurais ou urbanas de menor dimensão. Deste modo os autores concluem que a exposição às exaustões devido a tráfego rodoviário intenso pode ter efeitos adversos significativos na saúde respiratória das crianças que residem em áreas metropolitanas, aumentando deste modo a ocorrência de infeções respiratórias provocando o aparecimento de sintomas de doenças pulmonares na idade escolar. Também Hajat (Hajat *et al*, 1999) verificaram a associação entre a poluição atmosférica em Londres e o número de consultas de asma e outras doenças do aparelho respiratório. O método que seguiram foi uma análise da série temporal das consultas relacionadas com doenças respiratórias entre os anos de 1992 e 1994. Foram analisados dados de 295 740 pacientes de 47 unidades hospitalares de Londres. Concluíram pela existência de associação entre a poluição atmosférica e as consultas diárias de asma e outras doenças do aparelho respiratório. As associações mais significativas foram observadas nas crianças e os poluentes mais importantes que potenciavam estes efeitos eram o Dióxido de Azoto ( $NO_2$ ), Monóxido

---

de Carbono (CO) e Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>). Nos adultos a única associação consistente encontrada foi com as PM<sub>10</sub>.

Sendo efetivamente as partículas (PM<sub>10</sub>) o poluente cujos resultados se apresentam mais diretos e com consequências na saúde, alguns trabalhos apontavam também para a influência de outros poluentes na saúde, sendo de destacar os trabalhos de Segala (Segala *et al*, 1998), que estudaram os efeitos de curto prazo dos baixos níveis de poluição em crianças com asma em Paris. Para tal desenvolveram um acompanhamento de 84 crianças com asma diagnosticada e divididos em dois grupos de acordo com gravidade da doença. Este acompanhamento foi feito durante 6 meses. Verificaram a existência de correlação entre um aumento dos casos de asma reportados com o nível de poluição atmosférica. A maior correlação com a asma foi encontrada quando se verificava um aumento de 50 µg/m<sup>3</sup> de SO<sub>2</sub> no mesmo dia. Verificaram-se no entanto também correlações com problemas respiratórios 3 dias após esse aumento de 50 µg/m<sup>3</sup> de SO<sub>2</sub>. Os resultados encontrados permitiram aos autores concluir pela evidência de efeitos dos baixos níveis de poluição atmosférica relacionados com sintomas de problemas respiratórios em crianças com asma.

Com a entrada no novo milénio o estudo da influência dos poluentes atmosféricos na saúde teve o seu grande desenvolvimento. Da grande quantidade de trabalhos desenvolvidos destacam-se os trabalhos produzidos pela *World Health Organization* (WHO) (WHO, 2003, 2004, 2005, 2008, 2012), em que se procurou sistematizar os conhecimentos do efeito da poluição atmosférica de diversos poluentes, com particular ênfase nas partículas, ozono e dióxido de azoto. Este relatório pretendeu funcionar como *Guidelines* no estabelecimento de quadros de regulamentação, tomada de decisões e apoio à gestão ambiental. Pretendeu também integrar as políticas europeias para a qualidade do ar, nomeadamente o programa *Clean Air For Europe* (CAFE). Este grupo de trabalho propõe a utilização de partículas mais finas, com diâmetros inferiores a 2,5 µm (PM<sub>2,5</sub>), como indicadoras dos riscos associados à saúde devido à poluição por partículas. Destacam-se também os trabalhos de Peng (Peng *et al*, 2004), que estudaram a aplicação de modelos de séries temporais procurando relacionar as alterações nos níveis de qualidade do ar com os níveis de mortalidade diária. Os

---

autores desenvolveram modelos semi-paramétricos Bayesianos para estimar os efeitos da variação temporal da poluição na mortalidade, através da sua aplicação a estudos, em múltiplas cidades dos Estados Unidos. Este método foi aplicado ao *National Morbidity and Mortality Air Pollution Study Database* para o período de 1987 a 2000 e inclui dados de 100 cidades dos Estados Unidos. Verificaram assim que, nas cidades estudadas nos Estados Unidos, um aumento de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nas  $\text{PM}_{10}$  atmosféricas está associado a um aumento de 0,15%, 0,14%, 0,36% e 0,14% de aumento na mortalidade no inverno, primavera, verão e outono, respetivamente. Sunier (Sunier, 2001) procurou também encontrar consistência na relação entre o aumento dos níveis de poluição de ar urbana e efeitos de curto prazo na saúde pública, nomeadamente mortalidade e admissões hospitalares. Este estudo, dedica-se essencialmente às partículas e estudou pacientes que sofrem de doença obstrutiva pulmonar crónica. Concluiu que deverão ser desenvolvidos mais estudos, alargar a base de estudo geográfica e aumentar o período de estudo, pois os efeitos cruzados e as distintas variáveis que influenciam os dados tornaram difíceis as conclusões. Clancy publicou em 2002, na conceituada revista *Lancet* (Clancy *et al*, 2002), um artigo onde comparam as concentrações de poluição atmosférica em Dublin durante 72 meses, com as mortes devido a problemas respiratórios e cardiovasculares, nesse mesmo período. Este estudo foi realizado, analisando os valores antes e depois da proibição de venda de carvão em Dublin. Verificaram assim que as concentrações médias de partículas declinaram de 35 para  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (70%) após a proibição de venda de carvão e que as mortes não traumáticas devido a causas respiratórias passaram de 15% para 5%, as mortes cardiovasculares passaram de 10% para 3%. Concluíram assim que a redução das mortes por doenças respiratórias e cardiovasculares em Dublin indicia que o controlo do nível de partículas no ar poderá diminuir substancialmente o número de mortes diárias. Qian (Qian *et al*, 2004) estudaram também a relação entre saúde respiratória e ambientes poluídos através da observação de 7048 crianças em idade escolar, idades entre 5 e 16 anos e vivendo em quatro cidades chinesas de Lanzhou, Chongqing, Wuhan e Guangzhou. Os níveis de poluição de partículas ( $\text{PM}_{2,5}$ ,  $\text{PM}_{10}$ ), Partículas totais em suspensão (TSP),  $\text{SO}_2$ , e  $\text{NO}_x$  foram medidos nestas cidades, de

---

1993 a 1996. Baseados numa análise das concentrações aritméticas médias de  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{10}$ , TSP,  $SO_2$ , e  $NO_x$ , os autores classificaram as crianças em quatro categorias de exposição à poluição atmosférica. Testaram a relação exposição-resposta usando modelos de regressão linear e verificaram a existência de relações positivas entre a exposição e as concentrações de poluentes no que se refere a problemas respiratórios e tosse. Concluíram deste modo que a exposição a misturas de poluentes atmosféricos tem efeitos adversos nas crianças que viviam nesta quatro cidades chinesas. Diversos estudos semelhantes foram desenvolvidos em outros países. Jalaludin (Jalaludin *et al*, 2004) desenvolveram um estudo semelhante, onde seguiram durante 11 meses crianças de escolas primárias de Sidney, procurando relacionar os níveis de poluição atmosférica com a morbidade respiratória. Para isso obtiveram valores diários de diversos poluentes (ozono,  $PM_{10}$ , e  $NO_2$ ), valores de variáveis meteorológicas e valores de pólen na atmosfera. Dados de 125 crianças foram analisados no total, tendo sido utilizados modelos de regressão linear para procurar encontrar associações entre poluição atmosférica e sintomas de problemas respiratórios, tais como asma, visitas ao médico e medicação. Da análise dos resultados concluíram pela não existência de correlação entre os níveis de Ozono atmosférico e problemas respiratórios, visitas ao médico ou utilização de medicação. Concluíram, no entanto, sobre a existência de correlação entre as concentrações de  $PM_{10}$  e problemas relacionados com crianças com asma e também verificaram a existência de correlação entre as concentrações de  $NO_2$  e problemas respiratórios associados a tosse persistente. Ballester (Ballester *et al*, 2006) desenvolveram um estudo semelhante, em Espanha, ao qual denominaram EMECAM, procurando avaliar o impacto da poluição atmosférica na mortalidade neste país. Estudaram deste modo 14 cidades espanholas pelo período de 1995-1999, onde procuraram relacionar a mortalidade diária devido a duas causas, doenças cardiovasculares e doenças respiratórias, com os níveis de poluição atmosférica para partículas ( $PM_{10}$ ) e outros poluentes ( $SO_2$ ,  $NO_2$ , CO e  $O_3$ ). Utilizaram um modelo aditivo de regressão de Poisson, considerando análises simples de um só poluente e análises combinadas de ambos os poluentes. Verificaram que o aumento de  $10 \mu g/m^3$  na concentração média de  $PM_{10}$  conduzia (com um atraso de um dia) a um aumento de

---

0,8% na mortalidade total. Concluíram assim sobre a existência de correlação entre a mortalidade e a poluição devido a elevados níveis de concentração de partículas e outros poluentes na atmosfera, em Espanha.

Peters (Peters *et al*, 2000) estudaram os efeitos das partículas na saúde pública na Europa Central. Valores da mortalidade e da poluição atmosférica foram recolhidos numa região bastante poluída da República Checa e de uma região rural na Alemanha. Uma análise utilizando métodos de regressão linear de Poisson foi desenvolvida. Constatou-se que a República Checa apresentava um aumento de 3,8% de mortalidade associada a valores de 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de partículas totais em suspensão (TSP) com um atraso de dois dias e um aumento de 9,5% mortalidade com um atraso de um dia. Não foram encontradas correlações entre a mortalidade e os níveis de concentrações de partículas (TSP) na zona rural da Alemanha. Os autores concluem sobre a existência de associação entre as concentrações de partículas em locais poluídos da Europa Central com mortalidade nesses locais. Koenig (Koenig *et al*, 2005) apresentam uma perspetiva diferente da análise da qualidade do ar na saúde pública, uma vez que a maioria dos estudos relacionam concentrações de partículas com saúde utilizando apenas os valores das concentrações do ar exterior (*outdoor air*) como indicador para a exposição humana. No entanto segundo estes autores e devido ao facto das pessoas passarem mais tempo no interior de espaços (*indoor*), expostas a poluentes como as partículas, que são uma combinação das partículas geradas no interior com as partículas infiltradas do exterior, é importante investigar os efeitos na saúde diferenciando interior-exterior e sua relação. Apresentam assim um modelo onde consideram a eficiência de filtragem para corrigir a exposição pessoal. O estudo incide sobre a importância da componente de qualidade do ar interior nos efeitos na saúde de crianças com asma.

Schwartz (Schwartz *et al*, 2002) dedicam particular atenção à forma da curva concentração-resposta das concentrações diárias de poluição atmosférica versus mortes diárias. Para tal os autores estudaram esta relação utilizando um modelo hierárquico em seis cidades dos Estados Unidos, dedicando particular atenção às  $\text{PM}_{2,5}$ . Procuraram verificar se existia um valor limiar (*threshold*) abaixo do qual as

---

mortes devido às partículas não teriam expressão. Concluíram sobre a não existência desse valor limiar. No entanto concluíram que o controlo destas partículas finas poderia resultar na diminuição de milhares de mortes por ano nestas cidades dos Estados Unidos. Slaughter (Slaughter *et al*, 2004) estudaram a influência das diferentes frações dos diâmetros das partículas nas morbidades cardíaca e respiratória e na mortalidade. Estudaram as correlações de curto prazo entre quatro frações dos diâmetros das partículas ( $PM_1$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_{10}$ , e  $PM_{10-2,5}$ ), CO e as admissões hospitalares devido a problemas cardíacos e respiratórios, na cidade de Spokane, Washington. Utilizaram um modelo log-linear generalizado para comparar as médias diárias de PM e CO com os valores diários de morbidade e mortalidade no período de janeiro de 1995 a junho de 2001. Analisaram também os atrasos de 0 a 3 dias entre os respetivos valores de concentrações, morbidade e mortalidade. Não encontraram correlação consistente entre as concentrações de partículas e a mortalidade ou morbidade. Pelo contrário encontraram correlações entre as concentrações de CO com as admissões hospitalares, e com as consultas por asma, com um atraso de três dias. Também não encontraram correlação entre o diâmetro das partículas e as admissões hospitalares devido a problemas cardíacos ou mortalidade.

Aga (Aga *et al*, 2003) dedicaram particular atenção ao mesmo tipo de estudos, que procuram encontrar correlações entre concentrações de poluentes e efeitos na saúde, mas neste caso concentraram-se no estudo dos idosos (> 65 anos). Valores diários de concentrações de partículas ( $PM_{10}$ ) foram comparados com o número diário de mortes de pessoas com mais de 65 anos, em 29 cidades europeias. Os resultados obtidos mostram que as partículas têm um efeito na mortalidade, para este grupo de população, superior aos valores obtidos quando comparados com a população total. Ribeiro (Ribeiro H. e Cardoso, 2003), apresentam um trabalho muito interessante onde comparam os valores de qualidade do ar medidos pela rede de monitorização da cidade de São Paulo, com dados sobre a saúde respiratória de crianças. Este estudo foi feito para o ano de 1986 e feito de novo no ano de 1998, tendo os resultados sido comparados. Foi assim avaliado o efeito dos programas de redução de poluição atmosférica, implementados ao longo destes anos. Os resultados obtidos mostram que

---

os programas de controlo de poluição foram, em parte, neutralizados pelo aumento do número de carros. Concluíram no entanto que a diminuição dos níveis de concentração de partículas e SO<sub>2</sub>, ao longo dos anos, conduziu a uma redução na incidência de doenças respiratórias.

Também os trabalhos de Galán (Galán *et al*, 2003) seguem a mesma linha de procura de correlação entre a poluição atmosférica e a morbilidade asmática. No entanto neste estudo incluem, na análise, o pólen como possível fator que influencia os resultados. Deste modo analisam as concentrações de poluentes atmosféricos (SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>), e os níveis de pólen na atmosfera e comparam com as admissões devido a asma em hospitais, em Madrid, no período de 1995 a 1998. Os dados foram analisados usando modelos regressivos de Poisson. As correlações mais fortes foram encontradas para o Ozono com um dia de atraso e para as partículas com três dias de atraso. Concluem que a presença do pólen não é significativa na influência dos resultados. Em Portugal, destacam-se os trabalhos de Alves (Alves *et al*, 2010) que estudaram a correlação entre a poluição atmosférica e os registos diários de internamentos por doenças cardiorrespiratórias. Os níveis de PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, NO, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>, no período 1999-2004, foram analisados para avaliar a relação entre poluição atmosférica e morbilidade, em Lisboa. Modelos de regressão de Poisson foram adotados e uma significativa associação positiva (para um desfasamento de 1 ou 2 dias) foi encontrada entre os marcadores de tráfego relacionados com a poluição (CO e NO<sub>2</sub>) e as doenças cardiocirculatórias, em todas as faixas etárias. Admissões de emergência de crianças por doença respiratória foi significativamente correlacionada com os níveis de SO<sub>2</sub>. Mais recentemente são de destacar alguns trabalhos que procuram estudar e correlacionar a saúde com as nanopartículas. Nesta área são de destacar os trabalhos de (Kumar *et al*, 2014a, 2014b) que identificam estas partículas como as mais perigosas para a saúde pois penetram profundamente nas vias respiratórias podem entrar na corrente sanguínea.

---

### 1.3.2 Relação entre qualidade do ar interior e exterior

A relação entre as concentrações de poluentes, no interior e no exterior, tem sido um tema em amplo desenvolvimento, nos últimos anos. O aprofundar de estudos nesta área está relacionado com o conhecimento de que nos ambientes urbanos o homem passa cerca de 90% do tempo no interior de espaços fechados (*indoor*). Deste modo, em termos de exposição, este fator toma primordial importância no entendimento dos fenômenos que regem esta relação *outdoor-indoor* na qualidade do ar. É um estudo complexo, uma vez que depende e está relacionado com inúmeros fatores como, por exemplo, o nível de ventilação do espaço, o tipo de filtragem, as atividades desenvolvidas no interior, fatores meteorológicos como vento e temperatura, o nível de poluição exterior na envolvente, entre outros. Alguns autores têm assim tentado de algum modo estudar e quantificar esta relação entre a qualidade de ar interior/exterior. (Lee, 1997), investigou a qualidade do ar no interior e no exterior de dois blocos de gabinetes da Universidade Politécnica de Hong Kong, um em Tsim Sha Tsui East e outro em Shatin. Análises à qualidade do ar no interior e no exterior dos gabinetes foram feitas durante dois meses, em janeiro e fevereiro de 1996. Os poluentes medidos foram NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO e O<sub>3</sub>. A variação das concentrações entre o interior e o exterior foram estudadas durante a semana e ao fim de semana. O autor verificou que as concentrações de CO no interior eram sistematicamente superiores às concentrações no exterior, o que indicava a existência de fontes de CO no interior. Para todos os outros poluentes (NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, e O<sub>3</sub>) as concentrações interiores eram inferiores às exteriores. Verificou ainda a existência de uma correlação significativa entre as concentrações no interior e no exterior para o SO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>. Thatcher (Thatcher *et al*, 2003) mediram de uma forma contínua as concentrações de partículas em duas habitações de modo a determinarem o nível de penetração destas no interior, em função do seu diâmetro e a sua correspondente deposição (*deposition*) no ambiente interior. A experiência consistiu em três partes. Na primeira parte mediram o fluxo de partículas para o interior através da ventilação forçada de partículas. Na segunda parte introduziram na casa filtros HEPA (alta eficiência) e verificaram uma redução

---

acentuada na concentração de partículas. Na terceira parte, voltaram a retirar os filtros HEPA e mediram de novo as concentrações de partículas. Para ambas as casas estudadas verificaram que, à medida que as partículas aumentavam o seu diâmetro de 0,1µm para 10µm, os fatores de penetração passavam de 1 para 0,3.

Também Mosley (Mosley *et al*, 2001) descrevem alguns resultados de um estudo onde simulam o efeito de remoção de partículas do interior de edifícios devido à infiltração de ar, realizado numa câmara laboratorial. Esta câmara consiste em dois compartimentos, cada um com um volume de 19 m<sup>3</sup>. Partículas de diâmetros entre 0,05 µm e 5 µm foram geradas num dos compartimentos e transportadas através de frestas de infiltração artificial simuladas até ao segundo compartimento, pela aplicação de diferenciais de pressão. As frestas simuladas consistiam em aberturas horizontais (0,508 mm de altura, 102 mm de profundidade e 422 mm de largura) em placas de alumínio. O fator de penetração para cada diâmetro das partículas, foi determinado através da medição simultânea das concentrações em ambos os compartimentos, em função do tempo e através da solução matemática das equações de balanço de massa. Os valores medidos foram comparados com os previstos através de um modelo matemático de deposição. Verificaram que a uma pressão de 2 Pa, apenas 2% das partículas com 2 µm e 0,1% das partículas com 5µm passaram nas aberturas. A uma pressão de 5 Pa, 40% das partículas com 2 µm e 1% das partículas com 5 µm passaram nas aberturas. A 10 Pa, 85% das partículas com 2 µm e 1% das partículas com 5 µm passaram nas aberturas. A 20 Pa, 90% das partículas com 2 µm e 9% das partículas com 5 µm passaram nas aberturas. Concluíram assim sobre a importância da diferença de pressão na infiltração das partículas. Wallace (Wallace *et al*, 2003) apresentam um estudo onde valores de concentrações de partículas (PM<sub>2,5</sub>) foram medidos durante duas semanas em 294 habitações de 7 cidades. Estes valores medidos através de dispositivos óticos foram comparados com valores de concentrações exteriores. Os valores médios obtidos para as concentrações interiores (*indoor*) foram de 27,7 µg/m<sup>3</sup>, os valores médios para a concentração exterior (*outdoor*) foram de 13,6 µg/m<sup>3</sup>. O modelo utilizado indica que as partículas do exterior penetram

---

no interior com uma eficiência de 0,48% e deste modo são responsáveis por apenas 25% das concentrações médias do interior. A maior fonte interior encontrada foi o tabaco que fez elevar as concentrações interiores para  $37 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nas 101 habitações de fumadores estudadas. Outras fontes interiores incluíam a confeção de fritos, cozinhados em geral, uso de incenso e limpeza dos apartamentos, sendo que os incrementos devido a estas atividades foram de apenas 3 a  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Os resultados mostraram ainda aumentos elevados nas concentrações interiores ao fim da tarde devido ao tabaco e pequenos aumentos às horas das refeições devido às atividades de confeção das refeições. Os autores verificaram ainda que estes resultados não variavam significativamente de cidade para cidade, pelo que concluíram que este modelo simples permitiria prever os valores de concentrações no interior, em cidades, apenas com os valores das concentrações exteriores.

Um trabalho importante nesta área é o relatório da EPA (US EPA, 2002) que descreve os resultados de uma experiência piloto de monitorização da qualidade do ar desenvolvida em nove escolas de New England, durante o verão e outono de 2001. A intenção deste projeto foi desenvolver métodos que caracterizassem o impacto da poluição ambiental exterior e da atividade humana na qualidade do ar interior das escolas. Estes métodos seriam utilizados na determinação dos níveis de poluição exterior que entrariam no interior das escolas e estabelecer uma base de referência para a exposição a que os indivíduos poderiam estar sujeitos neste ambiente específico. Um objetivo secundário deste estudo foi investigar até que ponto as áreas urbanas e as áreas próximas de vias rodoviárias importantes teriam valores mais elevados de concentrações de poluentes interiores. Destacam-se também os trabalhos de Thatcher (Thatcher *et al*, 1995, 2002) que apresentam um trabalho que procura estudar a deposição de partículas no interior como fator primordial na exposição humana a partículas. Neste estudo foram realizadas experiências numa sala isolada (volume  $14,2 \text{ m}^3$ ), com três acabamentos de solo diferentes (acabamento em toco, carpete e acabamento completo) e quatro diferentes condições de caudais de ar. As diferentes taxas de deposição foram calculadas através da geração de partículas ( $0,5$ - $10 \mu\text{m}$ ). Verificaram que aumentando a área superficial do solo, aumenta a taxa de

---

deposição das partículas no solo. Verificaram ainda que o aumento da velocidade de escoamento do ar produz também um aumento na taxa de deposição das partículas. Também Liu (Liu e Nazaro, 2003) escrevem um artigo onde apresentam os resultados de experiências laboratoriais de medição de penetração de partículas através de fendas, em envolventes de edifícios. Aberturas retangulares com 0,15 a 1 mm de altura e 4 a 10 cm de largura foram preparadas, usando materiais comuns de construção: alumínio, tijolo, cimento, linóleo e outras. Numa câmara de mistura geraram partículas de diâmetros de 0,02 a 7  $\mu\text{m}$  que depois fizeram passar através das aberturas devido à aplicação de uma diferença de pressão de 4 a 10 Pa. Verificaram que a rugosidade do material utilizado nas aberturas era um fator primordial na penetração das partículas. Em Portugal, um trabalho recente, refere-se à avaliação da exposição a partículas na rede de metropolitano de Lisboa (Carvalho, 2103), que estudou e avaliou a exposição a partículas ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  e  $\text{PM}_1$ ) na rede de metropolitano de Lisboa, tendo para isso efetuado 12 sessões de medição na rede de metro da cidade. Esta monitorização foi realizada em quatro zonas, o exterior das estações, o trajeto desde o exterior até ao cais, o cais e o comboio. Os resultados deste estudo demonstram que a concentração de partículas vai aumentando à medida que o utilizador se desloca para o interior da rede do metro. Este estudo permitiu ainda criar um modelo que estima a concentração de poluentes e massa de partículas  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  e  $\text{PM}_1$  inaladas pelo utilizador em função de um do percurso escolhido e tipo de utilizador.

### **1.3.3 Simulação numérica**

A simulação numérica recorrendo a mecânica dos fluidos computacional (*Computational Fluid Dynamics, CFD*) tem tido um incremento na sua aplicação à modelação da dispersão de poluentes a nível local (*short range dispersion*), especialmente no que se refere à dispersão na proximidade de edifícios e em ruas urbanas (*street canyon*). O código ANSYS FLUENT (Ansys, 2009a, 2009b) tem sido um dos principais códigos aplicado neste tipo de estudo. Nesta área são de referir alguns trabalhos pelo contributo que deram para uma correta aplicação deste código.

---

(Tang e Huber, 2006) desenvolveram um trabalho no âmbito de uma cooperação entre a US EPA National Research Exposure laboratory e a Ansys Fluent Inc. Nesse trabalho focaram-se no desenvolvimento e avaliação do desempenho do Ansys Fluent versão 6.2 na simulação da camada limite atmosférica, dispersão de poluentes em campo aberto e dispersão de poluentes em volta de malhas de edifícios (*arrays*). Chegaram a conclusões importantes sobre quais os parâmetros mais fiáveis no desenvolvimento de diversos tipos de simulação. Os estudos de Riddle (Riddle *et al*, 2003) dedicaram-se à simulação da camada limite atmosférica e ao estudo da dispersão de poluentes de uma chaminé única, usando o código Ansys Fluent. Os resultados de CFD são comparados com os resultados obtidos pelo conhecido e amplamente validado modelo de dispersão ADMS (CERC, 2003a, 2003b). Utilizando o Ansys Fluent, a dispersão da pluma de gás foi simulada comparando três modelos: um modelo de *advection-diffusion* (AD), um modelo lagrangiano de partícula (LP) e um modelo de *large eddy simulation* (LES). O modelo lagrangiano conduziu aos melhores resultados. As plumas de dispersão, verticais e horizontais deram resultados semelhantes aos obtidos pelo ADMS, assim como as concentrações ao nível do solo e no centro da pluma. Os resultados obtidos pelo modelo LES deram valores intermédios entre os resultados obtidos pelo modelo de *advection-diffusion* e o modelo lagrangiano. Concluíram que o modelo de CFD (Ansys Fluent) era mais apropriado em situações de geometrias complexas, como escoamento em redor de edifícios enquanto o ADMS era mais apropriado para simulações de campo aberto. Já (Nazridoust, 2007) apresenta um trabalho cujo objetivo foi desenvolver um modelo numérico no Ansys Fluent associado a diferentes modelos de turbulência, para simular a dispersão de poluentes e deposição de partículas no interior de *street canyons* e verificar a precisão dos diferentes modelos de turbulência, fazendo comparações com dados experimentais. Estudou o transporte de partículas e deposição no interior dos *street canyons*, para diversos diâmetros de partículas e diversas condições de escoamento. Considerou a poluição devido ao tráfego rodoviário e devido a chaminés industriais. Verificou que a simulação apresentava resultados bastante coincidentes com os dados experimentais obtidos num túnel de vento. Um trabalho importante para a compreensão da influência da

---

geometria e configurações dos edifícios na dispersão de poluentes em situações de *street canyon* foi o artigo publicado por Santiago e Martim (Santiago e Martín, 2004). *Street canyons* à escala real com diferentes configurações geométricas (*canyons* simétricos e assimétricos) foram simulados. Estas configurações foram modificadas de modo a investigar alguns parâmetros como o *aspect ratio* ( $W/H$ ) onde  $W$  era a largura dos edifícios e  $H$  era a altura dos edifícios. Para esta simulação utilizaram o código Ansys Fluent. A conclusão a que chegaram foi que apenas o edifício mais alto influenciava o escoamento de ar no interior do *street canyon*. Concluíram ainda que a distribuição de poluentes no interior é determinada pelo escoamento do vento no interior do *street canyon* e pela existência e localização deste edifício mais alto que os restantes. Em Portugal (Borrego *et al*, 2003), descrevem uma aplicação onde estudam a poluição atmosférica na cidade de Lisboa a um nível local. Neste caso não utilizam o Ansys Fluent, mas sim duas ferramentas desenvolvidas na Universidade de Aveiro: o modelo de transporte de emissões para fontes de linha (TREM) e o modelo de dispersão local (VADIS). Fazem uma análise da qualidade do ar, na baixa da cidade, do ponto de vista dos objetivos definidos pela nova legislação europeia. Dedicam neste estudo atenção particular ao estudo dos níveis de CO atingidos nesta zona da cidade.

Já no artigo (Amorim *et al*, 2010), do mesmo grupo de investigadores, é utilizado o código de CFD Ansys Fluent para avaliar os impactos da configuração do *street canyon* na cidade de Aveiro, sobre a dispersão de poluentes (CO e  $PM_{10}$ ) devido ao tráfego rodoviário. Ainda o mesmo grupo de autores (Martins, 2009) apresenta um estudo de qualidade do ar relacionada com o tráfego urbano, considerando *hot-spots* localizados na Avenida da Liberdade, em Lisboa, comparando as concentrações de poluentes atmosféricos obtidos por um modelo numérico com os valores medidos. Os resultados indicam que a variação média de partículas e as concentrações de  $SO_2$  e CO seguem a taxa de fluxo de tráfego, evidenciando a ocorrência de concentrações de  $PM_{10}$  superiores ao respetivo limite de qualidade do ar. As simulações realizadas mostraram que as metodologias seguidas para modelação de dispersão de  $PM_{10}$  permitem obter resultados aceitáveis na avaliação da qualidade do ar dentro do *street canyon*.

---

### 1.3.4 Legislação

A Qualidade do Ar tem vindo recentemente a ser cada vez mais objeto de legislação comunitária dando orientações aos diversos estados membros, que posteriormente transcrevem estas orientações para as legislações nacionais. Na UE, um grande impulso na legislação da Qualidade do Ar foi dado no Sexto Programa de Ação em Matéria de Ambiente (6º PAA) aprovado pela decisão nº 1600/2002/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 22 de julho de 2002. Neste programa a União Europeia traçou como objetivo que os níveis de qualidade do ar na Europa não tenham impactes negativos nem riscos significativos para a saúde humana e ambiente.

Este programa lançado em 2002, com o objetivo de aplicação nos 5 a 10 anos seguintes, estabeleceu objetivos, prioridades e medidas a tomar em matéria relacionada com o ambiente, com vista ao desenvolvimento sustentável e focou-se em quatro áreas de intervenção prioritária:

- Combate ao problema das alterações climáticas;
- Natureza e biodiversidade;
- Ambiente e a saúde;
- Gestão sustentável dos recursos naturais e dos resíduos.

Na área específica da Qualidade do Ar, foi dada especial atenção ao enquadramento e cumprimento das normas referentes a diversos poluentes, particularmente no que diz respeito a PM<sub>10</sub>, ao SO<sub>2</sub>, ao NO<sub>2</sub>, ao CO e aos metais pesados e também das normas relativas a veículos e às fontes pontuais. Este programa foi também o precursor do programa Ar Limpo para a Europa (CAFE - *Clean Air For Europe*), em março de 2001 (EU, 2001) onde se pretendeu prestar apoio político, integrado e estratégico, a longo prazo em termos de poluição atmosférica, identificando lacunas e prioridades relativas à qualidade do ar. Pretendeu-se paralelamente atuar nas normas de qualidade do ar existentes e nos limites máximos de emissão nacionais e ainda melhorar o sistema de recolha de informações, modelação e previsão.

---

Em setembro de 2005, a União Europeia adota como estratégia temática a poluição atmosférica apoiada pelo programa CAFE, pretendendo-se atingir os objetivos do 6º PAA. Nesta estratégia foi delineado um plano segundo o nível de proteção da saúde que se pretende alcançar até 2020, tendo em consideração a melhor relação custo/benefício. A partir desta data foram desenvolvidos múltiplos estudos e analisados diversos cenários com vista à escolha da estratégia a adotar em matéria de saúde e ambiente. Um dos objetivos foi a quantificação da redução das emissões dos principais poluentes, tais como as partículas e o ozono, tendo sempre presente a viabilidade técnica e económica, através da melhoria e simplificação da legislação existente e a integração da qualidade do ar noutras políticas como a energia, os transportes e a agricultura.

Mais recentemente toda a legislação comunitária nesta área foi revista através da Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de maio de 2008, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa, representando um dos mecanismos implementados para combater a poluição atmosférica ao abrigo da estratégia temática sobre poluição atmosférica.

Nesta diretiva estabelecem-se medidas destinadas a definir objetivos para evitar os efeitos nocivos para a saúde humana e para o ambiente e com o objetivo de avaliar a qualidade do ar nos Estados-membros, obtendo informação que permita contribuir para a redução da poluição atmosférica e respetivos efeitos na saúde e no ambiente.

Um dos fatores-chaves de atuação desta diretiva é garantir que a informação seja disponibilizada ao público em geral e promover uma maior cooperação entre os Estados-Membros para reduzir a poluição atmosférica. Esta diretiva revoga desde 11 de junho de 2010, com algumas exceções (artigo 31º), a Diretiva 96/62/CE, relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente, a Diretiva 1999/30/CE, relativa a valores-limite para o SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e chumbo (Pb) no ar ambiente, a Diretiva 2000/69/CE, relativa a valores-limite para o benzeno (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) e o CO no ar ambiente, a Diretiva 2002/3/CE, relativa ao O<sub>3</sub> no ar ambiente, a Decisão 97/101/CE do Conselho, que estabelece um intercâmbio recíproco de informações e de dados provenientes das

---

redes e estações individuais que medem a poluição atmosférica nos Estados-membros. Nesta diretiva um fator de grande inovação foi a introdução das partículas com diâmetros inferiores a 2,5 µm (PM<sub>2,5</sub>) na legislação, sendo estabelecidos os valores alvo e limite também para as PM<sub>2,5</sub>.

Resumindo, a Diretiva 2008/50/CE de 21 de maio, que agrega num único ato legislativo, as disposições legais da Diretiva 96/62/CE, de 27 de setembro e das três primeiras diretivas filhas (Diretivas 1999/30/CE de 22 de abril, 2000/69/CE de 16 de novembro e 2002/3/CE de 12 fevereiro) relativas aos poluentes SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub>, Pb, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, CO e O<sub>3</sub>, e foi transposta para a legislação Portuguesa através do Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro, e agregou ainda a quarta Diretiva filha (Diretiva 2004/107/CE, de 15 de dezembro) relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente, revogando os diplomas:

Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de julho;

Decreto-Lei n.º 111/2002, de 16 de abril;

Decreto-Lei n.º 320/2003, de 20 de dezembro;

Decreto-Lei n.º 279/2007, de 6 de agosto;

Decreto-Lei n.º 351/2007, de 23 de outubro.

Este decreto-lei (Decreto-Lei n.º 102/2010, de 23 de setembro) estabelece, deste modo, os objetivos de qualidade do ar seguindo as normas, as orientações e os programas da Organização Mundial de Saúde, destinados a preservar a qualidade do ar ambiente, quando ela é boa e melhorá-la nos outros casos.

Em relação ao tráfego rodoviário este é legislado de acordo com as classes de veículos, ligeiros ou pesado. O limite de emissões provenientes dos veículos ligeiros foi regulamentado, inicialmente, pela Diretiva 98/69/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 13 de outubro de 1998 (norma Euro IV) que estabelecia medidas a tomar contra a poluição do ar proveniente das emissões de veículos a motor e que alterava a Diretiva 70/220/CEE do Conselho. De acordo com programa CAFE e da estratégia

---

temática, novos limites foram aprovados dando origem às normas Euro V e Euro VI. A norma Euro V incidia essencialmente na redução de partículas provenientes dos veículos a gasóleo e a norma Euro VI na redução das emissões de NO<sub>x</sub>. A norma europeia de emissões (Euro V), para os veículos ligeiros de passageiros e comerciais, entrou em vigor em setembro de 2009, regulamentada pelo regulamento (CE) n.º 715/2007 que altera a Diretiva 70/220/CEE. No seguimento da adoção da estratégia temática e de uma proposta da Comissão, foi adotado em junho de 2009, um regulamento para a norma de emissões, a Euro VI (Regulamento (CE) n.º 595/2009). A norma Euro VI revoga as normas Euro IV e Euro V e com a sua entrada em vigor fixa limites de emissão ainda mais baixos. Para os veículos pesados, verifica-se a Diretiva 2005/55/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 28 de setembro de 2005 que aproxima a legislação dos estados membros, referente às medidas a tomar relativamente às emissões de gases e de partículas poluentes. A Diretiva 2005/78/CE da Comissão, de 14 de novembro de 2005, aplica a diretiva referida acima. Estas diretivas definem as emissões atualmente em vigor referentes aos veículos pesados.

Em relação à legislação nacional que regulamentava a Qualidade do Ar interior, até 2013 encontrava-se em vigor o decreto-lei nº 79/2006, 4 de abril – Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios (RSECE), que visava definir um conjunto de requisitos aplicáveis a edifícios de serviços e de habitação dotados de sistemas de climatização, onde eram definidos os valores limite para as concentrações de poluentes no interior destes edifícios, bem como alguns pressupostos que os novos edifícios tinham que seguir de modo a obterem uma boa qualidade do ar interior. Este decreto-lei fazia parte de três decretos-lei (78/2006, 79/2006 e 80/2006) que implementavam o Sistema Nacional de Certificação Energética e da Qualidade do Ar Interior (SCE) e que definia as condições necessárias para a certificação de edifícios novos e existentes. A legislação nacional de SCE foi atualizada através da implementação do decreto-lei 118/2013, de 20 de agosto. Passa deste modo a existir apenas um diploma que engloba o SCE, o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Habitação (REH) e o Regulamento de Desempenho Energético dos

---

Edifícios de Comércio e Serviços (RECS), cujos respetivos regulamentos foram aprovados em portaria.

Para regulamentar as auditorias à QAI dos edifícios, surgiu a nota técnica NT-SCE-02 da ADENE, de outubro de 2009 (ADENE, 2009), que constituía uma metodologia que orientava os Peritos Qualificados (PQs) do SCE na realização de auditorias periódicas à QAI em edifícios de serviços existentes, desde que possuíssem sistemas de climatização com uma potência superior ao valor limite de 25 kW. Também a legislação referente à qualidade do ar interior foi atualizada, definindo novos limites de concentrações de poluentes e entrando em vigor a obrigatoriedade de medir  $PM_{2,5}$ , o que até então não era aplicável. Os novos valores de qualidade do ar e ventilação são definidos na portaria nº 353-A/2013 de 4 de dezembro.

## **1.4 Contribuição original da tese**

Pretende-se com esta tese apresentar e desenvolver uma metodologia a implementar em situações em que se pretenda estudar a relação entre a qualidade do ar e a saúde em ambientes urbanos. Esta relação é de difícil quantificação, devido às inúmeras e complexas variáveis que lhe estão associadas. Deste modo procurou-se contribuir para o entendimento desta relação através da simulação a diferentes escalas e relacionando a qualidade do ar com a saúde nomeadamente através do seu efeito numa população mais sensível como são as crianças. Foi dada particular atenção ao caso específico das partículas  $PM_{10}$  por ser comumente aceite como um dos poluentes mais importantes nesta temática, sendo apresentado um caso de estudo aplicado à cidade do Barreiro.

### **1.4.1 Metodologia para estudos de relação QA/saúde em ambiente urbano**

A metodologia apresentada e desenvolvida na presente tese pretende identificar os diversos e multidisciplinares aspetos envolvidos no estudo da relação entre a qualidade

---

do ar e a saúde em ambiente urbano. Deste modo pretende-se identificar todos estes aspetos nomeadamente as variáveis relacionadas com a meteorologia, geometria urbana, edifícios, vias rodoviárias e pedestres, tráfego rodoviário, indústrias e saúde, sendo dada particular atenção às crianças. Procura-se assim nesta tese contribuir para a proposta de uma metodologia que possa ser utilizada por equipas multidisciplinares que se dediquem a estudar esta relação.

### **1.4.2 Tratamento global usando simulação numérica a diferentes escalas**

Procurou-se ainda utilizar diversos tipos de ferramentas, desde a simulação numérica de escala urbana, á simulação numérica com CFD para uma determinada rua, passando pela medição local de concentrações de partículas em ambiente exterior e ambiente interior e possível impacto na saúde. O objetivo foi o de correlacionar e interligar todos estes aspetos, procurando encontrar uma visão geral e global da temática.

### **1.4.3 Estudo do impacto na Saúde pública**

O estudo do impacto das concentrações de poluentes (nomeadamente neste caso mais específico das partículas) na saúde pública, também foi estudado, procurando correlacionar estas duas componentes e foi talvez o aspeto mais difícil de desenvolver na presente tese. A complexidade das variáveis associadas a esta correlação dificulta a análise e a obtenção de resultados inequívocos neste campo. Espera-se que o contributo da metodologia desenvolvida seja útil na aplicação a estudos futuros.

## **1.5 Organização da Tese**

Esta tese encontra-se genericamente dividida em seis capítulos. No primeiro é feita a introdução da tese. São apresentados os motivos e âmbito da tese, é feito o enquadramento do tema do trabalho, a revisão bibliográfica e é explicada a contribuição original da tese, bem como a sua organização.

---

No segundo capítulo é feita uma caracterização geral das partículas e sua relação com a saúde, também é efetuada uma descrição da tipologia das partículas, dos seus mecanismos de formação e da sua constituição e um resumo dos principais efeitos das partículas atmosféricas na saúde.

O terceiro capítulo é dedicado à explicação dos métodos experimentais e de modelação numérica utilizados no desenvolvimento dos estudos, nomeadamente a descrição dos equipamentos experimentais e dos modelos de simulação utilizados.

No quarto capítulo é efetuada a caracterização do domínio de estudo, nomeadamente a caracterização da cidade do Barreiro, a caracterização da Avenida do Bocage, a caracterização da Escola Básica nº 5 do Barreiro, a caracterização da Qualidade do Ar e a caracterização meteorológica na cidade do Barreiro.

No quinto capítulo é apresentada a metodologia desenvolvida e que é o resultado da presente tese. São descritos todos os dados e variáveis intervenientes, a modelação numérica de  $PM_{10}$  (urbana e microescala), o modelo de estimativa de  $PM_{10}$  usando poluentes gasosos, o estudo de relação de qualidade do ar exterior e qualidade do ar interior, a influência das variáveis geométricas urbanas e os estudos de exposição das crianças. São ainda apresentados os estudos complementares para a caracterização da qualidade do ar em meios urbanos.

No sexto capítulo é feito o fecho da tese, sendo dedicado às conclusões da tese e efetuada uma recapitulação dos assuntos versados e também de algumas sugestões para trabalhos futuros.

Finalmente, são apresentadas as referências bibliográficas, da tese bem como os anexos da mesma.

---

## 2 AS PARTÍCULAS E A SAÚDE

### 2.1 Introdução

Nos últimos anos um número crescente de estudos científicos têm tentado correlacionar o resultado de possíveis efeitos adversos para a saúde com a exposição a níveis de concentração de partículas no ar atmosférico. Para se tentar compreender e analisar esta correlação é necessário perceber o que são as partículas que existem no ar atmosférico, a sua constituição, a sua origem bem como os mecanismos que as regem. Genericamente agrupam-se sob a designação de partículas um grupo consideravelmente extenso de poluentes existentes no ar e que podem ter a sua origem em fontes tão díspares como os automóveis, as siderurgias, as centrais térmicas, os sistemas de aquecimento, as fábricas de cimento, os vulcões, os desertos e os oceanos. Em termos gerais é corrente considerar-se a definição da NIST (Vincent *et al.*, 2001) para partícula como sendo “any condensed-phase tridimensional discontinuity in a dispersed system may generally be considered a particle”. No entanto, em termos de poluição atmosférica, uma partícula pode ser definida como uma matéria dispersa sólida, líquida ou sólida e líquida, cujos agregados individuais sejam maiores que pequenas moléculas de diâmetro superior a 0,0002 µm, mas inferior a 500 µm.

Em termos de estudos epidemiológicos e toxicológicos, inúmeros estudos têm sido desenvolvidos nos últimos tempos para tentar perceber que tipo de partículas e quais as dimensões que conduzem a efeitos mais prejudiciais sobre o ser humano, sobre o ponto de vista da saúde. Do ponto de vista químico alguns estudos apontam que a toxicidade das partículas se deve essencialmente aos compostos orgânicos em torno da partícula (Eiguren-Fernandez *et al.*, 2010), outros apontam como principal fator de toxicidade o núcleo de carvão da partícula (Soto *et al.*, 2008). Já no que se refere à dimensão, um número considerável de autores, correlaciona os efeitos negativos para a saúde com a concentração mássica das partículas (Pope, 2000; Loomis, 2000), outros autores, referem a importância da concentração de partículas ultrafinas no ar atmosférico nas consequências para a saúde (Hauser *et al.*, 2001).

---

## 2.2 Caracterização geral

A classificação das partículas é frequentemente feita com base em dois critérios distintos. Podem ser classificadas pelo seu mecanismo de formação e nesses casos designam-se por partículas primárias ou partículas secundárias ou podem ser classificadas pela sua dimensão física. Seguindo o critério do mecanismo de formação, as partículas primárias são aquelas que são emitidas diretamente como partículas, enquanto partículas secundárias são aquelas que são formadas a partir de gases precursores existentes na atmosfera, através de um mecanismo de formação gás-partícula. Ambos os tipos de partículas (quer as primárias quer as secundárias) estão sujeitas a mecanismos de crescimento e transformação, uma vez que também pode ser formado material secundário sobre o núcleo da partícula inicial já existente.

Alternativamente (e mais comumente) as partículas são classificadas pela sua dimensão física. As dimensões características variam de alguns nanómetros (nm) até dezenas de micrómetros ( $\mu\text{m}$ ) de diâmetro. A dimensão é uma característica muito importante das partículas e tem implicações na formação, propriedades físicas e químicas, transformação, transporte e de remoção de partículas, a partir da atmosfera. Sabendo que, as partículas em suspensão na atmosfera variam consideravelmente na sua dimensão, composição e na sua origem, é importante classificar as partículas pelas suas propriedades aerodinâmicas pois essas propriedades além de governarem o transporte e a remoção das partículas do ar também governam a sua deposição no sistema respiratório e ainda estão associados à composição química e origem das partículas. Deste modo, o tamanho das partículas é normalmente caracterizado pelo seu diâmetro aerodinâmico, que se refere ao diâmetro de uma esfera de densidade uniforme e com a mesma velocidade de sedimentação da partícula em questão.

## 2.3 Dimensões das partículas

Conforme referido anteriormente, o termo Partícula designa genericamente um conjunto diverso e complexo de substâncias orgânicas e inorgânicas. Na prática, em ambientes urbanos, a massa e a composição das partículas tendem a ser divididas em

dois grupos principais: *coarse particles* (maior dimensão) e *fine particles* (menor dimensão). A fronteira entre estas duas classes de partículas está geralmente compreendida entre 10  $\mu\text{m}$  e 1  $\mu\text{m}$ . No entanto, este limite entre *coarse particles* e *fine particles* é geralmente fixado, por convenção, em 2,5  $\mu\text{m}$  de diâmetro aerodinâmico ( $\text{PM}_{2,5}$ ). A notação convencional  $\text{PM}_X$  refere-se a partículas com diâmetro menor que X  $\mu\text{m}$ , pelo que  $\text{PM}_1$  se refere às partículas com diâmetro até 1  $\mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$  se refere a partículas com diâmetro inferior a 2,5  $\mu\text{m}$  e  $\text{PM}_{10}$  se refere a partículas com diâmetro inferior a 10  $\mu\text{m}$ . O termo “Partículas Totais em Suspensão” (TSP) refere-se à concentração em massa de partículas de diâmetro inferior a 50  $\mu\text{m}$  e o termo “partículas ultrafinas” refere-se a partículas de diâmetro inferior a 100 nm (0,1  $\mu\text{m}$ ). As partículas mais pequenas (*fine particles*) englobam os aerossóis secundários, formadas a partir de gases existentes na atmosfera, através do mecanismo de formação gás-partícula (conversão gás-partícula), contêm também partículas originárias de processos de combustão e vapores recondensados orgânicos e metálicos. As partículas de maior diâmetro (*coarse particles*) geralmente contêm materiais da crosta terrestre e poeira originária das estradas e da indústria. Em ambientes urbanos, o maior número de partículas é encontrado nos tamanhos muito pequenos, menos de 100 nm. No entanto estas partículas ultrafinas contribuem frequentemente com uma pequena percentagem na massa total da amostra, contribuindo com mais de 90% do número de partículas. Esta distribuição encontra-se representada na Figura 2.1.

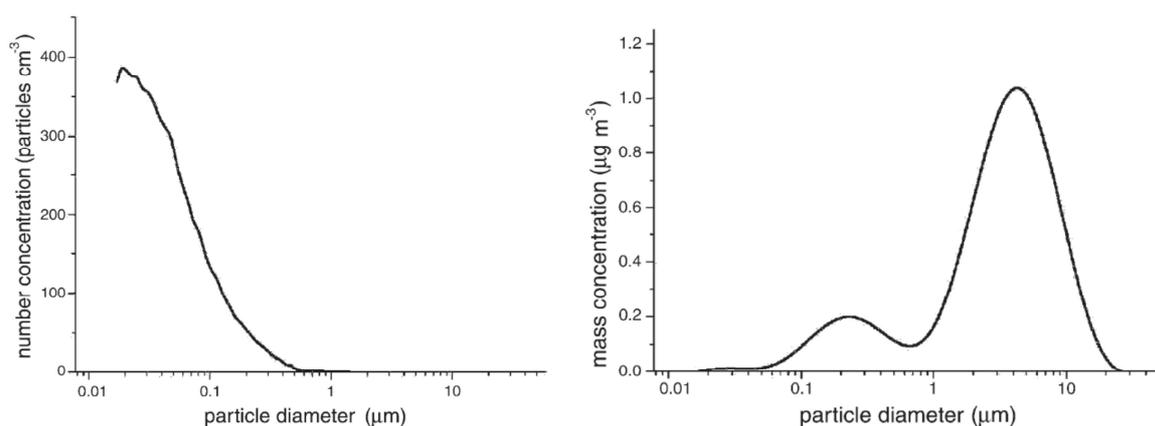


Figura 2.1 - Distribuição típica numa amostra de ar urbano da contribuição do número de partículas (direita) e da massa (esquerda) em função do diâmetro (Morawska, 2002)

---

## 2.4 Mecanismos de formação das partículas

As partículas maiores que 2,5  $\mu\text{m}$  (*coarse particles*) são produzidas mecanicamente pela quebra de partículas sólidas de maior dimensão. Estas partículas podem incluir poeiras originárias de processos agrícolas transportadas pelo vento, provenientes do solo descoberto, de estradas de terra, ou poeiras originárias de outros processos como a exploração mineira ou de pedreiras. Por sua vez também o tráfego rodoviário produz poeira e turbulência que faz levantar e pode agitar a poeira da estrada. Também em localizações junto à costa, a evaporação da água do mar pode produzir partículas desta dimensão. Também os grãos de pólen, esporos de mofo e de plantas e partes de insetos se encontram nesta faixa de dimensão de tamanho maior. A quantidade de energia necessária para quebrar os elementos referidos em partículas de menor dimensão aumenta à medida que diminui o tamanho. Isto faz com que se estabeleça um limite inferior para a produção destas partículas grosseiras de aproximadamente 1  $\mu\text{m}$  (WHO, 2003).

Partículas menores (*fine particles*) são em grande parte formadas a partir de gases. As partículas mais pequenas, com menos de 0,1  $\mu\text{m}$ , são formadas por nucleação, isto é, a condensação de substâncias formadas por vaporização a elevada temperatura ou por reações químicas na atmosfera. Quatro tipos principais de fontes podem formar partículas através deste mecanismo: metais pesados (evaporados durante processos de combustão), carbono elementar (originário de moléculas curtas de carbono decorrentes de processos de combustão), carbono orgânico e sulfatos e nitratos. Partículas nesta gama crescem por coagulação, isto é, a combinação de duas ou mais partículas para formar uma partícula maior, ou por condensação, isto é, a condensação de gás ou vapor de moléculas na superfície de partículas existentes. A coagulação é mais eficiente para grandes números de partículas e a condensação é mais eficiente para grandes áreas de superfície. Por conseguinte, a eficiência de ambos os mecanismos, de coagulação e condensação, diminui com o aumento de tamanho das partículas, o que efetivamente produz um limite superior tal que as partículas não crescem por estes processos para além de cerca de 1  $\mu\text{m}$ . Deste modo este tipo de

partículas tende a "acumular-se" entre 0,1 µm e 1 µm, a zona comumente designada de "accumulation range".

As partículas abaixo de 1 µm podem ser formadas por condensação de metais ou compostos orgânicos, que são evaporados em processos de combustão, ou podem também ser produzidos por condensação de gases decorrentes de reações atmosféricas. Por exemplo, o dióxido de enxofre é oxidado na atmosfera formando ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) que pode ser neutralizado por amoníaco ( $NH_3$ ) para formar sulfato de amónia. O dióxido de azoto ( $NO_2$ ) é oxidado em ácido nítrico ( $HNO_3$ ) que por sua vez pode reagir com  $NH_3$  para formar nitrato de amónia ( $NH_4NO_3$ ). As partículas produzidas por estas reações de gases na atmosfera são denominadas partículas secundárias. Sulfatos e partículas de nitrato são normalmente o componente predominante destas partículas finas. A Figura 2.2 mostra uma representação simplificada dos processos de formação de partículas.

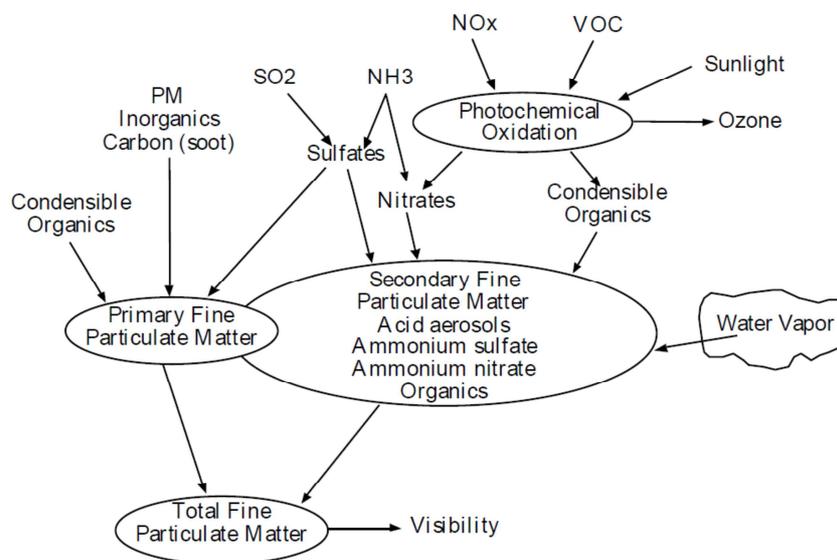


Figura 2.2 - Caracterização resumo dos mecanismos de formação de partículas (CCPA, 2001)

As partículas em suspensão no ambiente apresentam, no que se refere ao tamanho (diâmetro), tipicamente uma distribuição do tipo modal, o que significa que a massa total das partículas tende a concentrar-se em torno de um ou mais pontos distintos. O carácter de distribuição modal na dimensão da partícula resulta do equilíbrio dos

---

processos de formação da partícula, por um lado e por outro lado dos processos de remoção das partículas da atmosfera. Assim, esta distribuição modal do diâmetro das partículas em torno de um ou dois pontos característicos varia dependendo da idade do aerossol e da proximidade de fontes de emissão de partículas de diferentes tipos (Seinfeld e Pandis, 1998). Outros aspetos muito importantes na definição das características das concentrações de partículas na atmosfera são as variáveis meteorológicas como a velocidade e direção do vento, a temperatura atmosférica, a precipitação e a altura da camada limite atmosférica. As concentrações mais elevadas de partículas são frequentemente registadas durante condições meteorológicas de estabilidade atmosférica, especialmente em situações de inversão térmica, com vento de baixa velocidade e também porque os processos físicos e químicos de formação de partículas são regulados em grande parte por variáveis meteorológicas (Pohjola *et al*, 2000).

## **2.5 Fontes de partículas**

Estudos exaustivos (Putaud *et al*, 2002) apontam para que grande parte das emissões de partículas para a atmosfera é devida a fontes naturais, tais como poeiras da superfície terrestre, oceanos e mares, vulcões, incêndios florestais e emissões gasosas de processos naturais. As fontes naturais que têm o maior impacto nas concentrações de partículas em ambientes urbanos na Europa incluem a suspensão de poeira da superfície terrestre, mar, sal, spray de água do mar salgada (principalmente nas zonas costeiras), queimadas e incêndios florestais (Lazaridis *et al.*, 2002). Por outro lado, as principais fontes de partículas antropogénicas, ou seja, com origem na atividade do homem, são originárias de processos de combustão, aquecimento, queima de biomassa, industriais e emissões de tráfego rodoviário. Estas partículas antropogénicas existentes nos ambientes urbanos são na realidade uma mistura complexa, porque a maioria das fontes emite não só as partículas propriamente ditas como também os gases precursores, referidos anteriormente, que vão dar origem às partículas secundárias. Constata-se também que a maioria destas partículas antropogénicas tem

---

origem em áreas relativamente reduzidas do tipo urbano ou industrial, representando pontos críticos (*hot spots*) de elevada concentração de partículas e de outros poluentes atmosféricos (Vallius, 2005). As partículas antropogénicas, primárias e secundárias, afetam também as concentrações de fundo regionais (*background concentration*) uma vez que estas partículas podem permanecer em suspensão por vários dias e viajar até milhares de quilómetros na atmosfera.

Verifica-se que as amostras de partículas de ar atmosférico, das áreas urbanas de todo o mundo, apresentam, repetidamente, os mesmos componentes principais (Harrison e Yin, 2000), embora em proporções consideravelmente diferentes de acordo com o local da amostragem. Estes componentes principais são tipicamente (Vallius, 2005):

- i) Sulfato – Originário, predominantemente, da oxidação de dióxido de enxofre na atmosfera, uma vez que o  $\text{SO}_2$  é oxidado lentamente, a variação espacial de sulfato à escala da dezena de quilómetros é pequena, sendo essa variação apenas significativa à escala da centena de quilómetros;
- ii) Nitrato - Formado principalmente a partir da oxidação de óxidos de Azoto ( $\text{NO}$  e  $\text{NO}_2$ ) para nitrato. O  $\text{NO}_2$  oxida muito mais rapidamente do que o  $\text{SO}_2$ ;
- iii) Amónio – Amónia existente na atmosfera forma sais de amónio ( $\text{NH}_4$ ) através de reações de neutralização com ácidos sulfúrico e nítrico;
- iv) Cloreto – As principais fontes são a vaporizações da água do mar e também de neutralização de amónia do gás cloreto de hidrogénio ( $\text{HCl}$ ) proveniente de centrais de incineração e de centrais térmicas;
- v) Carbono elementar (CE) e carbono orgânico (OC) – Provenientes de processos de combustão em áreas urbanas (principalmente de tráfego rodoviário) que emitem partículas de carbonáceos primários e gases precursores semi - voláteis;
- vi) Materiais crustais (poeiras do solo) - São bastante diversas em composição, dependendo da geologia local e condições superficiais terrestres. A sua concentração é fortemente dependente do clima pois os processos que tendem a suspender estas

---

partículas, na atmosfera, tendem a ser favorecidos por superfícies secas e ventos fortes;

vii) Materiais biológicos - Bactérias, esporos, pólenes, detritos e fragmentos de plantas, geralmente de maior tamanho. São frequentemente considerados como parte do componente de carbono orgânico, em vez de um componente biológico independente;

Na realidade, existem grandes diferenças na importância relativa das diferentes fontes de emissão de partículas e do seu impacto no ar atmosférico, de uma localização geográfica para outra diferente. Diversos estudos (ApSimon *et al.*, 2000) e (Vallius, 2005) indicam, por exemplo, que a maior parte das emissões de partículas no leste da Europa provém de fontes pontuais de combustão e processos industriais, enquanto na Europa Ocidental, as emissões são mais distribuídas entre os diversos sectores económicos de atividade, incluindo as emissões de transporte rodoviário. Nas regiões centro e norte da Europa, as fontes antropogénicas dominam as concentrações médias de longo prazo de partículas, enquanto nos países do sul da Europa a poeira ressuspenso, a areia do deserto e os incêndios florestais tomam uma importância relativa maior.

Em 2002, um estudo bastante exaustivo, completo e abrangente desenvolvido pelo Joint Research Centre sobre partículas no ar atmosférico europeu (Putaud *et al.*, 2002) conclui que matéria orgânica e sulfato são os dois principais contribuintes para a média anual de concentrações mássicas de PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, exceto nas localizações junto a bermas de estrada, onde a poeira mineral no passeio também contribui significativamente para as concentrações de PM<sub>10</sub>. O mesmo estudo conclui que, nos dias em que as concentrações médias de PM<sub>10</sub> são superiores a 50 µg/m<sup>3</sup>, o nitrato torna-se também um dos principais contribuintes para as concentrações de PM<sub>10</sub> e de PM<sub>2,5</sub>, e conclui ainda que o carbono negro contribui com 5% a 10% para as concentrações de PM<sub>2,5</sub> e um pouco menos para as concentrações de PM<sub>10</sub> em todos os locais, incluindo as localizações de estações classificadas como de fundo (*background*), sendo que a contribuição do carbono negro aumenta para 15% a 20% nalgumas localizações perto da berma de estrada.

---

## 2.6 Contribuição do tráfego rodoviário

As emissões de partículas originárias de tráfego rodoviário são o resultado de um grande número de processos, como por exemplo, produtos da combustão dos motores a gasolina, diesel e gás, produtos originários do óleo do veículo, das borrachas dos pneus, do sistema de travagem, dos rolamentos, do corpo do carro, do material da estrada, e da libertação de poeira da estrada e do solo (Laschober *et al.*, 2004).

O tráfego, na realidade, é uma fonte importante de partículas tanto de menor dimensão (*fine particles*) como de maior dimensão (*coarse particles*), mas é também uma fonte de emissão de gases orgânicos condensáveis e uma importante fonte de óxidos de azoto, que formam, posteriormente, aerossóis de nitrato (secundários). Partículas de material carbonáceo condensado são emitidas, principalmente, por veículos a gasóleo, mas também por veículos a gasolina com funcionamento degradado (Vallius, 2005). As partículas originárias dos motores diesel são, principalmente, aglomerados carbonosos inferiores a 100 nm de diâmetro, enquanto, as partículas emitidas por veículos a gasolina são, principalmente, aglomerados carbonosos menores, variando de 10 nm a 80 nm (Morawska e Zhang 2002).

Apesar de não ser possível generalizar conclusões sobre a associação dos diversos elementos presentes nas partículas atmosféricas, com a sua origem no tráfego rodoviário, alguns elementos têm sido frequentemente associados a estas. Esses elementos incluem cobre (Cu), zinco (Zn), chumbo (Pb), bromo (Br), ferro (Fe), cálcio (Ca) e bário (Ba) (Sternbeck *et al.* 2002, Kemp, 2002, Morawska e Zhang, 2002). No entanto, as emissões de muitos dos elementos metálicos originários do tráfego rodoviário, não são devidas às emissões de escape (*non-exhaust emissions*) mas sim de outras fontes do veículo como, pneus, travões e outras partes do veículo (Lough *et al.* 2005, Adachi e Tainosho, 2004, Laschober *et al.* 2004).

## 2.7 Ressuspensão

A reentrada, no ar atmosférico, de partículas anteriormente depositadas e o seu re-arrastamento para a atmosfera, designa-se por ressuspensão. Este é um processo

---

complexo que pode ser iniciado por perturbações mecânicas, tais como vento, turbulência induzida pela circulação do tráfego rodoviário, tensões decorrentes da passagem de pneus e atividades de construção.

A chamada “poeira da estrada” é uma aglomeração de partículas originárias de diversas contribuições de várias fontes antropogénicas e biogénicas. Nas estradas, esta poeira de diversas origens, acumula-se sobre as bermas da estrada, perto da calçada e ao longo das divisórias centrais. A ressuspensão, a deposição, o “washout” dentro e fora da estrada e a emissão de novas partículas, constitui um mecanismo dinâmico de “fonte” e “poço” de emissão de partículas que caracteriza o tráfego rodoviário. As estradas estão entre as maiores fontes emissoras de partículas em ambientes urbanos (Vallius, 2005). Diversos estudos têm também mostrado que a ressuspensão deste elemento é a fonte predominante de partículas de maior dimensão (*coarse particles*) em localizações de forte tráfego rodoviário (Ruellan e Cachier 2001, Manoli *et al.*, 2002, Sternbeck *et al.*, 2002) fazendo com que o impacto da ressuspensão na concentração de partículas no ar atmosférico seja da maior importância.

A poeira da estrada pode também atuar como um repositório para os diversos elementos de fontes antropogénicas de partículas e a ressuspensão pode funcionar em determinados locais como uma reemissão contribuindo, deste modo, para o aumento da concentração atmosférica destes elementos. A plausibilidade desta teoria é suportada por estudos onde tem sido demonstrado que as partículas maiores são mais facilmente ressuspensas pelo vento e pelo tráfego rodoviário e que os materiais depositados são mais suscetíveis de ressuspenderem, se associarem a partículas hospedeiras de maior dimensão (Nicholson e Branson, 1990).

Mas apesar da maioria das partículas ressuspensas ser de maior dimensão (*coarse particles*), existe uma porção reduzida de partículas de menor dimensão (*fine particles*). A proporção destas partículas finas tem duas implicações importantes e com possíveis consequências importantes. Em primeiro lugar, as partículas finas podem permanecer em suspensão por muito mais tempo do que as partículas grossas e isso pode resultar

---

num maior impacto espacial de concentrações atmosféricas de partículas, e em segundo lugar a fração fina de partículas ressuspensas é mais provável que contenha constituintes de origem antropogénica, potencialmente mais tóxicos, do que as partículas finas de origem natural.

## **2.8 Fontes pontuais e fontes de área**

As fontes de partículas não originárias do tráfego rodoviário, designadas frequentemente por fontes pontuais, incluem diversos tipos de instalações, como instalações de produção de energia (centrais térmicas), industriais, de incineração de resíduos municipais, de produção de papel, queima de combustíveis fósseis diversos e instalações domésticas de aquecimento. Muitas destas fontes são muitas vezes consideradas como fontes pontuais, como, por exemplo, chaminés de centrais térmicas e de indústrias, mas também poderão ser consideradas como fonte de área, como por exemplo as instalações de combustão residencial. As características físicas e químicas das partículas emitidas a partir destas categorias de fontes depende do processo de combustão em si e do tipo de combustível queimado (sólido, líquido, ou gás), apresentando características físicas, químicas e dimensionais bastante diversas, em função do processo de combustão que as origina. Nesta área referem-se, a título de exemplo, os trabalhos de (Halliburton, 2006) que conclui que as partículas emitidas de processos decorrentes de centrais térmicas, dependem fortemente do processo de combustão e do combustível utilizado, os trabalhos de (Fernandes e Costa, 2011) que quantificam e caracterizam a emissão de partículas na exaustão de uma caldeira doméstica para vários níveis de carga e que concluem que as partículas emitidas apresentam maioritariamente diâmetro inferior a 2,5  $\mu\text{m}$ . Morawska e Zhang (Morawska e Zhang, 2002) apresentam um estudo exaustivo sobre os processos de combustão e as propriedades das partículas emitidas de diversos tipos de fontes pontuais.

Quanto às emissões não decorrentes de processos de combustão, os principais processos industriais que podem contribuir para a emissão de partículas para a atmosfera incluem fábricas de processamento de metais e de processamento de

produtos químicos, processamento e manuseamento de materiais de construção ou para a indústria. As emissões de partículas originárias deste tipo de fontes decorrem frequentemente de emissões fugitivas, que não são controladas sendo pelo contrário libertadas de uma forma não homogênea. O tipo de partículas e as suas propriedades físicas e químicas dependem também dos processos pelos quais as mesmas são emitidas, não sendo de todo possível generalizar as suas características. A Figura 2.3 apresenta uma caracterização das partículas para diversos tipos de fontes de emissão.

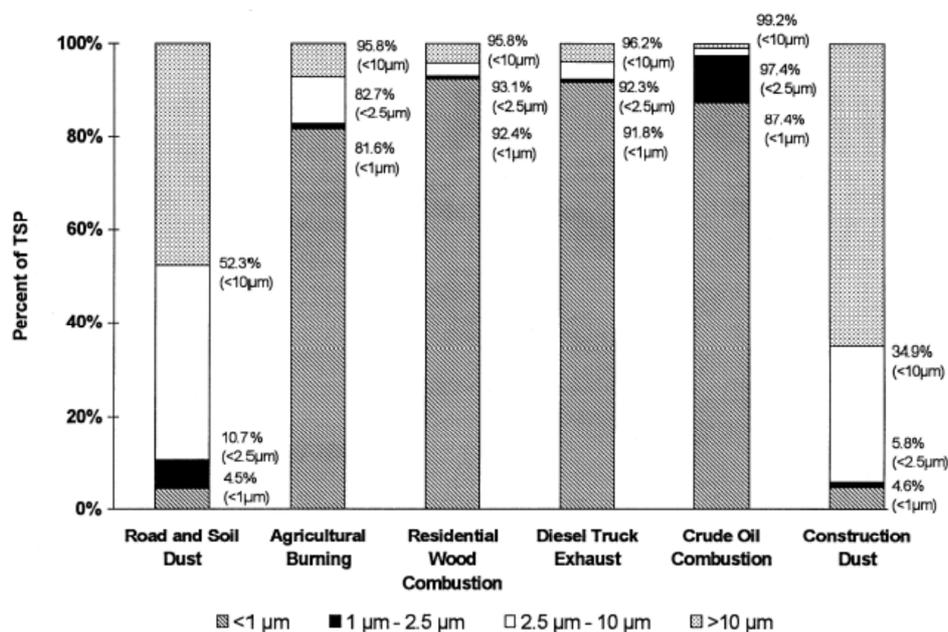


Figura 2.3 - Caracterização da distribuição do diâmetro das partículas para vários tipos de fontes de emissão (Vallius, 2005)

O conhecimento da relação das diversas dimensões das partículas numa determinada amostra de ar atmosférico é importante para tentar caracterizar a origem das fontes de emissão dessas mesmas partículas. Alguns estudos recentes (Van Dingenen *et al*, 2004) dedicaram-se a estudar essa relação, com base em amostras recolhidas em 31 localizações na Europa, concluindo que as relações de diâmetros apresentavam semelhanças para todas as localizações. A Figura 2.3 apresenta resultados compilados de alguns desses estudos (Vallius, 2005).

---

## 2.9 Fontes remotas

Por sua vez a poeira de origem natural transportada pelo vento, pode contribuir para concentrações elevadas de partículas de maior dimensão (*coarse particles*) e finas (*fine particles*), sendo nalguns casos encontradas em localizações situadas a centenas ou mesmo milhares de quilómetros da sua origem. A contribuição do vento no transporte de poeira do deserto para locais remotos da sua origem tem sido relatados em diversos estudos realizados em todo o mundo (Pio *et al.* 1996, Rodriguez *et al.* 2004, Owega *et al.* 2004, Chen *et al.* de 2004). Por exemplo, em países do sul do Mediterrâneo, incluindo Portugal, registam-se frequentemente diversos episódios transitórios (2-4 dias) de transporte de poeira proveniente do deserto do Sahara, todos os anos, conduzindo a níveis superiores em  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $10-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aos valores médio diários expectáveis de concentrações de  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$  (Rodriguez *et al.* 2004).

## 2.10 Efeitos na saúde

Genericamente, diversos estudos epidemiológicos referem as partículas como o poluente atmosférico com consequências mais nefastas para a saúde, seguido do Ozono mas com menor impacte. No entanto, mesmo para estes poluentes nenhum nível completamente seguro foi ainda identificado. Alguns estudos indicam que mesmo concentrações abaixo dos atuais níveis *air quality guidelines* podem representar um risco para a saúde (WHO, 2011).

Crê-se que os efeitos das partículas finas ( $\text{PM}_{2,5}$ ) na saúde são causados após a sua inalação e penetração nos pulmões. Diversos estudos indiciam que tanto as interações químicas como físicas com os tecidos pulmonares podem provocar irritação ou danos nos pulmões. Quanto menores são as partículas mais estas conseguem penetrar nos pulmões. Níveis anuais de mortalidade são claramente associados com os níveis de concentração de  $\text{PM}_{2,5}$ , que na Europa representam 40 - 80% da concentração em massa de  $\text{PM}_{10}$  no ar ambiente. No entanto, a fração de partículas de maior dimensão (2,5  $\mu\text{m}$  a 10  $\mu\text{m}$ ) das  $\text{PM}_{10}$  também têm impactos nefastos sobre a saúde e afetam a

---

mortalidade, embora as evidências crescentes apontem para que as PM<sub>2,5</sub> tenham um impacto mais adverso (WHO, 2011).

A exposição crónica às partículas atmosféricas contribui para o risco de desenvolvimento de doenças cardiovasculares e respiratórias, bem como cancro do pulmão. A mortalidade associada à poluição atmosférica é de cerca de 15 - 20% maior em cidades com elevados níveis de poluição em comparação com cidades relativamente menos poluídas. Desta poluição atmosférica inúmeros estudos evidenciam que o poluente mais crítico são as partículas. Por exemplo, na União Europeia estudos apontam que a expectativa de vida média é 8,6 meses mais baixa devido à exposição a PM<sub>2,5</sub> resultante das atividades humanas (WHO, 2008).

A poluição por partículas (especialmente partículas finas) contém sólidos ou líquidos microscópicos, que sendo muito pequenos podem penetrar profundamente nos pulmões e causar problemas de saúde graves. Numerosos estudos científicos (Timonen e Pekkanen, 1997; Clancy *et al*, 2002) correlacionaram a exposição a partículas com uma serie de problemas de saúde, incluindo:

- Aumento de problemas respiratórios, tais como irritação das vias respiratórias, tosse ou dificuldade respiratória (Timonen e Pekkanen, 1997);
- Diminuição da função pulmonar (Jalaludin *et al*, 2004);
- Agravamento de casos de asma (Galan *et al*. 2003);
- Desenvolvimento de bronquite crónica (Ciccone *et al*, 1998);
- Desenvolvimento de batimentos cardíacos irregulares (Balester *et al*, 2002);
- Ataques cardíacos não-fatais (Clancy *et al*, 2002);
- Morte prematura em pessoas com doença cardíaca ou pulmonar (Peng *et al*, 2002).

Pessoas com doenças cardíacas ou pulmonares, crianças e idosos são os grupos mais suscetíveis de serem afetados pela exposição a poluição por partículas (WHO 2008).

Conforme referido anteriormente, dois tipos de estudos têm sido desenvolvidos no que se refere às consequências para a saúde da exposição a poluentes atmosféricos, pelo que tal também se aplica ao caso específico das partículas, estudos epidemiológicos e estudos toxicológicos. Os estudos epidemiológicos são estudos globais que procuram

---

estudar a relação causa-efeito de uma determinada doença, recorrendo na maioria das vezes a ferramenta de análise estatística. No caso das partículas, estes estudos procuram analisar as consequências da exposição de uma determinada população a um determinado nível de concentração ou a um determinado tipo de partículas. Dentro deste tipo de estudos dois graus de incidência têm sido analisados, a morbidade, que pode ser definida como a taxa de portadores de uma determinada doença em relação à população total estudada, e a mortalidade.

Alternativamente os estudos toxicológicos são estudos onde se procura analisar os efeitos nocivos ou adversos que um determinado agente tóxico (substância química) tem sobre o organismo. Existem dois tipos de estudos toxicológicos, a toxicologia experimental, que utiliza animais para tentar compreender o mecanismo de ação e as consequências para o organismo, e a toxicologia analítica que tem como objetivo identificar/quantificar elementos toxicantes em órgãos como fígado, rins ou em matrizes como o sangue, a urina ou a saliva.

Dos inúmeros estudos epidemiológicos que têm sido desenvolvidos para tentar perceber que tipo de partículas e quais as dimensões que conduzem a efeitos mais prejudiciais sobre o ser humano, no ponto de vista da saúde, destacam-se do ponto de vista químico os que apontam que a toxicidade das partículas se deve essencialmente aos compostos orgânicos em torno da partícula (Eiguren-Fernandez *et al.*, 2010) e os que apontam como principal fator de toxicidade o núcleo de carvão da partícula (Soto *et al.*, 2008). Já no que se refere à dimensão, um número considerável de autores correlaciona os efeitos negativos para a saúde com a concentração mássica das partículas (Pope, 2000; Loomis, 2000). Outros autores referem a importância da concentração de partículas ultrafinas no ar atmosférico (Hauser *et al.*, 2001).

Os grupos identificados como de maior risco nos estudos de curto prazo são os idosos, as crianças e os indivíduos com doenças crónicas cardíacas e pulmonares, pois são mais suscetíveis aos efeitos adversos das partículas no ambiente, no que se refere quer a mortalidade quer a morbidade (WHO, 2008). Nos estudos por amostragem verifica-se também que os asmáticos respondem aos efeitos das partículas no

---

ambiente de um modo mais suscetível do que os não-asmáticos (WHO, 2008). Verifica-se também influência adversa das concentrações elevadas de partículas na redução da taxa desenvolvimento do pulmão em crianças (WHO, 2003). Em estudos de longo prazo verifica-se que as populações socialmente desfavorecidas estão fortemente correlacionadas com a mortalidade devido à exposição a partículas atmosféricas. Não se verificam diferenças consistentes entre homens e mulheres.

Já no que se refere aos estudos toxicológicos estes são mais recentes e em menor número. Destacam-se os trabalhos de Ghio (Ghio *et al*, 2000) onde um grupo de 38 voluntários saudáveis foi exposto a ambientes com concentrações de partículas que variavam de 23  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  até 311  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (com um valor médio de 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{2,5}$ ) numa exposição de 2 horas de duração. Os autores concluíram que a exposição a estes ambientes pode induzir um influxo de células inflamatórias no trato respiratório inferior bem como, um aumento da concentração de fibrinogénio no sangue, uma vez que 18 horas após a exposição a análise das células e fluidos obtidos por lavagem bronco alveolar mostrou um ligeiro aumento no número de neutrófilos em ambas as frações dos brônquios e alvéolos.

Também estudos de exposição humana controlada ao escape de motores diesel (Salvi *et al*, 2000; Nightingale *et al*, 2000), através de voluntários saudáveis e não fumadores durante tempos de exposição de 2 horas sujeitos ao fluxo do escape recolhido de motores diesel e colocados numa câmara de teste (200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$ ) mostraram efeitos inflamatórios localizados e sistemáticos no trato respiratório.

Alguns estudos em animais mostraram os efeitos adversos para a saúde da exposição a partículas. Clarke (Clarke *et al*, 2000) concluiu que as partículas finas, retiradas de amostras de ar atmosférico de cidades, podem causar inflamações e lesões nos pulmões de caninos expostos durante 6 horas, durante 3 dias consecutivos, em câmaras de teste com ar atmosférico retirado de ambientes urbanos com concentrações de partículas  $\text{PM}_{2,5}$  elevadas. Também alterações na função cardíaca foram verificadas em ratos expostos a amostras de partículas recolhidas de amostras de ar urbano (Wellenius *et al*, 2002), bem como fortes evidências para a indução de

---

cancro do pulmão em ratos, devido a inalação crónica de produtos de escape de motores diesel, com deposição de partículas no sistema respiratório, induzindo efeitos inflamatórios com a geração de elevada concentração de radicais de oxigénio e aparecimento de danos no ADN, podendo ser mecanismos indutores de tumores no pulmão de ratos.

## 2.11 A evolução da Legislação sobre partículas

Em termos de regulamentação foram os EUA no início dos anos 70 o primeiro país a legislar sobre este assunto. Efetivamente foi em 1971, que a USEPA publicou a primeira regulamentação relacionada com partículas na atmosfera sob a forma de *National Ambient Air Quality Standards*. Esta primeira regulamentação referia-se apenas às TSP (*Total Suspended particles*) e definia os valores de 260  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 75  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  como limite para os valores da média diária (24 h) e média anual, respetivamente. Em 1987 a mesma USEPA reviu estes *standards* passando a considerar as  $\text{PM}_{10}$ , sendo os valores limite também corrigidos para 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respetivamente para a média diária (24 h) e anual. Em 1997, mais uma vez, a USEPA reviu a regulamentação incluindo agora as  $\text{PM}_{2,5}$ . Em 2002 o supremo tribunal dos EUA confirmou o *Clean Air Act* lançado na Europa em 2001, confirmando os valores limite, já em vigor, para as  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2,5}$ , mas definindo os critérios de cálculo destes valores. No entanto, no final de 2006, a USEPA revogou o valor limite anual para as  $\text{PM}_{10}$  devido a dificuldades na correlação entre problemas de saúde e a concentração destas partículas para exposição prolongada, mas manteve o valor limite para as 24 h (*short-term exposure*).

Na União Europeia, a primeira legislação referente a partículas apareceu com a diretiva 1999/30/EC de 1999, sendo os valores limite definidos, para uma primeira fase, de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, para a média diária (24 h) e anual de  $\text{PM}_{10}$ , valores que deveriam ser transcritos para a legislação nacional de todos os estados membros até 1 de janeiro de 2006. Esta diretiva indicava ainda como objetivo uma segunda fase de transcrição de valores limite mais baixos e ambiciosos para as concentrações (50

---

$\mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, para a média diária de 24 h e anual de  $\text{PM}_{10}$ ) a atingir até 1 de janeiro de 2010. Este valor de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para a média e anual de  $\text{PM}_{10}$  não se veio a implementar.

Em 2005, a UE aprovou a *Thematic Strategy on Air Pollution* como consequência do programa CAFE *Clean Air for Europe* (Ar Limpo para a Europa). Esta estratégia exigia que os países membros aumentassem e desenvolvessem as suas atividades de pesquisa nas áreas de poluição atmosférica e na dispersão de poluentes e na área da identificação do impacto da poluição atmosférica na saúde e no meio ambiente. Em maio de 2008 de acordo com a diretiva 2008/50/CE, que é transposta para o direito interno pelo Decreto-Lei n.º 102/2010 de 23 de setembro, é transcrita para a legislação nacional o valor para as concentrações de  $\text{PM}_{2,5}$ . O referido decreto-lei introduziu objetivos de qualidade do ar para as concentrações de  $\text{PM}_{2,5}$ , definindo que a concentração média anual não deverá ultrapassar o valor limite  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  a partir de janeiro de 2015, valor que é considerado como valor alvo a atingir a partir de janeiro de 2010. Considerando ainda os valores limite de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  e  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respetivamente, para a média diária de 24 h e anual de  $\text{PM}_{10}$ .

A Tabela 2.1 apresenta um resumo dos valores limite legais para as concentrações de poluentes na legislação em vigor em Portugal.

Tabela 2.1 - Valores limites legais de poluentes (APA, URL1)

Poluente	Valor Limite legal ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		
	Horário	Diário	Anual
$\text{SO}_2^{(1)}$	350	125	20
$\text{NO}_2^{(1)}$	200	-	40
$\text{CO}^{(1)}$	-	10 mg/m <sup>3</sup> (octo-horário)	-
$\text{O}_3^{(1)}$	-	120	-
$\text{PM}_{10}^{(1)}$	-	50	40

Poluente	Valor Limite legal ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		
	Horário	Diário	Anual
PM <sub>2,5</sub> <sup>(2)</sup>	-	-	25

(1) DL102/2010

(2) DL163/2010

Complementarmente aos valores limite legais de poluentes, a APA como modo de sensibilizar a população definiu índices de qualidade do ar para os principais poluentes. Estes índices procuram ser uma ferramenta eficaz para a sensibilização e alerta da população no que se refere aos níveis de concentração de poluentes. A tabela 2.2 apresenta os índices de qualidade do ar propostos pela APA.

Tabela 2.2 – Índices de qualidade do ar (APA, URL1)

Poluente ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) Classificação	CO		NO <sub>2</sub>		O <sub>3</sub>		PM <sub>10</sub>		SO <sub>2</sub>	
	Min	Máx	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
<b>MAU</b>	10000	-	400	-	240	-	120	-	500	-
<b>FRACO</b>	8500	9999	200	399	180	239	50	119	350	499
<b>MÉDIO</b>	7000	8499	140	199	120	179	35	49	210	349
<b>BOM</b>	5000	6999	100	139	60	119	20	34	140	209
<b>MUITO BOM</b>	0	4999	0	99	0	59	0	19	0	139

Não sendo no entanto possível definir um limiar abaixo do qual as PM<sub>2,5</sub> não constituem problemas para a saúde humana, a legislação definiu também o objetivo de alcançar a redução contínua das concentrações urbanas de fundo, estabelecendo objetivos adicionais de exposição da população para as PM<sub>2,5</sub> baseados no cálculo de um indicador de exposição média (IEM). Este indicador corresponde à concentração média anual de três anos consecutivos determinada em relação a todas as estações urbanas de fundo numa rede de amostragem estabelecida para esse efeito. Assim, a partir de janeiro de 2015 a concentração média anual de PM<sub>2,5</sub> dos três últimos anos consecutivos (IEM de 2013, 2014 e 2015) não deverá exceder o valor limite de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

---

Outro aspeto importante na legislação europeia são as *European Emission Standards*, que definem os limites máximos para as emissões de escape dos veículos novos, vendidos nos Estados membros da UE. Estas *European Emission Standards* são definidas através de uma série de diretivas da União Europeia.

Atualmente encontram-se em vigor as normas Euro V e Euro VI, onde foram estabelecidos limites de emissões poluentes para cada categoria de veículos definidos. A norma Euro V define para o caso das partículas, o valor limite de emissão para veículos ligeiros a gasolina ou gasóleo de 0,005 g/km e de 0,02 g/km para os veículos pesados de mercadorias. Para os veículos ligeiros a gasóleo, o limite corresponde a uma redução de 80% em relação à norma Euro IV, e para os veículos a gasolina este foi um valor introduzido a partir desta norma. O Euro V refere também a obrigatoriedade na introdução de filtros de partículas para carros a gasóleo e a norma VI define a obrigatoriedade de redução nas emissões de óxidos de azoto também para esses veículos. Nesta norma são definidos valores de emissão inferiores aos da norma V, no entanto, para as partículas este valor não foi alterado. Depois da entrada em vigor das normas Euro V e Euro VI, a homologação de matrículas, a venda e a entrada em circulação de veículos que não respeitem as normas, deverão ser recusadas pelos Estados Membros. O *standard* Euro V entrou em vigor na UE para a homologação de veículos em setembro de 2009 e em janeiro de 2011 para o registo de matrícula e venda de novos tipos de veículos vendidos no mercado da UE. A norma Euro VI previa-se a sua entrada em vigor a partir de setembro de 2014 e setembro de 2015, para a homologação e para o registo e venda de novos tipos de veículos, respetivamente.

---

## **3 MÉTODOS EXPERIMENTAIS E MODELAÇÃO NUMÉRICA**

### **3.1 Introdução**

Este capítulo descreve os métodos experimentais e os modelos numéricos utilizados, nomeadamente os equipamentos de monitorização de partículas utilizados nas campanhas e o equipamento de contagem do tráfego rodoviário. O capítulo inclui ainda uma descrição dos modelos de simulação numérica utilizados, o ADMS Urban e o Ansys Fluent, aplicados na referida metodologia.

### **3.2 Descrição dos equipamentos e métodos experimentais**

#### **3.2.1 Equipamentos de medição de concentração de partículas**

Nas campanhas específicas de medição dos valores de concentração de partículas realizadas na Avenida do Bocage, para caracterização da qualidade do ar no domínio de estudo utilizaram-se dois equipamentos distintos, o Verewa's Beta Dust F701-20 e o DustTrak modelo 8520.

O Verewa's Beta Dust F701-20 monitoriza e regista em contínuo a concentração de partículas de uma amostra de ar ambiente através de uma tecnologia que utiliza a radiação Beta (Verewa, 2004). O equipamento contém um sistema automático de recolha de amostras de ar atmosférico, sendo as amostras de ar contendo partículas recolhidas num filtro de papel e analisadas. O equipamento mede a massa de partículas (mg) por metro cúbico de ar (húmido). O princípio de funcionamento baseia-se no seguinte procedimento: a amostra de ar recolhida é conduzida através de uma cassette de fita de fibra de vidro onde papel é desenrolado ao mesmo tempo que o fluxo volumétrico do ar da amostra é registado pelo sistema. As partículas da amostra são então recolhidas na fita do filtro e radiometricamente medidas. A medição radiométrica é realizada através de um emissor Beta (C-14) e um contador de Geiger-Müller. O

---

princípio de medição da determinação da massa de partículas é baseado no facto de que a radiação beta é enfraquecida pela transmissão através da matéria. A intensidade da radiação é então medida antes (filtro limpo) e após a passagem da amostra pela fita (filtro com partículas). A relação entre as duas intensidades é uma medida da espessura da camada de partículas sobre a fita do filtro, assumindo que as partículas estão homoganeamente distribuídas sobre a superfície do filtro. Este procedimento fornece o valor da massa de partículas numa secção transversal conhecida do filtro. A massa de partículas dividida pela quantidade de ar admitido resulta na concentração de partículas. O processo de recolha e determinação das partículas inicia-se com o alinhamento da fonte de radiação e do contador Geiger Muller com uma secção limpa do filtro onde será efetuada a medição, de modo a ajustar a “leitura zero”. Após este ajuste, a secção do filtro move-se até ao local onde o ar ambiente será recolhido. O adaptador do filtro fecha e através de uma bomba de vácuo de disco (caudal nominal 1 m<sup>3</sup>/h), o ar passa pelo filtro, na secção inicialmente medida, verificando-se a retenção das partículas nesse mesmo local. A secção do filtro é então de novo movimentada sendo novamente alinhada com a fonte de radiação e com o contador, procedendo-se à segunda medição. A concentração das partículas resulta da diferença de intensidade da radiação Beta medida, entre o filtro limpo e o filtro com amostra de partículas, ou seja, da diferença de espessuras da camada de partículas, que se assume homogénea, baseado no pressuposto teórico que quanto maior a quantidade de energia absorvida, maior a concentração de partículas. Esta diferença é detetada pelo contador colocado no lado oposto à fonte de radiação, sendo o sinal transmitido ao microprocessador que permite a visualização em termos de concentração de partículas (µg/m<sup>3</sup>). A Figura 3.1 ilustra o esquema de funcionamento do equipamento de medição de concentração de partículas Verewa’s Beta Dust F701-20 e a Figura 3.2 mostra o filtro de recolha das partículas.

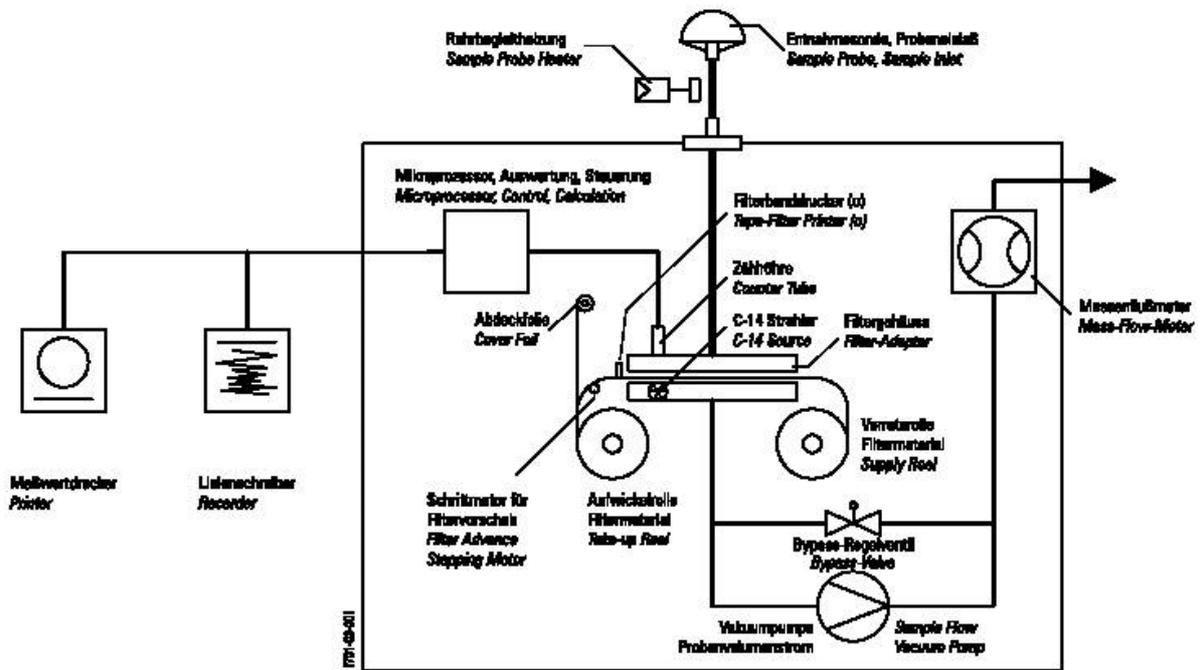


Figura 3.1 - Esquema de funcionamento do equipamento de medição de concentração de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 (Verewa, 2004)

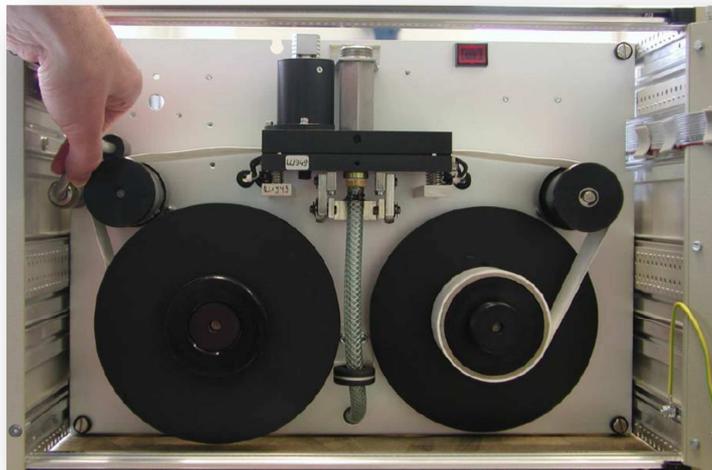


Figura 3.2 - Filtro de recolha das amostras de partículas no ar, do equipamento de medição de concentração de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 (Verewa, 2004)

Este equipamento Verewa's Beta Dust F701-20 permite a medição de partículas com diâmetros inferiores a 10  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ), a 2,5  $\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ) e partículas totais (TSP), utilizando sobre o tubo de captação a cabeça de amostragem convenientemente calibrada para o devido efeito (Figura 3.3). No que diz respeito aos ciclos temporais de monitorização, estes podem ser ajustados de acordo com as necessidades dos utilizadores (desde 30 minutos a 24 horas).

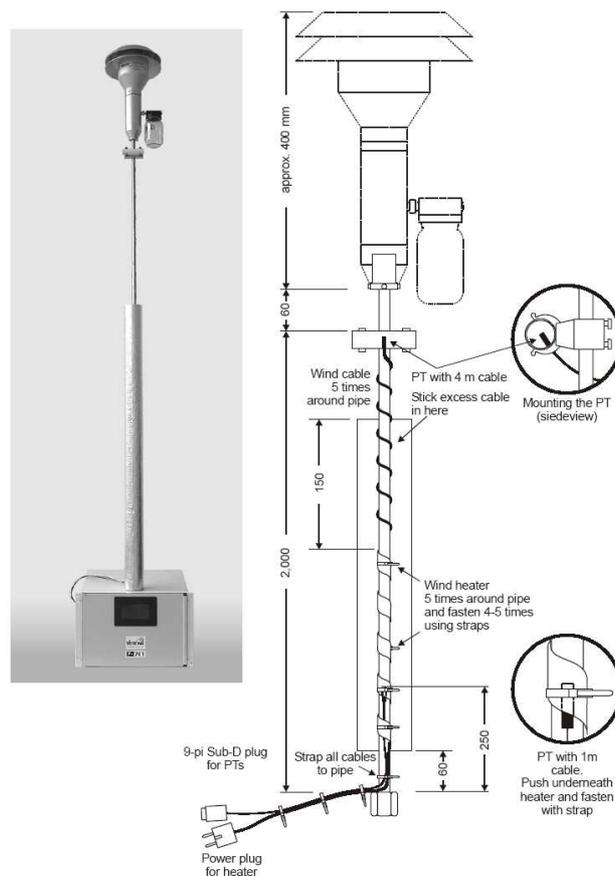


Figura 3.3 - Tubo de captação e cabeça de amostragem do equipamento de medição de concentrações de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 (Verewa, 2004)

As principais características técnicas do Verewa's Beta Dust F701-20 encontram-se resumidas na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Características técnicas principais do equipamento de medição de concentrações de partículas Verewa's Beta Dust F701-20 adaptado de (Verewa, 2004)

Gama	PM <sub>2,5</sub> – PM <sub>10</sub> - TSP
Limite inferior de deteção	0,001 mg/m <sup>3</sup>
Precisão	± 2%
Alimentação elétrica	230 V/50 Hz ±10% ; 110 V/60 Hz ± 10%
Potencia elétrica necessária	0,4 kVa
Gama temperatura de operação	0 °C – 50 °C
Output de sinal	4 – 20 mA, 3x RS-232, Gesytec protocol
Detetor	Geiger-muller-counter-tube
Filtro (material)	Glass-fiber-filter 99,95%
Caudal de amostragem	1000 l/h
Precisão do caudal de amostragem	± 5%
Sistema de amostragem	VDI 2463, EN12341
Tipo de bomba	Disco
Caudal da bomba (nominal)	1 m <sup>3</sup> /h
Dimensões	320 mm x 450 mm x 500 mm
Peso	26 kg

Outro equipamento utilizado nas campanhas de medição de concentração de partículas foi o equipamento DustTrak modelo 8520 da marca TSI (Figura 3.4), que mede a concentração, em tempo real, de partículas no ar ambiente, através do método de sensor por fotometria laser. Mede a concentração de partículas correspondentes a PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1,0</sub>. (TSI, 2006).



Figura 3.4 - Equipamento de medição de concentrações de partículas Dust track 8520 (TSI, 2006)

As leituras em tempo real são realizadas através de fotometria laser que, descrito de um modo muito sucinto, consiste numa contagem mássica através de uma lâmpada laser. Uma pequena bomba de sucção leva o caudal da amostra através de uma câmara ótica, onde a amostra é iluminada com um pequeno feixe de laser. As partículas que se encontram na câmara ótica espalham a luz em todas as direções e uma lente colocada a 90° recebe a luz reflectida para essa direção e foca-a num foto detetor onde as concentrações são medidas. O circuito de deteção converte a luz em diferença de potencial que é proporcional à concentração mássica da amostra. Esta diferença de potencial é lida pelo processador do equipamento e multiplicada por uma constante de calibração interna obtendo-se deste modo a concentração mássica em  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . O esquema de funcionamento é representado na Figura 3.5.

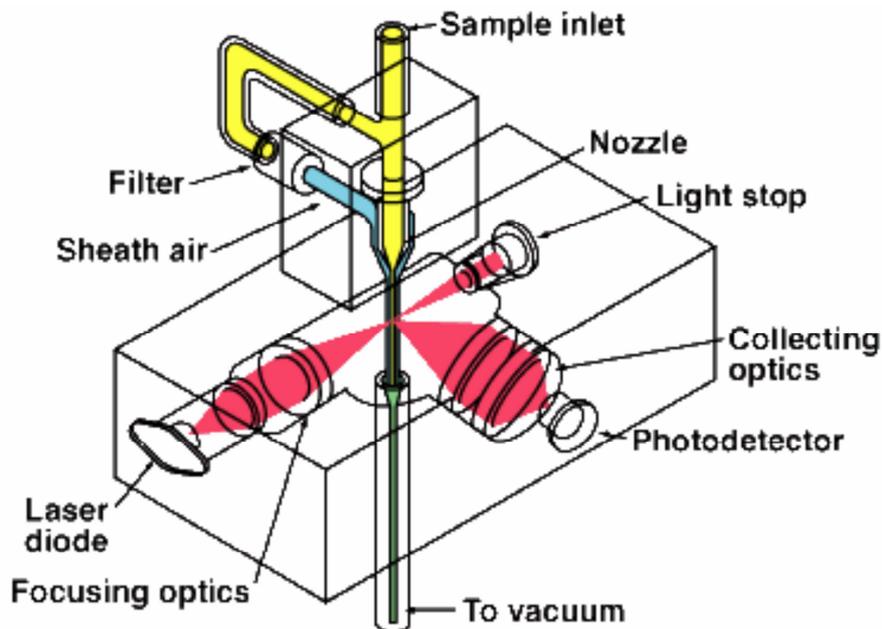


Figura 3.5 - Esquema simplificado de funcionamento do equipamento Dust track 8520 (TSI, 2006)

As principais características do equipamento são apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Características técnicas principais do equipamento de medição de concentrações de partículas Dust track 8520 (TSI, 2006)

Gama	0,001 a 100 mg/m <sup>3</sup>
Resolução	± 0,1% de leitura
Gama temperatura de operação	0 °C – 50 °C
Detetor	90° light scattering
Caudal de amostragem	Ajustável 1,4 a 2,4 l/min (1,7 l/min nominal)
Gama de aplicação (diâmetro partículas)	0,1 a 10 µm

### 3.2.2 Metodologia de contagem de tráfego rodoviário

Sendo o tráfego rodoviário uma das principais fontes de poluentes no domínio em estudo foi necessário, para a correta caracterização das emissões de partículas na Avenida do Bocage e para efeitos da simulação numérica de microescala, conhecer o perfil de tráfego rodoviário nesta via. Para a caracterização do tráfego rodoviário na

---

Avenida do Bocage procurou-se inicialmente verificar a existência de estudos da Câmara Municipal do Barreiro, ou de outra entidade, que permitissem caracterizar o tráfego nesta via. Os estudos disponibilizados pela câmara municipal no entanto não permitiram caracterizar especificamente o tráfego rodoviário na Avenida do Bocage, pelo que numa primeira fase, implementaram-se campanhas de contagem de veículos nesta via, recorrendo à observação direta no local. Este procedimento apresentou duas grandes desvantagens. Uma, pelo facto de poder introduzir erros humanos devido à rapidez de contagem, especialmente quando o tráfego é mais intenso, nomeadamente em horas de ponta. A outra relacionou-se com o facto de não ser possível determinar com exatidão a velocidade de passagem dos veículos. Esta dificuldade na determinação da velocidade é importante pois a velocidade é uma das principais variáveis na determinação do número de partículas emitidas pelos veículos.

Esta primeira contagem de veículos foi feita por períodos de 1 hora, nas horas de ponta, que foram divididas em três períodos, das 8 h -10 h, das 12 h -13 h e das 17 h - 20 h durante os dias da semana. Os veículos foram classificados de acordo com a classe (ligeiros, pesados de carga, pesados de passageiros e motociclos). Foram ainda verificadas as principais características da via como a largura da faixa, a altura média dos edifícios e o tipo de via (neste caso urbana). Como não foi possível verificar se cada veículo utilizava como combustível gasolina ou gasóleo, optou-se por na contagem total dos veículos aplicar o valor estatístico de 60% de veículos a *gasóleo* tendo em conta a informação recolhida das estatísticas do sector automóvel (ACAP, 2010).

Para tentar diminuir o possível erro na caracterização do tráfego nesta via, optou-se, numa fase posterior dos trabalhos, pela conceção, desenvolvimento e implementação de um método automático próprio de contagem de tráfego rodoviário. Deste modo, e após várias hipóteses estudadas e tendo-se constatado a inexistência de um equipamento economicamente viável e que permitesse atingir este objetivo, foi desenvolvido um sistema automático próprio, recorrendo à utilização de fotocélulas de automação industrial. O objetivo do sistema era a contagem dos veículos que passam na via, mas também o tipo de veículo (ligeiro ou pesado) e a velocidade de passagem,

de modo a se fazer uma caracterização tão correta quanto possível das emissões de partículas.

O sistema é composto por duas fotocélulas de longa distância retro reflexivas da marca Omron e modelo E3G-L73 2M, um PLC (controlador programável) da marca Omron e modelo CP1L e um computador portátil da Marca HP e respetivo *software* de programação. A arquitetura do sistema é descrita na Figura 3.6, Tabela 3.3 e Tabela 3.4.

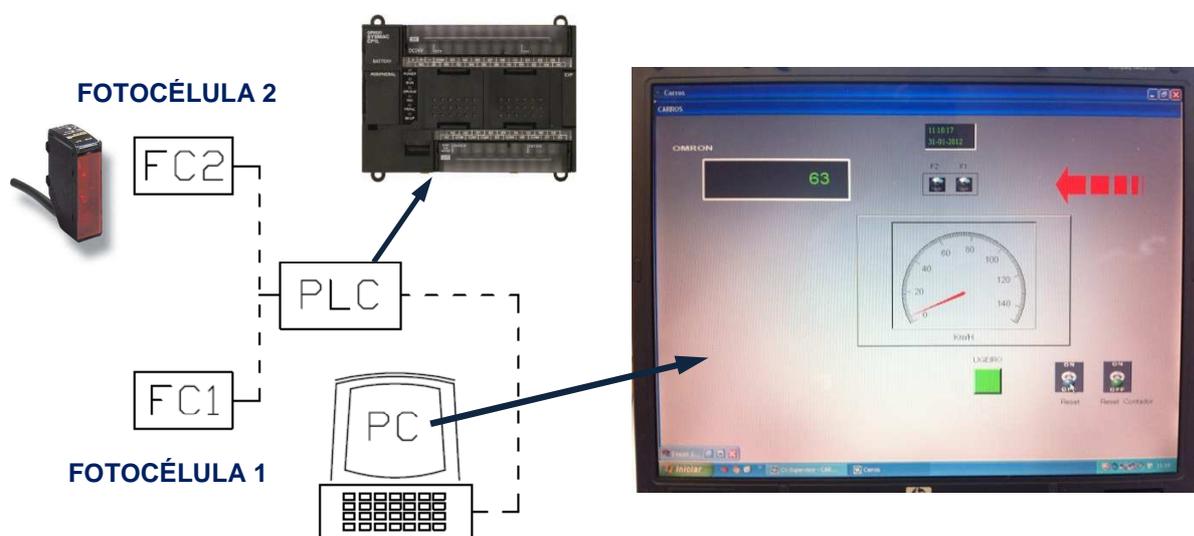


Figura 3.6 – Arquitetura do sistema de contagem de tráfego rodoviário desenvolvido

Tabela 3.3 - Características técnicas principais das fotocélulas Omron E3G-L73 2M (Omron, 2011)

<b>Distância de deteção</b>	0,2 m a 2 m (solucionável)
<b>Fonte de luz</b>	LED Infravermelhos
<b>Alimentação elétrica</b>	10 V a 13 V
<b>Gama de temperatura de operação</b>	-25 °C a 55 °C
<b>Grau de proteção</b>	IEC 60529; IP67
<b>Tempo de resposta</b>	5 ms

Tabela 3.4 – Características técnicas principais do PLC Omron CP1L (Omron, 2011)

<b>Pontos de entrada (Input points)</b>	12
<b>Pontos de saída (Output points)</b>	8
<b>Alimentação elétrica</b>	24 VDC
<b>Gama de temperatura de operação</b>	0 °C a 55 °C
<b>Tipo de output</b>	Transistor
<b>Velocidade de execução</b>	0,55 µs
<b>Potência elétrica (consumo)</b>	20 W

O princípio de funcionamento do sistema desenvolvido (Figura 3.7) pode ser descrito do seguinte modo. As duas fotocélulas são colocadas junto à via, de modo a detetarem a passagem dos veículos por autorreflexão do feixe nos mesmos. A primeira fotocélula ( $FC_1$ ), ao passar um veículo, é atuada, dando origem ao início da contagem de tempo ( $t_{1i}$ ), quando o veículo deixa de passar a fotocélula termina a contagem do tempo ( $t_{1f}$ ). O veículo, ao seguir a sua marcha, vai atuar, mais à frente, a segunda fotocélula ( $FC_2$ ), dando início à contagem de tempo ( $t_{2i}$ ) que termina quando o veículo deixa de passar na segunda fotocélula ( $t_{2f}$ ).

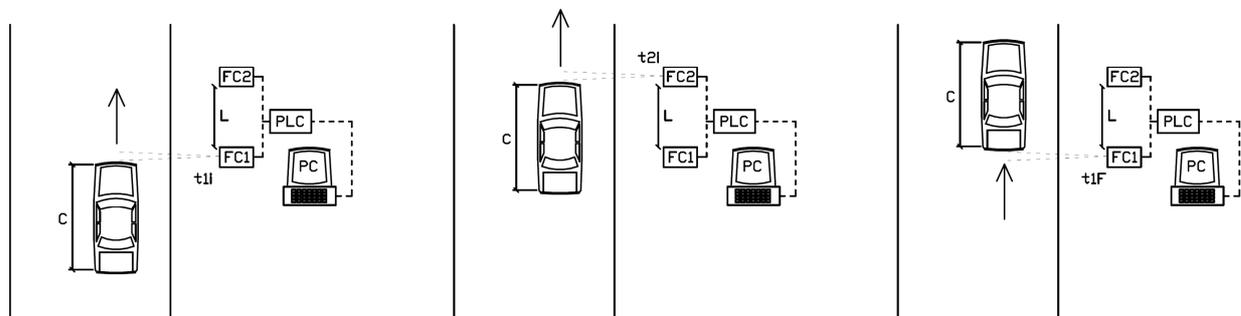


Figura 3.7- Princípio de funcionamento do sistema de contagem de tráfego rodoviário desenvolvido

Temos assim as seguintes variáveis necessárias no sistema:

$t_{1i}$  – Tempo de início de passagem do veículo na 1ª fotocélula  $FC_1$  (s)

$t_{1f}$  – Tempo final de passagem do veículo na 1ª fotocélula  $FC_1$  (s)

$t_{2i}$  – Tempo de início de passagem do veículo na 2ª fotocélula  $FC_2$  (s)

$t_{2f}$  – Tempo final de passagem do veículo na 2ª fotocélula  $FC_2$  (s)

L - Distância entre as duas fotocélulas (m)

---

$v_i$  - velocidade do veículo (m/s)

$c_i$  – Comprimento de cada veículo (m)

Se tivermos as duas fotocélulas a uma distancia  $L$ , a velocidade de cada veiculo é dada por:

$$v_i = \frac{\Delta l}{\Delta t} = \frac{L}{t_{2i} - t_{1i}} \quad (3.1)$$

Sabendo a velocidade  $v_i$  de cada veículo é possível saber o comprimento do veículo  $c_i$

$$c_i = v_i \Delta t_1 = v_i (t_{2i} - t_{2f}) \quad (3.2)$$

As fotocélulas fornecem, assim, em tempo real para o computador, as variáveis  $t_{1i}$ ,  $t_{1f}$ ,  $t_{2i}$ ,  $t_{2f}$ . Por sua vez o programa desenvolvido, calcula e regista, em tempo real, o número identificador do veículo  $i$ , a velocidade do veículo  $v_i$ , e o comprimento do veículo  $c_i$ . Posteriormente o programa classifica cada veículo segundo o tipo (ligeiro ou pesado) em função do seu comprimento  $c_i$ , ficando assim registado em ficheiro o número total de veículos, a velocidade de cada veículo e o tipo de veículo. Para a classificação dos veículos em função do seu comprimento  $c_i$ , consideraram-se os seguintes critérios (Costa e Macedo, 2008):

- Motos:  $1,5 \text{ m} < c_i \leq 2,5 \text{ m}$
- Ligeiros:  $2,5 \text{ m} < c_i \leq 5,5 \text{ m}$
- Pesados mercadorias:  $5,5 \text{ m} < c_i \leq 11 \text{ m}$
- Pesados passageiros:  $11 \text{ m} < c_i \leq 18 \text{ m}$

Os dados do tráfego rodoviário são depois utilizados pelo ADMS-Urban, para o cálculo das emissões de partículas, na Avenida do Bocage. A Figura 3.8 apresenta uma fotografia do sistema em funcionamento.

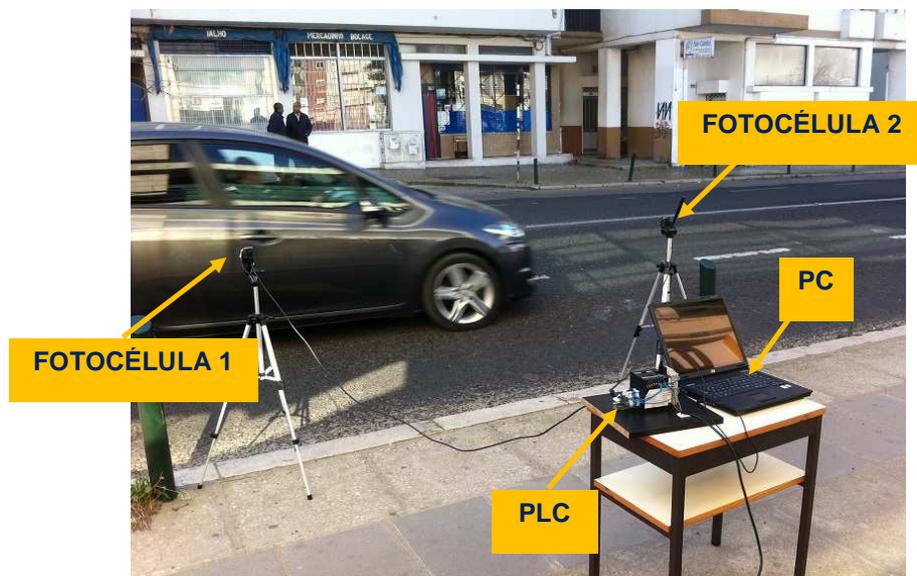


Figura 3.8 - Sistema de contagem de tráfego em funcionamento na avenida do Bocage

Os valores para o tráfego rodoviário obtidos das diversas campanhas de contagem de tráfego, implementadas na Av. Do Bocage, encontram-se resumidos na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 - Caracterização das contagens de veículos realizadas na Av. Do Bocage

Data	Dia da semana	Método	Tipo e Número de Veículos/h				Total de Veículos (por hora)
			Ligeiros	Pesados de Carga	Pesados de Passageiros	Motociclos	
21/07/2010	4ª feira	Observação visual	3050	78	94	22	3244
22/07/2010	5ª feira	Observação visual	2320	74	45	19	2458
20/09/2011	3ª feira	Automático/fotocélulas	2933	69	43	29	3074
<b>Média</b>			<b>2768</b>	<b>74</b>	<b>182</b>	<b>70</b>	<b>2925</b>

Com base nestas contagens calculou-se o valor médio para cada tipo de veículo e introduziram-se estes valores bem como o tipo de veículo, velocidade média e tipo de via, como *input* no modelo ADMS-Urban (CERC, 2003a, 2003b) que calculou a emissão total de partículas devido ao tráfego rodoviário, na Avenida do Bocage. O valor calculado para as emissões de PM<sub>10</sub>, devido ao tráfego rodoviário nesta via, foi posteriormente introduzido como fonte de área no modelo de CFD do Ansys Fluent.

---

## 3.3 Modelos de simulação numérica usados

### 3.3.1 ADMS-Urban

Para a simulação numérica de dispersão de mesoescala utilizou-se o O ADMS-Urban 2.0 (Atmospheric Dispersion Modelling System). Este código computacional é um programa comercial desenvolvido pela Cambridge Environmental Research Consultants Ltd. (CERC), para o cálculo de concentrações de poluentes, emitidos por fontes pontuais, fontes de linha e de malha (CERC, 2003b). O modelo é do tipo Gaussiano Tridimensional Avançado, inserido num modelo lagrangeano de trajetória e é constituído por algoritmos que têm em consideração os efeitos dos edifícios principais da área em estudo, da topografia complexa, das reações químicas que decorrem na atmosfera, da elevação da pluma poluente em função da distância, de descargas direcionadas, de emissões de longo (anual) e curto (segundos) prazo e das condições meteorológicas. Este modelo pode ser utilizado em zonas urbanas e rurais, em terrenos planos ou de topografia complexa, considerando distâncias de transporte de poluentes até 50 km. O modelo encontra-se amplamente validado por inúmeros estudos de validação (Carruthers *et al*, 1998, 1999), (Elis *et al*, 2001) (Sabatino *et al*, 2008) e (Righi *et al*, 2009), sendo amplamente utilizado por governos de diversos países como ferramenta de apoio à tomada de decisões estratégicas relacionadas com a qualidade do ar (CERC, 2001).

Os dados mínimos necessários ao funcionamento do modelo são em relação às fontes poluidoras (Cerqueira, 2006): a localização em coordenadas geográficas, as taxas de emissão dos poluentes, a altura da fonte pontual ou da malha, a velocidade e temperatura de saída dos gases de emissão das fontes industriais, o diâmetro interno da chaminé da fonte industrial, a dimensão dos edifícios circundantes às fontes de tráfego, a largura das estradas nas fontes de tráfego, o tamanho e velocidade de deposição das partículas, os dados meteorológicos, a direção e velocidade do vento e os parâmetros da camada limite (altura da camada limite e altura de Monin-Obukhov).

---

Outros dados meteorológicos, relativos às fontes poluidoras e de topografia podem e devem ser introduzidos, de forma a otimizar a simulação para a obtenção de resultados mais reais. A poluição de fundo pode também ser calculada considerando a concentração de poluentes que não sejam produzidos diretamente pelas fontes existentes no domínio de cálculo. A simulação pode também ter em conta o perfil diurno ou mensal do fluxo de tráfego, de forma a serem consideradas as variações do número de veículos ao longo do dia ou do mês. O modelo também considera o efeito de *street canyon*. Uma vez introduzidas as fontes, estas podem ser visualizadas através de um sistema de informação geográfica. O processamento dos dados de entrada pelo programa resulta, entre outros, na concentração média dos poluentes num período específico de tempo.

Na Figura 3.9 é apresentado um esquema geral da arquitetura do modelo ADMS-Urban.

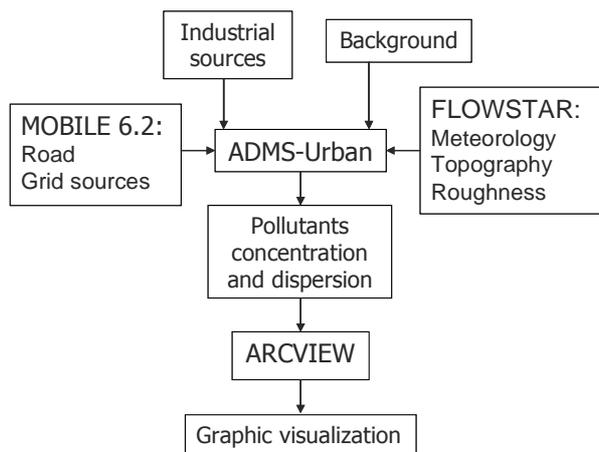


Figura 3.9 - Representação esquemática do modelo ADMS-Urban (CERC, 2003b adaptado)

O ADMS-Urban sendo um modelo Gaussiano utiliza uma distribuição gaussiana para o cálculo da concentração dos poluentes exceto no caso em que a distribuição é vertical, em condições de instabilidade. A dispersão da pluma é calculada, utilizando as variáveis locais da camada limite atmosférica. O ADMS-Urban utiliza o modelo Gaussiano para simular a elevação da pluma emitida pelas fontes poluidoras, utiliza também um modelo baseado em duas plumas para simular o efeito dos edifícios e para calcular o efeito de topografia complexa utiliza o modelo linearizado Flowstar.

A deposição seca das partículas é efetuada pelo modelo através de uma equação onde a velocidade de deposição resulta da soma das resistências de transferência dos poluentes dentro da camada superficial da atmosfera, através da subcamada laminar e para a superfície, acrescido ainda de um termo de deposição gravitacional. Relativamente aos poluentes gasosos, a resistência da camada superficial é calculada como função da natureza do gás, se é reativo ou inerte. A deposição húmida é calculada utilizando um coeficiente de *washout* (lavagem) que pode ser dependente da taxa de pluviosidade.

O perfil da distribuição das concentrações é assumido como pluma Gaussiana com reflexões no solo e na altura de inversão, sendo a concentração dada por (CERC, 2003b):

$$C = \frac{Q_s}{2\pi\sigma_y\sigma_z U} e^{-y^2/2\sigma_y^2} \left\{ e^{-(z-z_p)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+z_p)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z+2h-z_p)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z-2h+z_p)^2/2\sigma_z^2} + e^{-(z-2h-z_p)^2/2\sigma_z^2} \right\} \quad (3.3)$$

Onde:

$C$  é a concentração ( $\text{g}/\text{m}^3$ )

$Q_s$  é a intensidade da fonte ( $\text{g}/\text{s}$ )

$z$  é a altura acima do solo (m)

$y$  é a distância lateral ao centro da pluma (m)

$Z_p$  é a altura da localização da fonte acima do solo (m)

$U$  é a velocidade do vento na altura da pluma ( $\text{m}/\text{s}$ )

$\sigma_y$  é a dispersão horizontal da pluma (m)

$\sigma_z$  é a dispersão vertical da pluma (m)

O modelo ADMS-Urban utiliza a teoria de Monin-Obukhov (Monin Obukov, 1954) para caracterizar a camada limite da atmosfera. O modelo utiliza o comprimento de Monin-Obukhov ( $L_{MO}$ ) e a altura da camada limite atmosférica ( $h$ ), permitindo a variação da turbulência em altura, sendo a dispersão da pluma função da altura (Collet, 1997). Este método tem a vantagem de ser baseado em parâmetros físicos experimentais.

---

A teoria de similaridade de Monin-Obukhov (Monin Obukov, 1954) descreve as variáveis estatísticas turbulentas da camada limite segundo uma teoria aplicada à camada superficial, onde os fluxos verticais são considerados constantes com a altura. O comprimento de Monin-Obukhov (m) representa a altura da camada limite onde os efeitos da turbulência mecânica se equivalem aos efeitos da turbulência convectiva (Holmes, 2006) e é definido pela seguinte equação (CERC, 2002):

$$L_{MO} = \frac{-u_*^3}{kgF_{\theta_0} / (\rho c_p T_0)} \text{ (m)} \quad (3.4)$$

Sendo:

$u_*$  - Velocidade de fricção na superfície terrestre (m/s)

$k$  - Constante de Von Karman (0,4)

$g$  - Aceleração da gravidade (m/s<sup>2</sup>)

$F_{\theta_0}$  - Fluxo de calor à superfície (W/m<sup>2</sup>)

$\rho$  - Massa volúmica de ar (kg/m<sup>3</sup>)

$c_p$  - Calor específico do ar (J/(kg.K))

$T_0$  - Temperatura à superfície do solo (°C)

Fisicamente o comprimento de Monin-Obukhov ( $L_{MO}$ ) exprime a relação entre o fluxo turbulento de origem mecânica e convectiva e é utilizado para avaliar o grau de estabilidade atmosférica (Lauder e Spalding, 1972) e está relacionado com o fluxo de calor sensível. O comprimento de Monin-Obukhov é negativo em condições de instabilidade atmosférica (fluxo de calor sensível positivo), sendo a sua magnitude uma medida da altura acima do solo, acima da qual a turbulência convectiva é mais importante do que a turbulência mecânica gerada pela fricção na superfície terrestre. Quanto mais instável é a camada limite menor será o valor de  $L_{MO}$ . Nas condições neutras, a turbulência mecânica domina em praticamente toda a altura da camada limite, sendo caracterizada por uma velocidade do vento moderada ou alta e céu

---

nublado. Neste caso o valor de  $L_{MO}$  tende para infinito (fluxo de calor sensível igual a zero). O comprimento é positivo (fluxo de calor sensível negativo) em situações de estabilidade atmosférica, sendo a medida da altura acima do solo na qual a turbulência vertical é inibida pela estratificação, estável. A camada limite tende a formar duas ou mais camadas de diferente densidade, sendo a mais densa a mais próxima da superfície. Esta camada tende a suprimir qualquer movimento vertical causado pela fricção na superfície e nessa situação o valor de  $L_{MO}$  é baixo.

O modelo ADMS Urban pode, no entanto, ser utilizado especificamente para o cálculo das emissões decorrentes do tráfego rodoviário. Para isso deverão ser introduzidos os perfis de tráfego rodoviário, como o tipo de veículo, a velocidade o número de veículos de cada tipo, o poluente emitido e o ano de emissão. Com base nestes dados o ADMS Urban utiliza a base de dados de fatores de emissão (DMRB database of traffic emission factors) para calcular a fonte de linha correspondente a esse tráfego rodoviário (Cerqueira, 2006). Para as fontes de linha (tráfego), os parâmetros de introdução no ADMS Urban encontram-se resumidos na Tabela 3.6.

Tabela 3.6 - Parâmetros de introdução no ADMS Urban para as fontes de tráfego

Vehicle category	Tipo
Average speed	Km/h
Vehicle count	Num/hr
Emission year	
Elevation of road	m
Road width	m
Canyon eight	m

Para o caso de emissões do tipo linha, originárias de tráfego rodoviário, o modelo considera a existência de edifícios e tem em consideração um fluxo turbulento adicional que ocorre dentro de uma rua com edifícios de ambos os lados, seguindo o modelo *Operational Street Pollution Model* (OSPM), desenvolvido pelo Instituto de Investigação Ambiental da Dinamarca (Hertel, 1990), que utiliza um modelo de pluma Gaussiana simplificado. Este modelo é utilizado para o cálculo da concentração de poluentes dentro do *street canyon*.

Na Figura 3.10 encontra-se representado esquematicamente o princípio de funcionamento do modelo, numa situação de *street canyon*.

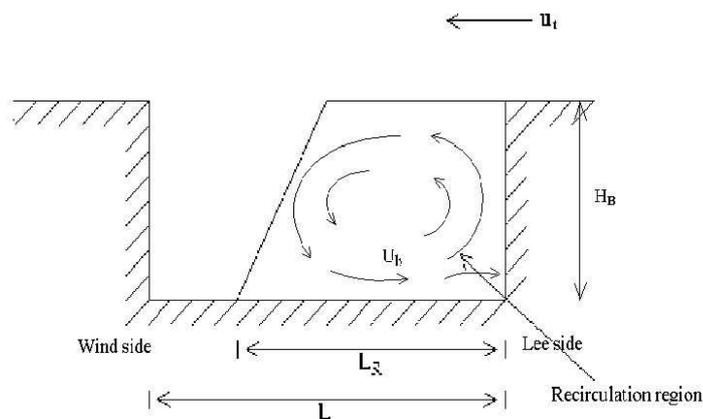


Figura 3.10 - Representação esquemática da recirculação considerada pelo módulo *street canyon* no modelo ADMS-Urban. (CERC 2003a)

A velocidade do vento ao nível da rua, no local de recirculação  $u_b$  (m/s), tem uma direção oposta à velocidade do vento ao nível dos telhados  $u_t$  (m/s), o que gera um vórtice, caso a direção do vento não seja paralela à da rua.

O valor da largura da zona, influenciada pelo vórtice  $L_r$  (m) é calculado em função da velocidade do vento à altura dos telhados  $H_B$  (m), e da altura dos edifícios e representa a largura do vórtice:

$$L_r = 2rH_B \text{ (m)} \quad (3.5)$$

Onde:

$$r = 1 \quad (u_t \geq 2 \text{ m/s})$$

$$r = u_t - 1 \quad (1 < u_t < 2 \text{ m/s})$$

$$r = 0 \quad (u_t \leq 1 \text{ m/s})$$

Dentro da zona de recirculação assume-se que o ar está bem misturado resultando numa concentração de poluentes uniforme. A concentração calculada resulta de um

---

balanço entre a introdução dos gases provenientes do tráfego e a saída de ar acima da zona de recirculação.

### 3.3.2 ANSYS FLUENT

Para a simulação numérica de dispersão de microescala utilizou-se o Ansys Fluent 12.0 e seguintes. Este código computacional é um programa comercial desenvolvido pela Ansys Inc. que para a modelação numérica de escoamento de fluidos e de transferência de calor em geometrias complexas (Ansys Fluent, 2009). Este código é amplamente utilizado na modelação de microescala de escoamentos em malhas e vias urbanas do tipo *street canyon*, pois permite uma grande flexibilidade nas malhas, resolvendo problemas em malhas não estruturadas ideias para serem utilizadas em geometrias complexas.

O código baseia-se na resolução de equações diferenciais discretizadas de balanço de massa, quantidade de movimento e outros escalares como a energia, a turbulência, a radiação, pelo método de cálculo do volume de controlo, ou seja dividindo o domínio em volumes de controlo, onde são integradas as equações de estado, construindo as equações algébricas para as variáveis dependentes discretizadas, como velocidade, pressão, temperatura e outros escalares. As equações discretizadas são linearizadas e a solução permite a atualização dos valores das variáveis dependentes.

O Ansys Fluent resolve equações de conservação de massa e quantidade de movimento e no caso de escoamentos que envolvam transferência de calor, reações químicas ou turbulência, o modelo utiliza também equações de conservação de energia, equações de conservação de espécies ou equações adicionais de transporte, respetivamente (Ansys, 2009a).

Deste modo, sendo o domínio é discretizado num número finito de volumes de controlo, as equações de conservação de massa, quantidade de movimento, energia e espécies são resolvidas neste conjunto de volumes de controlo. As equações diferenciais parciais são discretizadas num sistema de equações algébricas e todas as equações

algébricas são resolvidas numericamente de modo a encontrar o campo de soluções (Ansys, 2009b).

$$\underbrace{\frac{\partial}{\partial t} \int_V \rho \phi dV}_{\text{Não estacionário}} + \underbrace{\oint_A \rho \phi \mathbf{V} \cdot d\mathbf{A}}_{\text{Convecção}} = \underbrace{\oint_A \Gamma_\phi \nabla_\phi \cdot d\mathbf{A}}_{\text{Difusão}} + \underbrace{\int_V S_\phi dV}_{\text{Geração}} \quad (3.6)$$

### i) Equação de conservação da massa

Genericamente, a equação de conservação da massa é dada por:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \vec{v}) = S_m \quad (3.7)$$

Sendo,

$\rho$  - Massa específica (kg/m<sup>3</sup>)

$t$  - Tempo (s)

$\vec{v}$  - Componente vetorial da velocidade do fluido

$S_m$  - Fonte ou poço de massa (kg/m<sup>3</sup>/s)

### ii) Equação de conservação de quantidade de movimento

Da mesma forma e genericamente a equação de conservação de quantidade de movimento pode ser dada por:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\rho \vec{v}) + \nabla \cdot (\rho \vec{v} \vec{v}) = -\nabla p + \nabla \cdot (\vec{\tau}) + \rho \vec{g} + \vec{F} \quad (3.8)$$

Sendo:

$p$  - Pressão estática (Pa)

$\vec{\tau}$  - Tensor de tensões viscosas

$\rho \vec{g}$  - Força gravitacional

---

$\vec{F}$  - Força externa da fonte

Onde o tensor de tensões viscosas é dado por:

$$\bar{\tau} = \mu \left[ (\nabla \vec{v} + \nabla \vec{v}^T) - \frac{2}{3} \nabla \cdot \vec{v} I \right] \quad (3.9)$$

Sendo:

$\mu$  - Viscosidade molecular (Ns/m<sup>2</sup>)

$I$  - Matriz identidade

### iii) Modelos de turbulência

No estudo do escoamento do vento numa rua, condição de base para o estudo da dissipação de poluentes é fundamental a escolha do modelo de turbulência. Os escoamentos turbulentos são usualmente caracterizados por flutuações no campo da velocidade que promovem a mistura das características físicas do escoamento como quantidade de movimento, energia e concentração das espécies, fazendo-as flutuar também, o que torna o processo de simulação muito complexo. Existem equações modificadas que simplificam este processo. Contudo nestas equações também existem variáveis que são necessárias definir e é neste ponto que surgem os modelos de turbulência (Reis, 2006) (Vardoulakis *et al*, 2003) (Zhiqiang *et al*, 2007).

Apesar de não existir nenhum modelo universalmente aceite para a simulação de escoamentos turbulentos, a escolha do modelo turbulento depende do objetivo que se pretende atingir mas também das limitações computacionais. Para o caso do escoamento do vento numa rua (estudo do efeito *street canyon*) um dos modelos de turbulência mais utilizado é o RANS k -  $\epsilon$ , proposto por Launder e Spalding em 1972 (Launder B. e Spalding D., 1972), (Zanetti, 1993), (Kim, 2004) e (Li *et al*, 2006). No

---

Ansys Fluent o modelo  $k - \epsilon$  encontra-se disponível através do modelo Standard e duas alterações, o *Renormalization-group* (RNG) e o *Realizable*.

Os três modelos são semelhantes utilizando as equações de transporte para a energia cinética turbulenta ( $k$ ) e para a taxa de dissipação turbulenta ( $\epsilon$ ), diferindo no método de cálculo da turbulência viscosa, no número de Prandtl e nos termos de geração e degradação na equação  $\epsilon$ . Como características comuns temos a geração de turbulência, a tensão de corte, o efeito da compressibilidade e a modelação da transferência de calor e massa. As características que são alteradas em cada submodelo são as equações de transporte, o método de cálculo da viscosidade turbulenta e as constantes do modelo. Os submodelos RNG e o *Realizable* têm demonstrado um melhor desempenho, relativamente ao modelo *standard*. Neste ponto será descrito o submodelo utilizado nesta tese, o modelo RNG  $k - \epsilon$  que demonstrou ser amplamente utilizado e validado neste tipo de aplicação (Solazzo *et al*, 2008), (Awasthi, 2009) e (Wang, 2010). No entanto e como se trata de um submodelo do  $k - \epsilon$  *standard* é também necessário descrevê-lo.

O submodelo mais simples é o modelo  $k - \epsilon$  *standard* onde são resolvidas duas equações de transporte, uma para  $k$  e outra para  $\epsilon$ . Este modelo permite obter resultados relativamente consistentes, com economia de tempo e de recursos. Trata-se de um modelo semi-empírico, onde as equações se baseiam em considerações físicas e empíricas (Kim, 2004). Neste submodelo assume-se que o fluxo é turbulento e o efeito da viscosidade molecular é negligenciável, tornando-o apenas viável para fluxos totalmente turbulentos. O submodelo RNG  $k - \epsilon$ , apesar de semelhante ao submodelo *standard*, derivou deste submodelo utilizando uma técnica estatística matemática complexa, denominada *renormalization group theory* (RNG), incluindo os seguintes pontos, que tornam este submodelo mais realista e preciso:

- Apresenta um termo adicional na equação  $\epsilon$  que melhora significativamente a precisão;
- O efeito dos vórtices está incluído no submodelo RNG  $k - \epsilon$ ;

- Foi incluída uma equação analítica para o número de Prandtl turbulento;
- Foi incluída uma equação analítica para a viscosidade que tem em conta o efeito do baixo número de Reynolds (sub-camada viscosa).

Este submodelo conseqüentemente deriva das também das equações instantâneas de Navier-Stokes. As equações de transporte para o RANS RNG k - ε, são:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho k) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho k u_i) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \alpha_k \mu_{eff} \frac{\partial k}{\partial x_j} \right) + G_k + G_b - \rho \epsilon - Y_M + S_k \quad (3.10)$$

e

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \epsilon) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho \epsilon u_i) = \frac{\partial}{\partial x_j} \left( \alpha_\epsilon \mu_{eff} \frac{\partial \epsilon}{\partial x_j} \right) + C_{1\epsilon} \frac{\epsilon}{k} (G_k + C_{3\epsilon} G_b) - C_{2\epsilon} \rho \frac{\epsilon^2}{k} - R_\epsilon + S_\epsilon \quad (3.11)$$

Sendo:

$G_k$  – Taxa de geração da energia cinética turbulenta devido à média do gradiente de velocidades

$G_b$  – Taxa de geração da energia cinética turbulenta devido à impulsão

$Y_M$  - Contribuição da dissipação da dilatação

$\alpha_k$  - Inverso do número de Prandtl para  $k$

$\alpha_\epsilon$  - Inverso do número de Prandtl para  $\epsilon$

$S_k$  e  $S_\epsilon$  - Fontes.

Sendo o termo da taxa de geração da energia cinética turbulenta devida à média do gradiente de velocidades:

$$G_k = -\overline{\rho u_i u_j} \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \quad (3.12)$$

E sendo o termo da taxa de geração da energia cinética turbulenta devida à impulsão:

$$G_b = \beta g_i \frac{\mu_t}{Pr_t} \frac{\partial T}{\partial x_i} \quad (3.13)$$

Com:

$Pr_t$  - Número de Prandtl

$g_i$  - Componente do vetor gravitacional na direção  $i$

$\beta$  - Coeficiente de expansão térmica ( $K^{-1}$ )

$\mu_t$  - Viscosidade turbulenta ( $N \cdot s/m^2$ )

No modelo  $k-\varepsilon$  *standard* o número de Prandtl é igual a 0,85, mas no submodelo RNG é dado pela expressão (3.14) onde  $\alpha$  é obtido de (3.21).

$$Pr_t = \frac{1}{\alpha} \quad (3.14)$$

e

$$\beta = -\frac{1}{\rho} \left( \frac{\partial \rho}{\partial T} \right)_p \quad (3.15)$$

O efeito da viscosidade turbulenta é modelado considerando:

$$\mu_t = \rho C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (3.16)$$

Onde se obtém a constante  $C_\mu$  da teoria RNG:

$$C_\mu = 0,0845$$

Deduz-se da equação de transporte (3.10) que  $G_b$  tende a aumentar com estratificação instável ( $G_b > 0$ ) e que com estratificação estável a impulsão tende a suprimir o efeito da turbulência ( $G_b < 0$ ). No Ansys Fluent o efeito da impulsão na equação de transporte 3.11 é em geral negligenciável, sendo  $G_b=0$ . No entanto este efeito pode ser considerado nesta equação se selecionado no modelo de viscosidade. Neste caso é resolvida a equação (3.17) que é consequência de (3.13):

$$G_b = -g_i \frac{\mu_t}{\rho \text{Pr}_t} \frac{\partial \rho}{\partial x_i} \quad (3.17)$$

O efeito da impulsão na equação (3.11), é determinado pela constante  $C_{3\varepsilon}$ , que é calculada por (3.18) (Henkes *et al*, 1991):

$$C_{3\varepsilon} = \tanh \left| \frac{v}{u} \right| \quad (3.18)$$

Onde:

$v$  - Componente da velocidade paralela ao vetor gravitacional

$u$  - Componente da velocidade perpendicular ao vetor gravitacional

$C_{3\varepsilon}$  é igual a um no caso da direção do escoamento principal estar alinhada com a direção da gravidade e é igual a zero se a direção do escoamento principal for perpendicular à direção da gravidade.

Na equação em (3.10) o termo  $Y_M$ , representa a contribuição da dissipação da dilatação e traduz o efeito da compressibilidade na turbulência, é dado por (3.19) onde  $M_t$  é o número de Mach dado por (3.20):

$$Y_M = 2\rho\varepsilon M_t^2 \quad (3.19)$$

$$M_t = \sqrt{\frac{k}{a^2}} \quad (3.20)$$

Com

$a(\equiv \sqrt{\gamma RT})$  é a velocidade do som

O termos  $\alpha_k$  e  $\alpha_\varepsilon$  das equações (3.10), (3.11) e (3.14) são calculados da equação (3.21).

---


$$\left| \frac{\alpha - 1,3929}{\alpha_0 - 1,3929} \right|^{0,6321} \left| \frac{\alpha - 2,3929}{\alpha_0 - 2,3929} \right|^{0,3679} = \frac{\mu_{mol}}{\mu_{eff}} \quad (3.21)$$

Onde  $\alpha_0 = 1,0$ .

O submodelo RNG inclui um termo adicional na equação de  $\varepsilon$ , o termo  $R_\varepsilon$  presente na equação (3.11), dado por (3.22):

$$R_\varepsilon = \frac{C_\mu \rho \eta^3 (1 - \eta/\eta_0) \varepsilon^2}{1 + \beta \eta^3} \frac{1}{k} \quad (3.22)$$

Com

$$\eta \equiv Sk/\varepsilon, \quad S \equiv \sqrt{2S_{ij}S_{ij}}, \quad \eta_0 = 4,38, \quad \beta = 0,012$$

As constantes da equação (3.11) que resultam da teoria RNG são:

$$C_{1\varepsilon} = 1,42 \quad \text{e} \quad C_{2\varepsilon} = 1,68$$

#### iv) Modelo DPM (Discrete Phase Model)

Para o caso específico da dispersão de partículas utilizou-se um submodelo designado por DPM (Discrete Phase Model) (Ansys, 2009b) onde além de resolver equações de transporte para a fase contínua, permite a introdução de uma fase discreta através de uma aproximação Lagrangeana. Esta fase consiste em partículas esféricas dispersas na fase contínua. O ANSYS FLUENT calcula as trajetórias dessas entidades de fase discreta bem como as transferências de calor e/ou massa de ou para essas entidades. O acoplamento entre ambas as fases (discreta e contínua) bem como a interação entre ambas é também considerado. Esta aproximação Lagrangeana apresenta excelente capacidade de simulação, com custos computacionais inferiores Zannetti (1990).

---

A modelação é feita com base no cálculo da trajetória da fase discreta utilizando uma formulação de Lagrange que inclui a inércia da fase discreta, a resistência aerodinâmica e a força da gravidade para escoamentos estacionários e não-estacionários, considerando os efeitos da turbulência sobre a dispersão de partículas devido a vórtices turbulentos presentes na fase contínua.

No Ansys Fluent, a dispersão de partículas devido à turbulência na fase contínua pode ser prevista usando o modelo “stochastic tracking” (*random walk*), ou o modelo de nuvem de partículas (*cloud model*). O modelo “stochastic tracking” (*random walk*) inclui o efeito de flutuações de velocidade instantânea e a turbulência sobre as trajetórias de partículas através do uso de métodos estocásticos. O modelo de nuvem de partículas considera a evolução estatística de uma nuvem de partículas em volta de uma trajetória média. A concentração de partículas dentro da nuvem é representada por uma função densidade de probabilidade gaussiana sobre a trajetória média. Em ambos os modelos, as partículas não têm impacto direto na geração ou dissipação de turbulência na fase contínua.

As principais limitações do modelo DPM consistem no facto de ter como pressuposto que a fase discreta é suficientemente diluída de modo que as interações partícula-partícula e os efeitos da fração de volume de partículas na fase gasosa são desprezáveis. Na prática, essas questões implicam que a fase discreta deve estar presente numa fração de volume bastante baixa, geralmente inferior a 10% a 12%.

Outra limitação do modelo DPM consiste no facto de ser mais adequado para fluxos em que feixes de partículas são injetados num escoamento de fase contínua, em que as condições de entrada e de saída se encontram bem definidas. Ou seja o modelo não é adequado para escoamentos em que as partículas se encontram em suspensão indefinida no meio contínuo.

No modelo DPM a fase discreta é incluída definindo a posição inicial, velocidade, dimensão e temperatura das partículas individuais. Essas condições iniciais, juntamente com suas entradas definem as propriedades físicas da fase discreta e são usadas para iniciar a trajetória e os cálculos de transferência de calor e massa. A

---

trajetória e os cálculos de transferência de calor e massa são baseados nos balanços de força sobre a partícula e nas transferências de calor e massa usando as condições locais ao longo da sua trajetória.

O procedimento geral resumido para a criação, introdução e resolução do modelo de fase discreta (DPM) segue os seguintes passos:

1. Resolver o escoamento de fase discreta
2. Criar as injeções de fase discreta
3. Resolver o escoamento mútuo, combinado fase contínua-fase discreta
4. Seguir as injeções de fase discreta

As trajetórias de uma fase discreta no Ansys Fluent são simuladas através da integração dos balanços de força na partícula, escritas num referencial lagrangeano (Ansys, 2009). Estas equações de balanço de força contabilizam a inércia e as forças que atuam na partícula, e podem ser escritas (para a direção  $x$  em coordenadas cartesianas) como 3.23:

$$\frac{du_p}{dt} = F_D(u - u_p) + \frac{g_x(\rho_p - \rho)}{\rho_p} + F_x \quad (3.23)$$

Onde  $F_D(u - u_p)$  é a força de resistência aerodinâmica (Drag) por unidade de massa da partícula

$$F_D = \frac{18\mu}{\rho_p d_p^2} \frac{C_D Re}{24} \quad (3.24)$$

Sendo:

$u$  - velocidade do escoamento contínuo (m/s)

$u_p$  - velocidade da partícula (m/s)

$\mu$  - viscosidade molecular do fluido (N·s/m<sup>2</sup>)

$\rho$  - massa específica do fluido (kg/m<sup>3</sup>)

$\rho_p$  - massa específica da partícula (kg/m<sup>3</sup>)

---

$d_p$  - diâmetro da partícula (m)

$R_e$  - número de Reynolds relativo, definido como:

$$R_e = \frac{\rho d_p |u_p - u|}{\mu} \quad (3.25)$$

O coeficiente de resistência aerodinâmica  $C_D$  é dado por:

$$C_D = a_1 + \frac{a_2}{R_e} + \frac{a_3}{R_e^2} \quad (3.26)$$

Onde  $a_1$ ,  $a_2$  e  $a_3$  são constantes caracterizadoras do escoamento e que se aplicam para diversos valores de  $R_e$  de acordo com (Ansys, 2009b) ou alternativamente:

$$C_D = \frac{24}{R_e} (1 + b_1 R_e^{b_2}) + \frac{b_3 R_e}{b_4 + R_e} \quad (3.27)$$

Sendo:

$$b_1 = \exp(2,3288 - 6,4581\phi + 2,4486\phi^2)$$

$$b_2 = 0,0964 + 0,5565\phi$$

$$b_3 = \exp(4,905 - 13,8944\phi + 18,4222\phi^2 + 10,2599\phi^3)$$

$$b_4 = \exp(1,4681 + 12,2548\phi - 20,7322\phi^2 + 15,8855\phi^3)$$

Onde  $\phi$  é o fator de forma

$$\phi = \frac{s}{S} \quad (3.28)$$

Onde  $s$  ( $m^2$ ) representa o valor da superfície de uma esfera com o mesmo volume da partícula e  $S$  ( $m^2$ ) é o valor efetivo da superfície da partícula em estudo.

Para partículas de muito pequena dimensão (microns) é utilizada uma forma da Lei de Stokes sendo neste caso  $F_D$  definida por:

$$F_D = \frac{18\mu}{d_p^2 \rho_p C_c} \quad (3.29)$$

---

Onde  $C_c$  é fator de correção de Cunningham para a lei de Stokes e pode ser calculada por:

$$C_c = 1 + \frac{2\lambda}{d_p} \left( 1,257 + 0,4e^{-\left(\frac{1,1d_p}{2\lambda}\right)} \right) \quad (3.30)$$

Sendo  $\lambda$  a distância molecular média.

Verifica-se ainda que a equação (3.23) incorpora forças adicionais ( $F_x$ ) no balanço de forças da partícula, que poderão ser importantes dependendo das circunstâncias do caso em estudo. As principais forças adicionais que o modelo poderá considerar são:

- Forças de rotação
- Forças de *Thermophoresis*
- Forças devido ao movimento Browniano
- *Saffman's Lift Force*

As equações da trajetória e outras equações auxiliares, envolvendo ou descrevendo transferências de calor e massa, de ou para a partícula, são resolvidas pela integração gradual, passo a passo, através de intervalos de tempo discretos. A integração ao longo do tempo da equação (3.23) conduz à velocidade da partícula em cada ponto ao longo da trajetória, sendo a trajetória dada por:

$$\frac{dx}{dt} = u_p \quad (3.31)$$

Equações semelhantes a (3.23) e (3.31) são resolvidos para cada coordenada de modo a descrever as trajetórias da fase discreta.

Assumindo que o termo que representa o peso da partícula permanece constante ao longo de cada intervalo de tempo considerado e linearizando quaisquer outras forças que atuem sobre a partícula, a equação da trajetória pode ser reescrita na forma simplificada como:

---

$$\frac{du_p}{dt} = \frac{1}{\tau_p} (u - u_p) \quad (3.32)$$

Onde  $T_p$  representa o tempo de relaxação da partícula

O modelo usa um esquema trapezoidal para integrar a equação (3.32)

$$\frac{u_p^{n+1} - u_p^n}{\Delta t} = \frac{1}{\tau} (u^* - u_p^{n+1}) + \dots \quad (3.33)$$

Onde  $n$  representa o número da iteração e

$$u^* = \frac{1}{2} (u^n + u^{n+1}) \quad (3.34)$$

$$u^{n+1} = u^n + \Delta t u_p^n \cdot \nabla u^n \quad (3.35)$$

### 3.3.3 O Modelo integrado

Para a resolução do caso de estudo apresentado nesta tese, referente à dispersão de partículas numa via urbana com tráfego rodoviário e perfil geométrico do tipo *street canyon*, foi necessário desenvolver um modelo integrado que considera o perfil do vento, a geometria urbana e as emissões decorrentes do tráfego. Na Figura 3.11 é apresentada a arquitetura da estrutura do modelo global integrado construído considerando todos os submodelos e o sistema de contagem de tráfego rodoviário.

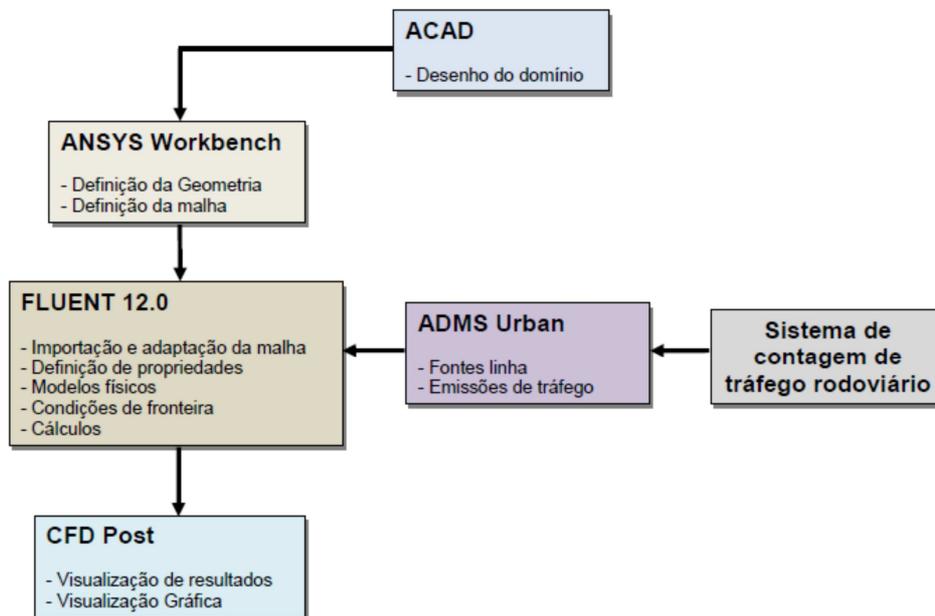


Figura 3.11 - Estrutura global construída considerando todos os modelos e sistemas

Deste modo conforme se pode verificar, o domínio de estudo é inicialmente desenhado no programa de desenho assistido por computador Autocad, onde é representada tridimensionalmente a Avenida do Bocage com os respectivos edifícios. Esse desenho 3D é posteriormente exportado para o Ansys Workbench (Ansys, 2009a) onde é definida a geometria e é feita a definição da malha. Estes dados são exportados para o Ansys Fluent onde é feita a importação, adaptação e verificação da malha, são definidas todas as propriedades, são definidos os modelos físicos a utilizar e são definidas as condições de fronteira. O submodelo Ansys Fluent recebe os dados das emissões de tráfego rodoviário calculados pelo submodelo ADMS Urban com base nos resultados recebidos do sistema de contagem de tráfego rodoviário. No Ansys Fluent são também definidos os critérios de convergência, é feita a inicialização da solução e são realizados os cálculos. Após se ter atingido a convergência nos cálculos todos os resultados são transferidos para o CFD Post (pós-processador) onde são visualizados.

---

## **4 CARACTERIZAÇÃO DO DOMÍNIO DE ESTUDO**

### **4.1 Introdução**

A metodologia desenvolvida na presente tese foi aplicada a um caso de estudo, a cidade do Barreiro. Neste capítulo será caracterizado o domínio de estudo e será feita uma caracterização da cidade do Barreiro, nomeadamente da Av. do Bocage (onde será aplicado um modelo de simulação de microescala) e será ainda feita uma caracterização da escola básica nº5 do Barreiro, onde foi desenvolvido um estudo de qualidade do ar. É ainda feita neste capítulo uma caracterização da meteorologia da cidade.

### **4.2 Caracterização da cidade do Barreiro**

A cidade do Barreiro situa-se no concelho do Barreiro, distrito de Setúbal e localiza-se na margem sul do rio Tejo, relativamente frontal a Lisboa e Almada. O concelho do Barreiro, ocupando uma área de aproximadamente 33 km<sup>2</sup>, é composto pelas seguintes freguesias: Santo António da Charneca, União das freguesias do Alto do Seixalinho, Santo André e Verderena, União das freguesias de Barreiro e Lavradio e União das freguesias de Palhais e Coina. Os limites do concelho são a norte, desde a ponta do Mexilhoeiro até à Barra e Ilha do Rato que é banhada pelo Rio Tejo; a Sul os seus limites confrontam-se com o Concelho de Palmela (na zona da Penalva e Covas de Coina) e com o Concelho de Sesimbra (junto à EN 10); a oeste é banhado pelo Esteiro, com cerca de 6 km, onde se misturam as águas do Rio Tejo e Ribeiro de Coina; a este desde a zona da Quinta dos Morgados até à Penalva, os limites confrontam-se com o Concelho da Moita. Toda a superfície do concelho pertence à bacia hidrográfica do Rio Tejo, sendo constituída essencialmente por zona plana. A população, em 1991, era de 85 800 residentes para uma área bruta de 34 km<sup>2</sup>, e a variação da população residente teve o seu grande aumento nas décadas de 60 e 90 (cerca 40%). A cidade do Barreiro é também, logo a seguir às cidades de Lisboa e Porto, aquela que apresenta o maior índice de carros por número de habitante.

---

Atualmente, apesar da desativação gradual de parte da sua indústria, continua a ser um concelho com atividade industrial importante. Conclui-se assim que estas fontes de emissão (tráfego e indústria) são bastante importantes na qualidade do ar desta cidade (Garcia, 2001).

O município integra a Área Metropolitana de Lisboa e um número significativo dos seus residentes trabalha na cidade de Lisboa, apresentando o município uma tipologia urbana mista de dormitório, industrial e agrícola. A cidade dispõe de ligações fluviais permanentes com a capital. A sua economia assenta essencialmente na indústria metalomecânica e química.

### **4.3 Caracterização da Avenida do Bocage**

A Avenida do Bocage (38°39'20,93"N; 9°03'45,63"O) é uma das principais vias da cidade do Barreiro. É caracterizada pela existência de tráfego rodoviário intenso em ambos os sentidos, com a existência de quatro vias (duas em cada sentido) e a existência de edifícios de habitação, escritórios e serviços de ambos os lados da via. É uma das principais vias de acesso à cidade do Barreiro, nomeadamente para o tráfego rodoviário proveniente do IC21. Junto a esta via encontra-se localizada a Escola Básica nº 5 do Barreiro que será também objeto de estudo nesta tese. A Figura 4.1 apresenta uma fotografia aérea da rua em questão e dos edifícios principais.

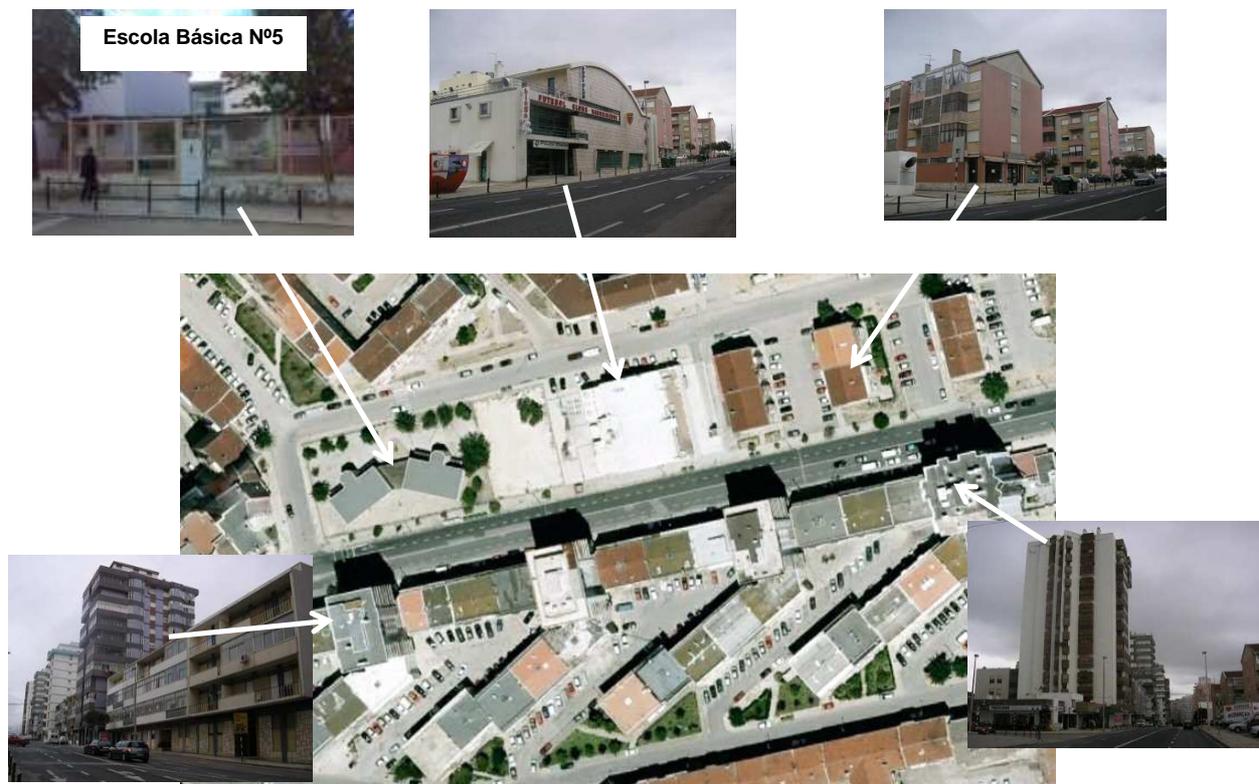


Figura 4.1 - Avenida do Bocage e seus principais edifícios

#### 4.4 Caracterização da Escola Básica nº 5 do Barreiro

A Escola Básica nº 5 do Barreiro encontra-se localizada junto à Avenida do Bocage estando a fachada norte deste edifício, localizada na Rua Diogo Cão, que se caracteriza como uma via de acesso a zonas de habitação com tráfego reduzido e a fachada sul localizada na Avenida do Bocage (Figura 4.2). A escola funciona das 9.00 h às 12.00 h, das 13.15 h às 15.15 h durante os dias da semana e é frequentada por 7 docentes, 5 funcionários e 121 alunos (25 do pré-escolar e 96 do 1º ciclo). É constituída por dois edifícios tendo cada um dois pisos acima do solo. Cada um dos edifícios dispõe de 4 salas sendo que o chão é constituído por tacos de madeira. O edifício A dispõe de duas salas de aula, uma Ludoteca com fotocopiadoras e uma sala que foi transformada em jardim-de-infância forrada com papel de parede. Existe ainda, uma arrecadação e um espaço para as auxiliares de ação educativa. No edifício B, uma das salas do piso 0 funciona como refeitório com capacidade máxima de 80 pessoas. A

outra sala deste piso foi envernizada e funciona como ginásio. Neste edifício existe ainda um gabinete de apoio à Diretora da Escola, duas casas de banho para Professores e uma pequena cozinha. Na Figura 4.3 e na Figura 4.4 apresentam-se as plantas do edifício, elaboradas de acordo com o levantamento dimensional específico efetuado no local.



Figura 4.2 - Vista aérea e frontal da Escola básica nº 5 do Barreiro

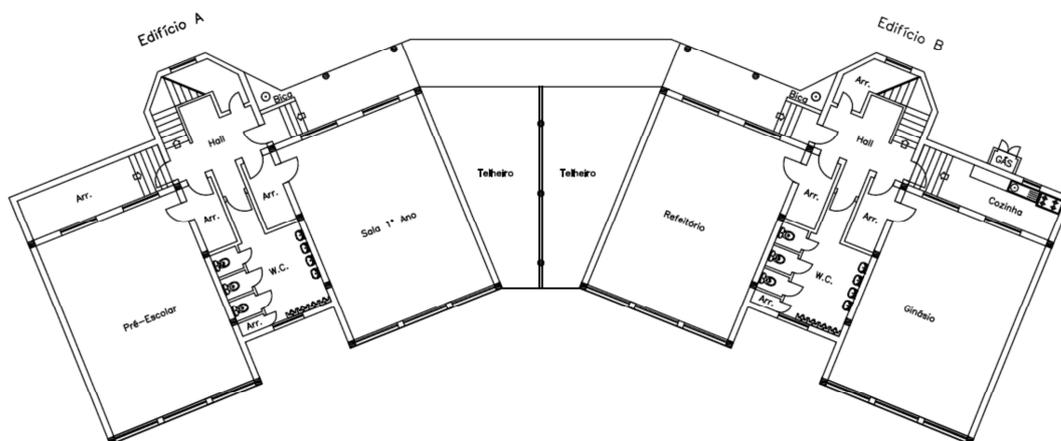


Figura 4.3 - Planta do RC da Escola básica nº 5 do Barreiro

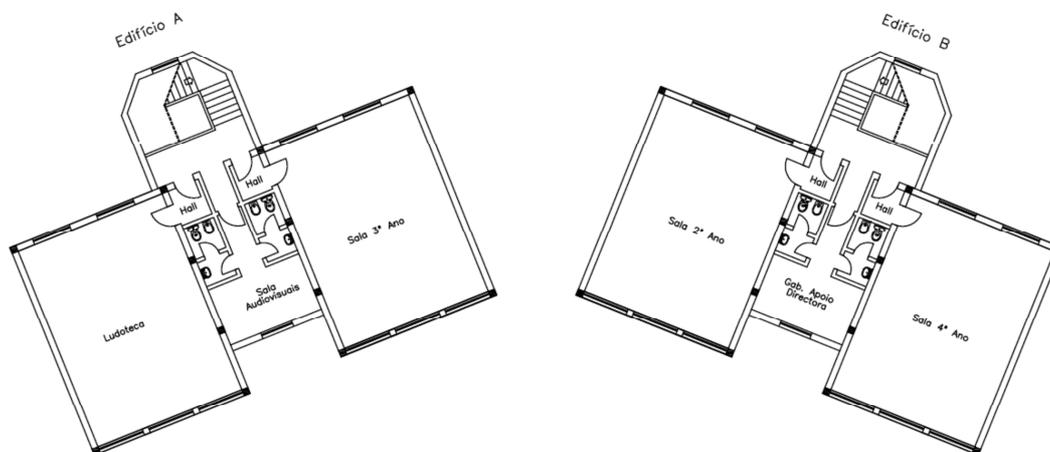


Figura 4.4 - Planta do piso 1 da Escola básica nº 5 do Barreiro

## 4.5 Caracterização da Qualidade do Ar no Barreiro

A cidade do Barreiro é caracterizada em termos de Qualidade de Ar pelo tipo de atividades mais importantes desenvolvidas nesta cidade. Deste modo, as principais fontes de poluição atmosférica da cidade do Barreiro estão relacionadas essencialmente com dois fatores: a atividade Industrial existente na cidade e o tráfego rodoviário. Tendo já parte das unidades industriais do Barreiro sido desativadas, continuavam durante parte deste estudo em atividade indústrias chave em termos de emissões atmosféricas. Destas destaca-se uma unidade de cogeração (presentemente com turbina a gás natural) da EDP, a Adubos de Portugal com a sua unidade de produção de química inorgânica de base e de fertilizantes e a Quimitécnia com as fábricas de fosfato dicálcico e de sulfato de alumínio. Na freguesia do Paio Pires, concelho do Seixal, destaca-se a unidade siderúrgica da LUSOSIDER – Aços Planos SA. Segundo (Gomes, 2008) a forte implantação industrial no Barreiro fez com que este fosse o único local da Região de Lisboa e Vale do Tejo (RLVT) onde se verificaram situações de excedência dos valores limite de  $SO_2$ , considerando os valores medidos pelas estações de qualidade do ar. Por outro lado e devido ao tráfego

rodoviário as emissões de partículas são também uma componente importante quando se fala em qualidade do ar nesta cidade (Gomes, 2008).

Na Tabela 4.1 é feita uma breve caracterização dos valores de concentrações de PM<sub>10</sub> do ano de 2010 medidos através da rede de Qualidade do Ar da CCDR-LVT e apresentados no *site* QUALAR (APA, URL1).

Tabela 4.1 - Caracterização resumo das concentrações de PM<sub>10</sub> no ano de 2010

<b>Estação</b>	<b>Alto Seixalinho</b>	<b>Escavadeira</b>	<b>Fidalguinhos</b>	<b>Lavradio</b>
Tipo de ambiente	Tráfego	Industrial	Fundo	Industrial
Media Anual base horária (µg/m <sup>3</sup> )	33,5	22,0	23,9	23,6
Media Anual base diária (µg/m <sup>3</sup> )	33,6	22,0	23,9	23,6
Máximo Anual base horária (µg/m <sup>3</sup> )	164,6	149,9	178,7	125,4
Máximo Anual base diária (µg/m <sup>3</sup> )	106,5	80,1	115,2	105,2
Excedências Prot. saúde base diária (dias) (1)	23	7	10	10
Proteção saúde base anual (µg/m <sup>3</sup> ) (2)	33,6	22,0	23,9	23,6

(1) – Nº de excedências de proteção de saúde base diária corresponde segundo o Decreto-lei n.º 111/2002 ao número de dias em que é excedido o valor de VL + MT sendo VL o Valor limite: 50 µg/m<sup>3</sup> e MT a Margem de tolerância: variável de acordo com o ano (15 µg/m<sup>3</sup> no ano 2002 e 0 µg/m<sup>3</sup> no ano 2005).

(2) – Proteção saúde base anual em µg/m<sup>3</sup>, corresponde segundo o Decreto-lei n.º 111/2002 ao valor de VL + MT sendo VL o Valor limite: 40 µg/m<sup>3</sup> e MT a Margem de tolerância: variável de acordo com o ano (4,8 µg/m<sup>3</sup> no ano 2000 e 0 µg/m<sup>3</sup> no ano 2005).

## 4.6 Caracterização meteorológica

Procura-se neste capítulo fazer uma breve descrição meteorológica da cidade, dando-se particular ênfase à caracterização dos ventos. A identificação dos principais parâmetros meteorológicos da cidade foi feita com base nos elementos meteorológicos da estação meteorológica do Lavradio, que é a mais próxima da área de estudo. Os dados disponíveis correspondem às Normais Climatológicas da região no período de 1967-1990, e foram disponibilizados pelo ex Instituto de Meteorologia, atual Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA). Na Tabela 4.2 encontram-se resumidas as características gerais da Estação Meteorológica do Lavradio e na Tabela 4.3 apresentam-se os parâmetros meteorológicos recolhidos por esta estação.

Tabela 4.2 - Características gerais da estação meteorológica do Lavradio (fonte IPMA)

Estação	Latitude N	Longitude W	Altitude (m)	Período
Lavradio	38°41'	9°03'	6	1967-1990

Tabela 4.3 - Parâmetros meteorológicos registados na estação do Lavradio (fonte IPMA)

Temperatura média anual (°C)
Precipitação total (mm)
Humidade relativa (%)
Nº dias por ano com precipitação > 10mm
Nevoeiro (dias)
Nebulosidade (9 horas) (escala 0-10)
Geadas (dias/ano)

Na Tabela 4.4 apresentam-se os valores mensais das temperaturas medidas por esta estação no período de 1967-1990, sendo as colunas referentes respetivamente a temperatura média, médias das temperaturas máximas, média das temperaturas mínimas, temperatura máxima absoluta no período considerado e temperatura mínima absoluta no período considerado.

Tabela 4.4 - Temperaturas medidas na estação do Lavradio no período 1967-1990 (fonte: IPMA)

Mês	T <sub>MED</sub> (°C)	Media T <sub>MAX</sub> (°C)	Média T <sub>MIN</sub> (°C)	T <sub>MAX</sub> Abs (°C)	T <sub>MIN</sub> Abs (°C)
JAN	10,8	14,5	7,1	20,5	-1,5
FEV	12,1	15,7	8,6	22,2	0,6
MAR	13,2	17,5	9,0	26,0	1,4
ABR	14,9	19,2	10,6	28,5	0,0
MAI	17,1	21,6	12,7	35,0	3,5
JUN	20,1	25,1	15,2	37,0	5,0
JUL	22,4	27,8	17,3	38,5	11,0
AGO	22,7	28,1	17,3	37,5	10,0
SET	21,4	26,6	16,3	37,5	8,5
OUT	18,0	22,5	13,5	32,0	3,5
NOV	14,0	17,9	10,2	25,1	0,8
DEZ	11,4	15,2	7,7	24,5	-0,5
ANO	16,5	21,0	12,1	38,5	-1,5

Na Tabela 4.5 apresentam-se os valores mensais do vento verificados na estação do Lavradio no período de 1967-1990. As colunas referem-se respetivamente para cada direção (N, NE, E, SE, S, SW, W e NW) à frequência de ocorrência e à velocidade média do vento. Na última coluna é apresentado a frequência de situações de calma (velocidade inferior a 1 nó).

Tabela 4.5 - Valores de intensidade e frequência de ventos recolhidos na estação do Lavradio no período 1967-1990 (fonte: IPMA)

MES	N	N	NE	NE	E	E	SE	SE	S	S	SW	SW	W	W	NW	NW	CALMA
	FR	VM	FR	VM	FR	VM	FR	VM	FR	VM	FR	VM	FR	VM	FR	VM	FR
JAN	8,5	10,1	16,4	11,0	3,3	7,5	11,8	8,7	7,2	12,4	17,6	11,7	5,8	10,4	16,4	12,6	13,0
FEV	9,4	9,8	13,4	9,8	1,3	5,4	11,8	10,8	7,7	14,0	19,9	14,4	5,6	9,7	23,2	13,9	7,6
MAR	12,6	12,2	13,9	9,0	3,0	6,8	5,2	12,0	4,4	10,4	16,9	12,1	5,6	10,6	34,0	14,2	4,5
ABR	11,2	11,1	12,6	12,4	2,3	7,9	5,8	12,3	3,6	13,6	14,9	12,7	7,9	11,1	38,6	16,2	3,0
MAI	11,2	12,3	6,4	10,9	0,9	8,1	3,0	13,0	3,0	16,2	18,2	13,4	7,6	12,0	48,0	15,6	1,5
JUN	11,8	12,6	6,8	9,2	0,6	12,4	2,7	10,9	2,4	12,0	17,8	12,1	6,6	11,8	50,5	14,3	0,8
JUL	17,1	12,1	6,1	9,0	1,2	5,0	0,7	10,2	1,3	11,9	12,8	12,0	5,4	11,5	53,0	14,0	2,4
AGO	16,0	13,1	6,3	10,1	1,2	4,4	1,4	9,5	0,7	13,7	9,2	12,0	4,7	11,1	58,5	14,5	2,0
SET	10,5	11,3	11,9	8,1	1,4	4,6	6,0	8,6	3,0	12,2	16,8	12,2	8,8	9,8	37,8	13,1	4,0
OUT	9,7	10,5	15,6	8,2	1,9	10,6	10,0	9,2	6,3	11,3	14,6	10,3	6,6	9,9	24,4	12,0	10,9
NOV	15,0	12,3	23,4	10,2	2,6	7,4	10,6	10,4	3,9	10,9	9,9	9,3	4,5	8,2	19,1	12,7	11,2
DEZ	13,4	10,9	22,2	10,2	3,1	6,5	8,6	10,3	4,9	13,9	12,7	12,3	3,7	8,6	15,6	12,1	15,6
ANO	12,2	11,7	12,9	9,9	1,9	7,1	6,4	10,3	4,0	12,6	15,1	12,2	6,1	10,5	35,1	14,1	6,3

N – norte; NE – nordeste; E – este; SE – sudeste; S – sul; SW – sudoeste; W – oeste; NW – noroeste  
FR – Frequência (%); VM – Velocidade média (km/h)

Na Figura 4.5 apresenta-se a Rosa-dos-Ventos da estação do Lavradio para os anos 1967-1990. Pela análise da figura verifica-se que o rumo predominante dos ventos é de NW (frequência 35,1%). As maiores velocidades de vento registadas correspondem à direção Sul (12,6 km/h) e à direção predominante NW (14,1 km/h). Os ventos de NW são particularmente frequentes nos meses de verão (junho, julho e agosto), ocorrendo o valor máximo em agosto (58,5%). Para esta direção, os valores de frequência mínima registam-se em dezembro (15,6%). A velocidade média do vento é relativamente constante ao longo do ano, sendo os valores máximos registados em abril (16,2 km/h) na direção NW.

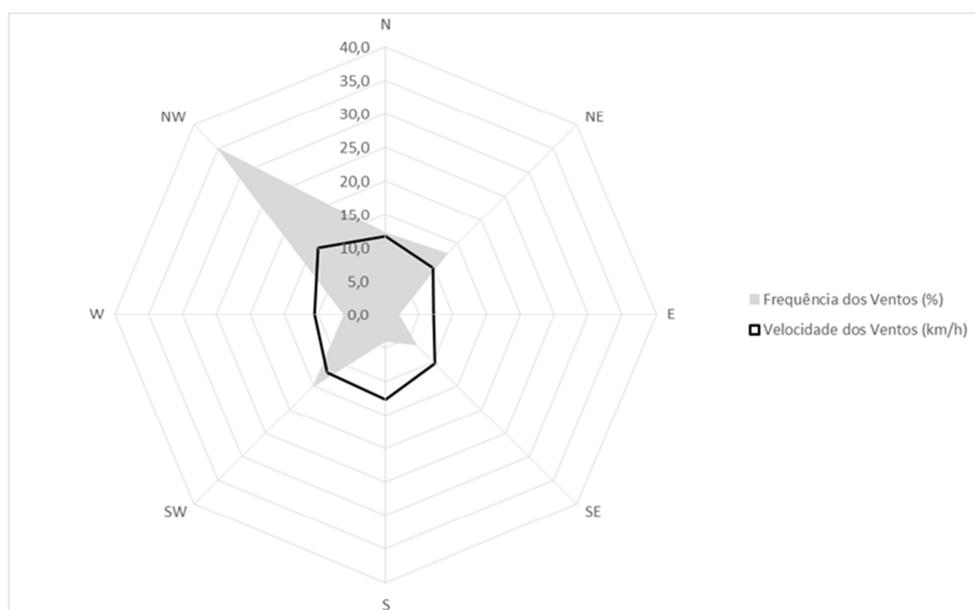


Figura 4.5 - Rosa-dos-ventos da estação meteorológica do Lavradio (1967-1991)

Outro fator a considerar na caracterização da meteorologia é a estabilidade da atmosfera, uma vez se potencia uma melhor dispersão local dos poluentes se a atmosfera se apresentar muito instável e uma pior dispersão se for muito estável. Foram considerados os valores de frequência de classes de estabilidade para Setúbal (Domingos et al, 1980) uma vez que não foi possível encontrar valores para o Barreiro. As condições atmosféricas em ambas as cidades são idênticas devido à semelhança do meio onde se encontram e à sua proximidade. A frequência de ocorrência de cada

---

uma das classes de estabilidade é a apresentada na Tabela 4.6 para Setúbal. Verifica-se que a condição de estabilidade mais frequente é a classe neutra.

Tabela 4.6 - Frequência da ocorrência das classes de estabilidade para Setúbal (Domingos et al, 1980)

<b>Classe de Estabilidade</b>	<b>Frequência</b>
Muito Instável	0,24%
Moderadamente Instável	16,00%
Ligeiramente Instável	20,31%
<b>Neutra</b>	<b>46,90%</b>
Ligeiramente Estável	3,25%
Moderadamente Estável	6,82%
Muito Estável	6,48%

---

## 5 RESULTADOS

### 5.1 Introdução

Neste capítulo foi desenvolvida e aplicada à cidade do Barreiro uma metodologia que permite enquadrar, sistematizar, estudar, relacionar e entender os diversos e multidisciplinares aspetos que contribuem para a qualidade do ar em ambientes urbanos e sua influência na saúde, nomeadamente no que se refere a crianças. Neste capítulo são apresentadas as variáveis e desenvolvidos os estudos específicos que se propõe aplicar neste tipo de análise. Na Figura 5.1 é apresentado o esquema simplificado da metodologia a desenvolver. Genericamente procura-se estudar a relação entre a qualidade do ar em ambiente urbano (que poderá ser uma cidade ou uma parte da mesma) e as suas consequências para a saúde. Neste caso específico, esta metodologia será aplicada à cidade do Barreiro sendo dada particular atenção às  $PM_{10}$  no que se refere aos poluentes e dada particular atenção às crianças no que se refere à saúde.

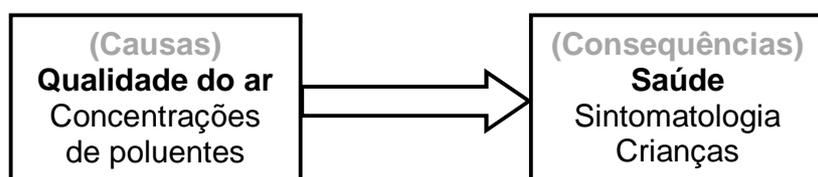


Figura 5.1 – Esquema simplificado da metodologia a desenvolver

### 5.2 Metodologia

#### 5.2.1 Recolha de dados relacionados com a saúde

Sendo o objetivo a avaliação do impacto da qualidade do ar de um meio urbano na saúde da população desse meio, é fundamental identificar e selecionar corretamente qual a população alvo relevante para o estudo, nomeadamente se se deverá considerar a população desse meio urbano em geral na sua globalidade, ou se apenas uma parte

---

ou um subgrupo da população. No caso específico das partículas, conforme referido anteriormente, os subgrupos mais sensíveis são as crianças, os idosos e as pessoas com doenças crónicas associadas ao sistema respiratório. Neste caso específico aplicado à cidade do Barreiro e face à ausência de registos disponíveis, optou-se por escolher o subgrupo das crianças, tendo-se selecionado o Hospital de Nossa Sr.<sup>a</sup> do Rosário no Barreiro como parceiro.

A escolha do subgrupo da população crianças relaciona-se com o facto de esta ser uma população sensível, pois encontram-se mais vulneráveis aos efeitos da poluição atmosférica que os adultos por diversas razões, desde o tempo que passam no exterior, à anatomia e fisiologia do aparelho respiratório que ainda se encontra em desenvolvimento. Além disso, as crianças apresentam taxas de ventilação superiores aos adultos e a baixa estatura das crianças aumenta ainda a sua exposição às emissões de tráfego. Para além de apresentarem taxas de ventilação superiores aos adultos, respiram preferencialmente pela boca, que não possui cílios capazes de fazer uma filtração inicial (como no nariz) favorecendo a entrada de partículas poluentes capazes de provocar irritação. Para além disso, a imaturidade dos sistemas pulmonar e imunitário favorece a exacerbação dos sintomas respiratórios (APHEIS, 2005), (EEA, 2005). Todos estes fatores contribuem para o desencadeamento de episódios de dificuldade respiratória com maior frequência, mesmo na presença de menores concentrações de poluentes.

Deste modo, e na tentativa de contribuir para o conhecimento do impacto das partículas na saúde de crianças, na cidade do Barreiro, idealizou-se e desenvolveu-se o projeto científico designado por “Modelair - Modelação Numérica da Qualidade do ar urbano relacionando com a saúde pública” coordenado pela Escola Superior de Tecnologia de Setúbal e cujo responsável científico foi o Prof. Doutor Luís Coelho. Este projeto foi financiado pela FCT (projeto n.º POCTI/MGS/47247/2002) e foi desenvolvido entre setembro de 2003 e abril de 2007. O principal objetivo do estudo foi a tentativa de correlacionar o número de crianças admitidas na urgência (SU) do serviço de pediatria do Hospital N<sup>a</sup> Sr<sup>a</sup> do Rosário no Barreiro, com sintomatologia de problemas

---

respiratórios e os níveis de poluição atmosférica, registados na rede de monitorização de qualidade do Ar da cidade do Barreiro.

O estudo baseou-se na seguinte metodologia. A equipa de pediatras, composta pelas médicas Dra. Teresa Ferreira e Dra. Nilze Batista do Hospital Nossa Sra. do Rosário no Barreiro, registou diariamente, no período de setembro de 2003 a abril de 2005, o número de crianças com idade inferior a 15 anos, a idade, o sexo, a morada e o tipo de sintomas apresentados que deram entrada no serviço de urgência de pediatria do Hospital. As crianças observadas e que apresentavam queixas do foro respiratório de etiologia não infecciosa foram classificadas de acordo com a sua idade, sexo, área de residência e tipo de sintoma. Quanto à sintomatologia foram considerados 3 tipos de sintomas: tosse; dificuldade respiratória (SDR) e asma. Inicialmente a recolha de dados por parte da equipa médica, foi realizada com uma frequência de duas ou três vezes por semana. Numa fase posterior do projeto e devido à necessidade de um maior número de dados, a recolha passou a ser diária. Conforme referido, anteriormente, a classificação da sintomatologia por parte da equipa de médicas considerou apenas três grupos: Tosse, Asma e Dificuldade Respiratória, apesar de em inúmeros estudos internacionais as sintomatologias serem classificadas de acordo com a Lista de Classificação Estatística Internacional de Doenças (ICD-11), limitando a subjetividade inerente à classificação nos referidos grupos. No entanto devido à inexistência de um sistema informático de apoio optou-se por simplificar a classificação. A Tabela 5.1 apresenta um resumo das variáveis relacionadas com a saúde recolhidas no Hospital N.Sr<sup>o</sup> Rosário no Barreiro.

Tabela 5.1 - Descrição geral das variáveis de saúde recolhidas no Hospital N.Sr<sup>a</sup> do Rosário no Barreiro

	Unidade	Descrição da variável
Data		Data da observação
Total	#	Numero total de crianças observadas
0-2	#	Número de crianças observadas entre os 0 e 2 anos
3-5	#	Número de crianças observadas entre os 3 e 5 anos
6-10	#	Número de crianças observadas entre os 6 e 10 anos
11-15	#	Número de crianças observadas entre os 11 e 15 anos
Tosse	#	Número de crianças observadas apresentando sintomatologia de tosse
sdr	#	Número de crianças observadas apresentando sintomatologia de síndrome de dificuldade respiratória
Asma	#	Número de crianças observadas apresentando sintomatologia de asma
intern	#	Número de crianças internadas após observação
F	#	Número de crianças observadas do sexo feminino
M	#	Número de crianças observadas do sexo masculino

## 5.2.2 Caracterização da poluição atmosférica no Barreiro

As principais fontes de poluição atmosférica da cidade do Barreiro estão associadas, basicamente, a dois aspetos caracterizadores da atividade da cidade: A atividade Industrial existente na zona industrial da cidade e o tráfego rodoviário. Neste capítulo será feita uma caracterização da poluição atmosférica no Barreiro considerando estas duas componentes principais, fontes industriais e tráfego. Para esta caracterização torna-se primordial recorrer também a dados de qualidade do ar disponíveis, o que no caso do Barreiro foi possível através dos dados das estações de QA da CCDR, pelo que a sua caracterização é também feita neste capítulo.

### 5.2.2.1 Dados das estações da rede de QA

A caracterização da qualidade do ar na cidade do Barreiro foi feita recorrendo aos dados da Agência Portuguesa do Ambiente, cujos valores de concentrações de poluentes são obtidos com base em informação recolhida pelas redes de monitorização da qualidade do ar geridas pelas Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR). No caso do Barreiro existiam até 2012 quatro estações, Alto do Seixalinho, Escavadeira, Fidalguinhos e Lavradio que pertencem à Rede de Qualidade do Ar de Lisboa e Vale do Tejo geridas pela Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo. Estas quatro estações medem,

---

em contínuo, diversos poluentes, sendo os principais o Dióxido de Azoto, o Ozono, Dióxido de Enxofre, PM<sub>10</sub> e Monóxido de carbono. No entanto ao longo do tempo existiram outras estações cujos dados foram também utilizados nesta tese, permitindo uma melhor caracterização da qualidade do ar ao longo do tempo.

Em cada estação da rede, a amostra de ar a analisar por cada analisador é recolhida continuamente, através de uma cabeça de amostragem e com o auxílio de uma bomba que assegura a sucção do ar. O ar é depois conduzido para os diferentes analisadores onde a concentração dos poluentes é determinada, tendo essencialmente por base as características óticas ou as propriedades físicas dos vários poluentes. Os sinais elétricos emitidos continuamente por cada analisador, proporcionais às concentrações do poluente em análise, são posteriormente convertidos em valores numéricos por um sistema de aquisição de dados, que armazena valores de médias horárias. Estes valores são transmitidos regularmente para um computador central (a unidade de gestão) localizado na sede da Comissão de Gestão do Ar do Barreiro/Seixal. Os dados recolhidos são armazenados numa base de dados, validados e tratados estatisticamente com base em concentrações médias horárias, com exceção das partículas totais em suspensão em que o tratamento é feito com base em médias diárias. A Tabela 5.2 apresenta a caracterização geral da rede de monitorização de qualidade do ar do Barreiro em 2012 e a Tabela 5.3 apresenta a caracterização do método de análise dos poluentes medidos.

Tabela 5.2 - Caracterização geral da rede de monitorização da qualidade do ar do Barreiro em 2012

Estação	Código	Tipo de Influencia	Morada	Freguesia	Latitude (1)	Longitude (1)	Altitude
Lavradio	3055	Industrial	Rua Vital Pereira	Lavradio	189418	120323	31
Escavadeira	3095	Industrial	Esc.Prep.Mendonça Furtado	Barreiro	188477	118887	30
Alto do Seixalinho	3098	Tráfego	Av.Esc.Fuzileiros Navais	Alto do Seixalinho	186964	119039	9
Fidalguinhos	3103	Fundo	Rua Américo da Silva Marinho	Lavradio	187532	120182	24

(1) – Coordenadas Gauss Militares

Tabela 5.3 - Caracterização dos métodos de análise dos poluentes medidos nas estações de qualidade do ar do Barreiro em dezembro de 2012

Estação	NO <sub>2</sub>	CO	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>
Lavradio	Quimiluminescência	NM	NM	Fluorescência Ultravioleta	Absorção Beta	NM
Escavadeira	Quimiluminescência	NM	Fotometria	Fluorescência Ultravioleta	Absorção Beta	NM
Alto do Seixalinho	Quimiluminescência	Absorção Infravermelha não dispersiva	NM	NM	Absorção Beta	Cromatografia em fase gasosa com um detetor por fotoionização (PID)
Fidalguinhos	Quimiluminescência	Absorção Infravermelha não dispersiva	NM	NM	Absorção Beta	NM

NM – Não medido

---

É, no entanto de referir que atualmente e de acordo com informação da CCDR de 29/08/2012, no âmbito da reestruturação da rede de monitorização da qualidade do ar, a estação de QA dos Fidalguinhos foi encerrada.

A classificação das estações de qualidade do ar da CCDR como sendo de tráfego, fundo ou industrial, foi feita pela própria CCDR seguindo as Guidelines da Comissão Europeia para a classificação de estações de monitorização de Qualidade do Ar (Garber *et al*, 2002). Deste modo, os dados da estação de QA dos Fidalguinhos (caracterizada como estação de fundo pela CCDR) são bastante importantes para definir os valores base das concentrações de poluentes independentes das fontes locais. A localização de uma estação para funcionar como estação de fundo é definida de forma a não ser perturbada pelas fontes locais considerando todas as condições meteorológicas. A Figura 5.2 apresenta a localização das estações de qualidade do ar existentes e as que já foram desativadas.



Figura 5.2. - Localização das estações de monitorização da qualidade do ar do Barreiro (ativas e desativas)

Um resumo da evolução dos poluentes recolhidos nas estações de QA do Barreiro encontra-se resumida na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Data de início e de fim de atividade das estações de qualidade do ar (APA, URL2).

Estação QA	Data início/ Data Fim por poluente								
	NO	NO <sub>2</sub>	NOx	O <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	CO	TSP	PM <sub>10</sub>
Hospital Velho	1988-01-01 2007-01-22	1988-01-01 2007-01-22	1988-01-01 2007-01-22	1988-05-01 2007-01-22	1988-11-01 2007-01-22	2002-07-31 2007-01-22	1988-01-01 2007-01-22	-	-
Câmara Municipal	2000-05-24 2004-07-13	2000-05-24 2004-07-13	2000-05-24 2004-07-13	-	-	-	2000-05-24 2004-07-13	1999-08-26 2004-07-13	-
Paio Pires	2000-05-24	2000-05-24	2000-05-24	2000-09-01	2000-05-24	-	2000-05-24 2012-03-17	1991-04-01 2002-10-23	2007-03-19
Escavadeira (antiga)	1992-01-01 1999-12-31	1992-01-01 1999-12-31	1992-01-01 1999-12-31	-	1991-04-01 1999-12-31	-	-	1991-04-01 1999-12-31	-
Lavradio	1991-04-01	1991-04-01	1991-04-01	1998-11-01 2001-12-31	1993-06-01	-	1999-12-07 2012-05-17	1991-04-01 2002-07-30	1999-04-01
Escavadeira	2001-09-01	2001-09-01	2001-09-01	2002-01-07	2001-09-01	-	2001-09-01 2012-05-11	-	2001-09-01
Fidalguinhos	2009-12-23 2012-06-14	2009-12-23 2012-06-14	2009-12-23 2012-06-14	2009-12-29 2012-07-19	2009-12-23 2012-03-28	-	2009-12-23 2012-04-11	-	2010-01-08 2012-03-04
Alto Seixalinho	2007-02-02	2007-02-02	2007-02-02	2007-02-02 2012-07-05	2007-02-06 2012-06-30	2007-02-20	2007-02-02	-	2007-03-09

## 5.2.2.2 Dados de fontes industriais e de tráfego

### 5.2.2.2.1 Fontes industriais

Para a caracterização das fontes industriais na cidade do Barreiro bem como para os valores de emissão de poluentes atmosféricos considerados recorreu-se aos estudos (Garcia, 2001) (Gomes, 2008) (Camarão, et al, 2008). As fontes estudadas estão associadas à atividade industrial que foi entretanto diminuindo ao longo dos anos:

- Central Termoelétrica do Barreiro – CPPE (dando posteriormente origem à central de cogeração da FISIGEN em abril de 2010);
- Complexo industrial da Quimigal/Lavradio;
- Fábrica de fosfato dicálcico da Quimitécnica;
- Fábrica de sulfato de alumínio da Quimitécnica;
- Fábrica de óleos alimentares da Lusol;
- Fábrica de fibras acrílicas da Fisipe;

A central Termoelétrica do Barreiro funcionava como uma unidade de cogeração, que distribuía vapor a algumas unidades industriais do complexo industrial (Fisipe e Quimigal), além de produzir energia elétrica para a rede. Uma vez que a produção de vapor era efetuada por duas caldeiras a fuelóleo, as emissões de poluentes

---

atmosféricos provinham essencialmente dos gases de combustão, especialmente SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> e partículas, sendo que as emissões de SO<sub>x</sub> se relacionavam diretamente com o teor de enxofre do combustível. Também ocorriam emissões de monóxido de carbono e metais pesados. As emissões dos tanques de combustível existentes, que ocorriam por evaporação, eram no entanto de reduzida expressão e constituídas, essencialmente, por compostos orgânicos voláteis (COV's). Esta central foi encerrada em 2009 procedendo-se ao seu desmantelamento, demolição, descontaminação dos solos e gestão de resíduos.

O complexo industrial da Quimigal/Lavrado (QUIMIGAL adubos S.A. – CUF Lavrado) fabricava amoníaco, ácido nítrico, nitrato de amónia e ureia. Efetuava na altura a recuperação do enxofre contido na matéria-prima da fábrica de amoníaco, produzindo ácido sulfúrico. No ano de 2000 encontravam-se em funcionamento as fábricas de amoníaco, de ureia; de ácido nítrico, de nitrato de amónia e de ácido sulfúrico.

A fábrica de amoníaco destinava-se à produção de NH<sub>3</sub> para posterior transformação em adubos azotados. Como matéria-prima utilizava as frações mais pesadas da destilação de petróleo. As emissões mais importantes eram, à data, as provenientes da chaminé da caldeira e do sobre aquecedor, sendo os poluentes emitidos o SO<sub>x</sub>, o NO<sub>x</sub> e as partículas.

A fábrica de ureia produzia ureia a partir de amoníaco e de anidrido carbónico, ambos produzidos na fábrica de amoníaco. As principais emissões, na altura, eram as resultantes da torre de *prilling*, tendo como principal poluente as partículas de ureia e amoníaco. Ocorriam esporadicamente emissões de formaldeído nos casos em que este composto era utilizado como aditivo.

A fábrica de ácido nítrico desenvolvia um processo que se baseava na oxidação catalítica do amoníaco, seguida de absorção em água dos óxidos de azoto formados. A principal fonte de emissão resultava dos gases de escape da torre de absorção (*tail gás*). As principais emissões resultantes eram de NO<sub>x</sub>, sendo também emitido amoníaco. A instalação dispunha de uma unidade de redução catalítica de NO<sub>x</sub> para controlar as emissões de *tail gás*.

---

A fábrica de nitrato de amónia produzia uma solução de nitrato de amónia a 88% a partir do amoníaco e do ácido nítrico. Emissões atmosféricas ocorriam devido à lavagem de gases do separador gás/liquido após o neutralizador. As emissões que ocorriam eram essencialmente compostas por amoníaco e ácido nítrico, pelo que não foram consideradas.

A fábrica de ácido sulfúrico aproveitava a corrente de ácido sulfúrico proveniente da fábrica de amoníaco. O  $H_2S$  era oxidado, primeiro, numa fornalha a  $SO_2$  e depois num conversor a  $SO_3$ . O  $SO_3$  formado era absorvido com água resultando assim ácido sulfúrico. As emissões em condições normais de operação resultavam do  $SO_2$  que não era convertido em  $SO_3$  e eram libertadas na chaminé.

A QUIMITÉCNIA – Serviços, Comércio e Industria de Produtos Químicos, S.A., desenvolvia atividades em duas fábricas, a fábrica de fosfato dicálcico e a fábrica de sulfato de alumínio. Na fábrica de fosfato dicálcico este composto era produzido a partir da fosforite, ácido clorídrico e cal, sendo as emissões atmosféricas resultantes das emissões de duas linhas de secagem, emitindo partículas de fosfato dicálcico conjuntamente com os gases de combustão e as emissões de uma caldeira de vapor. Na fábrica de alumínio este composto era produzido como resultado da reação entre o hidróxido de alumínio e o ácido sulfúrico. As emissões deste processo provinham da combustão no gerador de vapor.

Na FISIFE – Fibras Sintéticas de Portugal, S.A. fabricam-se fibras sintéticas acrílicas. As principais emissões para a atmosfera a considerar resultam da secagem do polímero, dando-se emissão de partículas a partir de uma chaminé.

A LUSOL – Companhia Lusitana de Óleos S.A. processava sementes oleaginosas produzindo óleo bruto através de um processo de prensagem e extração por solvente. A fração não aproveitada, farinha, era utilizada no fabrico de rações após granulação. A refinação de óleo bruto, também realizada nesta unidade, originava uma fração que era utilizada para fabricação de sabões. As emissões atmosféricas mais importantes

resultavam do processo de granulação de farinha e da existência de quatro caldeiras de produção de vapor, originando gases de combustão ( $\text{SO}_x$ ,  $\text{NO}_x$  e partículas).

Na Figura 5.3 apresenta-se uma fotografia aérea, da época, com a localização das fontes pontuais consideradas (Garcia, 2001).

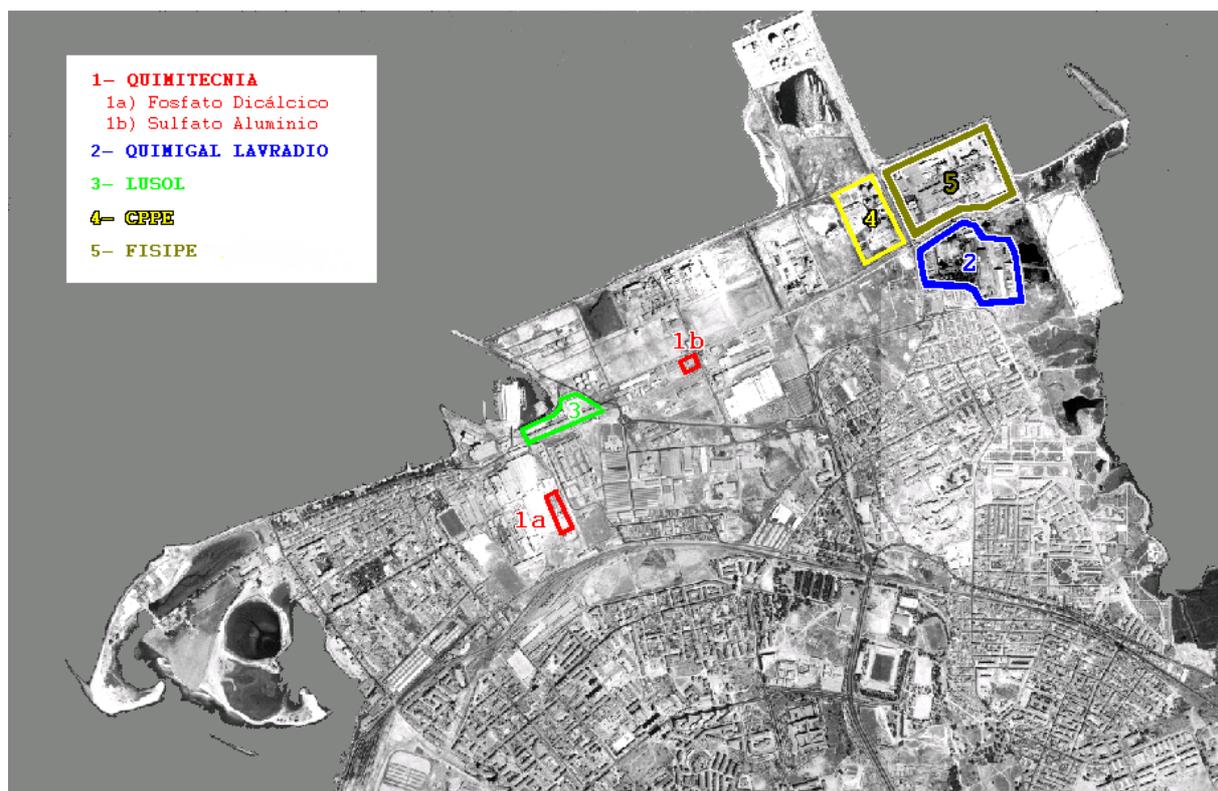


Figura 5.3 - Fotografia aérea com a localização das principais indústrias do Barreiro no ano 2000  
(Garcia, 2001)

A Tabela 5.5 apresenta a identificação das fontes pontuais consideradas, a sua designação, o processo produtivo a que correspondem, bem como as coordenadas da sua localização em metros, a altura da chaminé em metros, e a temperatura de saída dos poluentes em  $^{\circ}\text{C}$ . Apresenta ainda os valores das velocidades média e máxima de saída dos poluentes, bem como o diâmetro da chaminé, em metros.

Tabela 5.5 - Localização das fontes pontuais e condições de emissão (Garcia, 2001)

Fonte	Fábrica	Chaminé	UTM		H (m)	Temp (°C)	Vel.med (m/s)	Diam. (m)
			X	Y				
<b>CPPE</b>	Central Term.	Geral	95388	80975	104	165	12,87	2,5
<b>QUIMIGAL</b>	Amoníaco	Cald / Sobr.	95745	80623	60	256	5,81	1,8
	Acido Nítrico	Tail gas	95845	80523	40	110	14,50	1,1
	Ureia	Prilling	95695	80603	50	--	--	5,0
<b>Lavradio</b>	Acido Sulfúrico	Rec.acido	95685	80523	73,3	59	2,82	1,5
<b>QUIMI</b> <b>TECNICA</b>	Fosfato dicalc.	Secador 1	93915	79293	25	65	20,06	0,6
	Fosfato dicalc.	Secador 2	93915	79293	25	65	11,28	0,8
	Fosfato dicalc.	Ger. Vapor	93915	79293	19	190	0,85	0,3
	Sulfato alumin.	Ger. Vapor	94475	80675	16	190	1,20	0,3
<b>LUSOL</b>	Proc.produtivo	Gran.farinha	93950	79875	13	16	0,19	0,6
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 4	93950	79875	27	190	0,18	0,6
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 5	93950	79875	27	190	0,35	0,6
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 6	93950	79875	15	190	0,35	0,8
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 7	93950	79875	15	190	0,60	0,6
<b>FISIPE</b>	Proc.produtivo	Secador	95575	81175	12	45	3,84	5,9

A Tabela 5.6 apresenta os valores médio e máximo, estimados, para os poluentes considerados óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>) e partículas em suspensão (TSP), para todas as fontes pontuais consideradas (Garcia, 2001).

Tabela 5.6 - Estimativas das emissões médias e máximas das fontes pontuais (Garcia, 2001)

Fonte	Fábrica	Chaminé	MED		
			SOx	NOx	PM
<b>CPPE</b>	Central Term.	Geral	217,90	35,42	7,41
<b>QUIMIGAL Lavradio</b>	Amoníaco	Cald / Sobr.	54,29	4,93	2,80
	Acido Nítrico	Tail gas	0,00	3,85	0,00
	Ureia	Prilling	0,00	0,00	4,10
	Acido Sulfúrico	Rec.acido	9,77	0,00	0,00
<b>QUIMI TECNICA</b>	Fosfato dicalc.	Secador 1	0,85	0,08	4,00
	Fosfato dicalc.	Secador 2	0,85	0,08	4,00
	Fosfato dicalc.	Ger. Vapor	0,25	0,02	0,01
	Sulfato alumin.	Ger. Vapor	0,24	0,02	0,01
<b>LUSOL</b>	Proc.produtivo	Gran.farinha	0,00	0,00	0,01
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 4	0,08	0,01	0,01
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 5	0,15	0,03	0,00
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 6	0,22	0,05	0,00
	Proc.produtivo	Ger.Vapor 7	0,27	0,05	0,00
<b>FISIPE</b>	Proc.produtivo	Secador	0,00	0,00	8,69

Nota – todos os valores em g/s

Posteriormente começou a ser desenvolvida uma nova central de cogeração, pela empresa FISIGEN (2008/2010), para distribuição de vapor à empresa Fisipe. Esta nova central de cogeração do Barreiro, instalada na zona industrial do Lavradio, iniciou a atividade industrial em abril de 2010 e distribui vapor, única e exclusivamente, para a empresa Fisipe. Produz também energia elétrica, tendo uma capacidade instalada de 24,2 MW<sub>e</sub>/121 MW<sub>t</sub>. A produção de vapor é efetuada por duas turbinas a gás natural que estão equipados com queimadores do tipo *Dry Low NO<sub>x</sub>*, que permitem a redução da temperatura da chama de forma a minimizar a formação de óxidos de azoto. As fontes de emissão da instalação, em regime contínuo, são as duas turbinas a gás e esporadicamente duas outras chaminés do processo. Estas apenas emitem nos períodos de indisponibilidade das caldeiras de recuperação, sendo os gases de

exaustão expelidos por estas chaminés, em vez de serem injetados no interior das caldeiras de recuperação. A Tabela 5.7 apresenta os dados das características das emissões da central de cogeração.

Tabela 5.7 – Dados característicos das emissões da central de cogeração da FISIGEN

FONTE	FABRICA	CHAMINÉ	UTM		ALTURA H(m)	TEMP. T(°C)	VEL. (m/s)	EMIÇÃO DE POLUENTES (g/s)			
			X(m)	Y(m)				NO <sub>x</sub>	PM	COV	CO
<b>FISIGEN (Nova Central)</b>	Central	FF1	120157	190430	30	139	14,1	1,02	0,05	0,06	0,55
	Cogeração	FF2	120147	190452	30	118	6,9	0,73	0,04	0,09	0,16

Nota – todos os valores em g/s

#### 5.2.2.2 Fontes tráfego

Para a caracterização das fontes de poluentes atmosféricos decorrentes do tráfego rodoviário e no caso específico da cidade do Barreiro face à ausência de estudos de tráfegos úteis, recorreu-se a diversas campanhas de contagem e identificação de tráfego rodoviário. Nestas campanhas foram identificadas as seguintes variáveis: número de veículos; tipo de veículos (ligeiros, pesados de mercadorias, pesados de passageiros e motociclos); tipo de combustível utilizado (gasóleo ou gasolina); tipo e características da via (urbana ou via rápida, largura da estrada e altura dos edifícios envolventes) e velocidade média de circulação.

Nestas campanhas utilizaram-se dois métodos: a contagem visual através de voluntários e a contagem automática através de um sistema automático de contagem de tráfego, utilizando fotocélulas descrito em capítulo próprio. Sendo que as campanhas foram desenvolvidas em dois períodos distintos, as horas de ponta e as horas de vazio.

---

### **5.2.2.3 Modelação numérica de dispersão de mesoescala**

#### **5.2.2.3.1 Introdução**

Com o objetivo de estudar a influência da indústria e do tráfego na qualidade do ar da cidade do Barreiro, em diferentes cenários meteorológicos, e para se avaliar o seu impacto na saúde, desenvolveu-se uma simulação de dispersão de poluentes, utilizando o modelo de mesoescala ADMS-Urban.

Consideraram-se como fontes de emissão o tráfego, a indústria referidas anteriormente, mas também as atividades urbanas. Os poluentes estudados foram o NO<sub>x</sub>, o SO<sub>2</sub> e as PM<sub>10</sub> (Coelho *et al*, 2005). Para esta simulação foram considerados os cenários meteorológicos mais frequentes de verão e de inverno, com base nas normais climáticas fornecidas pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera.

#### **5.2.2.3.2 Fontes de emissão consideradas**

As fontes consideradas foram agrupadas em três grupos: pontuais, em linha e de área, representando as principais indústrias, as principais vias e as atividades urbanas, respetivamente (Figura 5.4). Nesta figura estão também representados os pontos recetores, ou seja, as estações de monitorização da qualidade do ar.

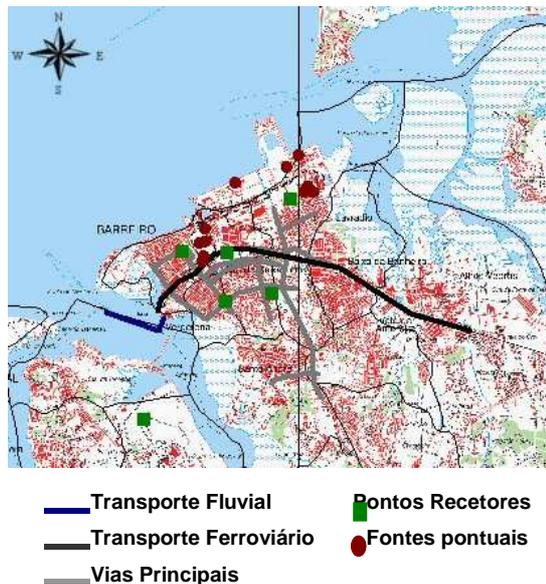


Figura 5.4 - Fontes de poluição atmosférica consideradas

As principais indústrias consideradas nesta simulação foram:

- Central de produção elétrica;
- Complexo industrial Quimigal/Lavrado;
- Fábrica de fosfato e de sulfato de alumínio;
- Fábrica de óleos alimentares;
- Fábrica de fibras acrílicas.

Tendo em conta o tipo de estabelecimentos industriais referidos, consideraram-se os poluentes  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{PM}_{10}$ . As características das fontes de emissão, ou seja, localização, altura e diâmetro das chaminés, bem como, velocidade, caudal e temperatura de escoamento foram obtidas de (Garcia, 2001).

Os poluentes analisados para as fontes em linha (tráfego rodoviário) foram os mesmos que foram analisados para as fontes pontuais (indústria), uma vez que era objetivo averiguar a influência de cada uma destas fontes na qualidade do ar, na cidade do Barreiro.

---

Para caracterizar o tráfego, na cidade, efetuou-se um estudo nas principais vias, em que se consideraram como fatores:

- Número de veículos;
- Tipo de veículos – ligeiros, pesados de mercadorias, pesados de passageiros e motociclos;
- Tipo de combustível utilizado – gasóleo ou gasolina;
- Tipo e características da via – urbana ou via rápida, largura da estrada e tamanho dos edifícios;
- Velocidade média de circulação em cada uma das vias;
- Hora de ponta e hora de vazio.

Os dados obtidos foram tratados e introduzidos no modelo Mobile 6.2, da Environmental Protection Agency (EPA), que calculou a taxa de emissão de cada um dos poluentes estudados para as condições específicas de cada uma das vias.

Para a obtenção dos dados necessários à caracterização das vias secundárias teve-se em conta o número de veículos existentes na cidade, a população total do Barreiro e de cada uma das suas freguesias. Atribuiu-se o número de veículos por freguesia, consoante o seu número de habitantes, (Eurostat 2003). Assumiu-se um valor médio para a largura das estradas, para a altura dos edifícios e para a velocidade de circulação. O procedimento do tratamento de dados foi semelhante ao dado às fontes em linha, ou seja, a taxa de emissão foi calculada através do modelo Mobile 6.2.

### **5.2.2.3.3 Caracterização Topográfica**

A informação topográfica utilizada foi fornecida pelo Instituto Geográfico do Exército (IGEOE) em formato VPF e foi tratada em ArcView para formato ascii. Com o objetivo de descrever corretamente a área em estudo, desenvolveu-se uma matriz de rugosidade, utilizando mapas de *Corine Land Cover*, cedidos pelo Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG) (Cerdeira, 2011).

---

#### 5.2.2.3.4 Cenários considerados

Com os dados meteorológicos utilizados descritos anteriormente no Capítulo 4.6 estabeleceram-se dois cenários, um de inverno e outro de verão correspondentes às condições predominantes e para três classes de estabilidade atmosférica, instável, neutra e estável. Também se teve em consideração a direção do vento mais prejudicial para o centro da cidade e que ocorre com alguma frequência (Tabela 5.8):

- Cenário de verão – vento moderado de Noroeste;
- Cenário de inverno – vento moderado de Nordeste.

Tabela 5.8 - Frequência da direção e velocidade do vento para cada cenário considerado

<b>Cenário</b>	<b>Vento</b>		<b>Probabilidade</b>
	<b>Direção</b>	<b>Vel. (m/s)</b>	
<b>inverno</b>	NE	2,7	20%
<b>verão</b>	NW	4,1	48%

#### 5.2.2.3.5 Resultados

Apresenta-se de seguida um resumo dos principais resultados obtidos para a dispersão de poluentes para os cenários considerados. São apresentados os valores de concentração de poluentes NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, a 1,5m de altura, para os dois cenários considerados (verão e inverno). Verifica-se que no caso dos poluentes NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> (provenientes da indústria) a situação mais desfavorável para o centro da cidade corresponde ao cenário atmosférico de inverno, com condições de estabilidade neutra. Neste caso, atinge-se o valor máximo na ordem dos 44 µg/Nm<sup>3</sup> para o NO<sub>x</sub> e 83 µg/Nm<sup>3</sup> para o SO<sub>2</sub> (Figura 5.5 e Figura 5.6).

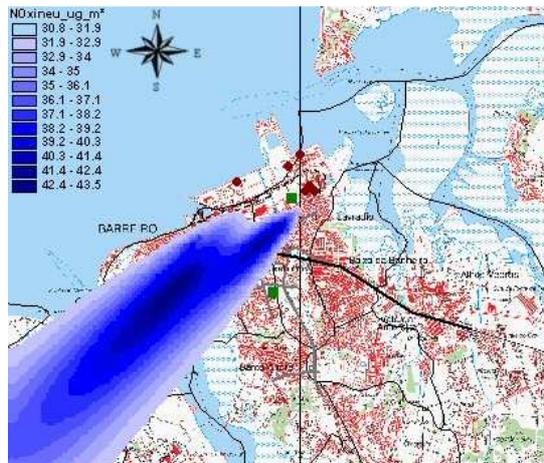


Figura 5.5 - Dispersão de NO<sub>x</sub> proveniente das fontes pontuais, no inverno, com atmosfera neutra

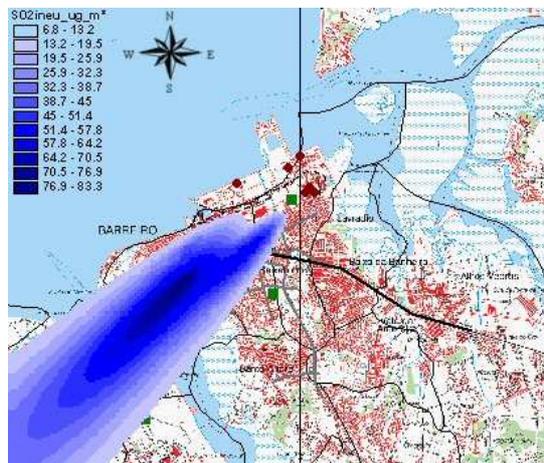


Figura 5.6 - Dispersão de SO<sub>2</sub> proveniente das fontes pontuais, no inverno, com atmosfera neutra.

No caso do cenário atmosférico mais frequente no verão, a influência da indústria, no centro da cidade, é menor. O maior valor de concentração ocorre na freguesia do Alto do Seixalinho do concelho do Barreiro e nas freguesias da Baixa da Banheira e Alhos Vedros do concelho da Moita ( $34 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  para NO<sub>x</sub> e  $19 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  para SO<sub>2</sub>).

No que diz respeito às PM<sub>10</sub> originárias das fontes pontuais, a situação mais desfavorável corresponde ao cenário atmosférico de inverno, em condições de estabilidade neutra, atingindo-se valores na ordem dos  $102 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (Figura 5.7). Este valor corresponde em termos do índice de qualidade do ar, a um nível fraco. Em

relação ao verão, os valores máximos, na zona urbana, rondam  $142 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ , também para estabilidade neutra (Figura 5.8), apresentando um índice de qualidade do ar mau.

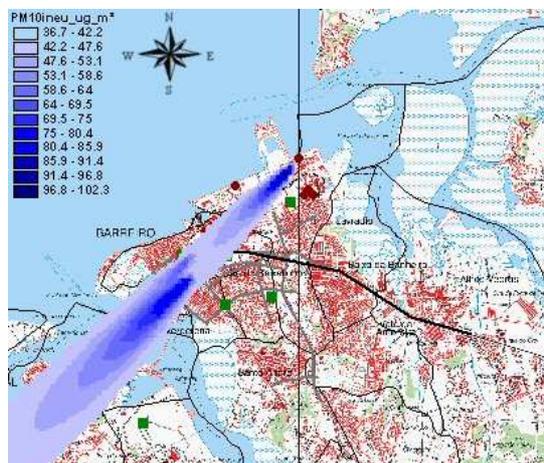


Figura 5.7 – Dispersão de  $\text{PM}_{10}$  proveniente das fontes pontuais, no inverno, com atmosfera neutra.

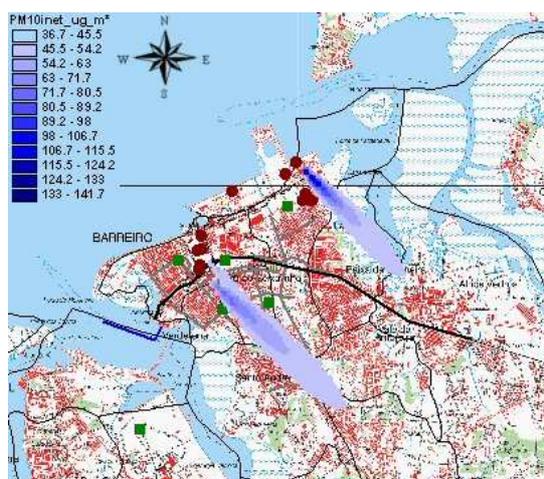


Figura 5.8 – Dispersão de  $\text{PM}_{10}$  proveniente das fontes pontuais, no verão, com atmosfera neutra.

As concentrações de  $\text{NO}_x$  provenientes do tráfego rodoviário são muito superiores relativamente às da indústria. A pior situação ocorre para o cenário de inverno em condições de atmosfera estável. Os valores máximos atingidos são cerca de  $327 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$  (Figura 5.9), correspondendo a um índice de qualidade do ar fraco. Este valor ocorre junto às vias mais movimentadas das freguesias da Verderena, Alto do Seixalinho e Lavradio.

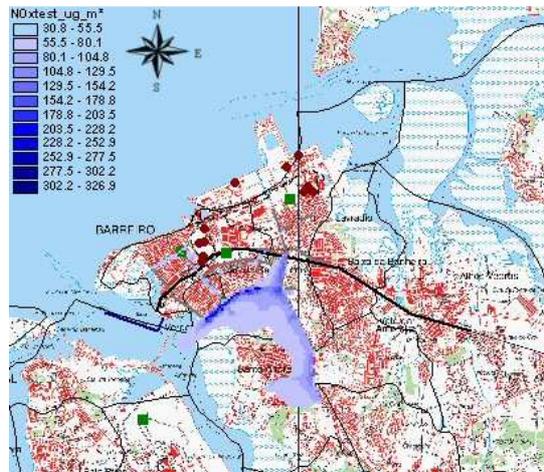


Figura 5.9 – Dispersão de NO<sub>x</sub> proveniente das fontes em linha, no inverno, com atmosfera estável.

Relativamente ao SO<sub>2</sub> e às PM<sub>10</sub> provenientes do tráfego, contrariamente ao NO<sub>x</sub>, estes apresentam concentrações menores que as produzidas pelas indústrias. Os valores máximos ocorrem no centro da cidade, para os cenários de inverno (38 µg/Nm<sup>3</sup> para o SO<sub>2</sub> e 54 µg/Nm<sup>3</sup> para as PM<sub>10</sub> - Figura 5.10 e Figura 5.11) e de verão (25 µg/Nm<sup>3</sup> para o SO<sub>2</sub> e 46 µg/Nm<sup>3</sup> para as PM<sub>10</sub>) para condições de atmosfera estável junto às vias mais movimentadas.

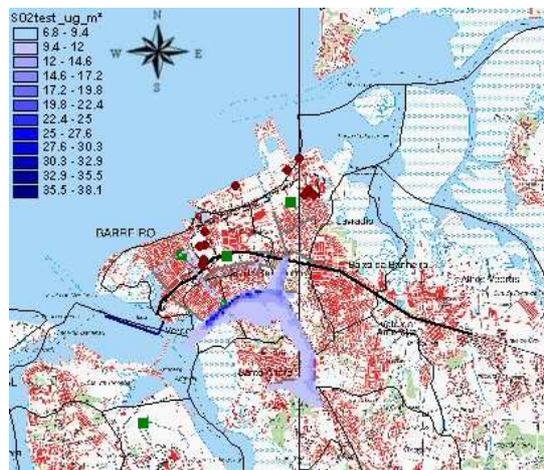


Figura 5.10 – Dispersão de SO<sub>2</sub> proveniente das fontes em linha no inverno com atmosfera estável.

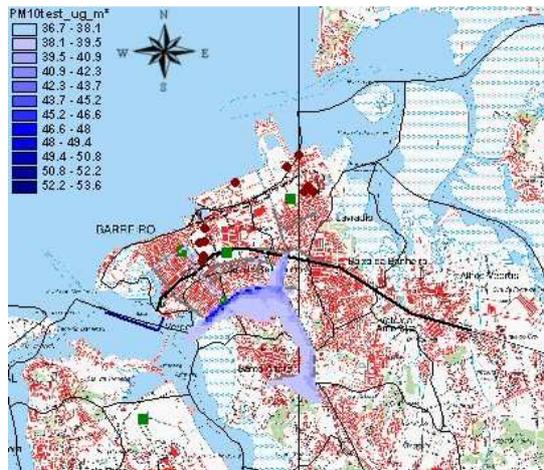


Figura 5.11 – Dispersão de PM<sub>10</sub> proveniente das fontes em linha no inverno com atmosfera estável.

Tabela 5.9 - Resumo das concentrações máximas por classe de estabilidade considerando as fontes da Indústria

Poluentes ( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )		Classe de estabilidade		
		Instável	Neutra	Estável
NO <sub>x</sub>	Inverno	38	44	34
	Verão	43	52	34
SO <sub>2</sub>	Inverno	32	83	21
	Verão	46	106	20
PM <sub>10</sub>	Inverno	42	102	77
	Verão	31	142	112

Tabela 5.10 - Resumo das concentrações máximas por classe de estabilidade considerando as fontes do tráfego rodoviário

Poluentes ( $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ )		Classe de estabilidade		
		Instável	Neutra	Estável
NO <sub>x</sub>	Inverno	85	226	327
	Verão	59	140	311
SO <sub>2</sub>	Inverno	12	27	38
	Verão	9	17	25
PM <sub>10</sub>	Inverno	39	48	54
	Verão	38	42	46

---

Nas Tabela 5.9 e Tabela 5.10 estão representados os valores máximos para os poluentes estudados, de acordo com os diferentes cenários meteorológicos estabelecidos para a indústria e tráfego, respetivamente.

Em termos gerais, para o tráfego a situação de inverno é pior do que a de verão, invertendo-se a situação para a indústria. Este facto é explicado pela menor velocidade do vento no inverno, permitindo uma menor dispersão ao nível do solo. No caso da indústria, temos também o efeito da inversão térmica, que é mais acentuado no inverno.

No que diz respeito às classes de estabilidade, a classe estável dificulta a dispersão dos poluentes ao nível do solo, explicando o aumento dos valores dos poluentes provenientes do tráfego, quando se transita de uma classe instável para uma classe estável. Na indústria inverte-se o efeito da classe de estabilidade, sendo que a pior situação ocorre para a classe instável, este facto resulta da altura das chaminés ter sido projetada, para que a sua saída se encontre acima da camada onde ocorre a inversão térmica

#### **5.2.2.3.6 Notas conclusivas**

Dos resultados obtidos para este caso específico destacam-se as seguintes notas conclusivas.

Conclui-se que a influência do tráfego é a mais desfavorável para a qualidade do ar, considerando todos os poluentes e cenários meteorológicos estudados, uma vez que apresenta um maior número de poluentes com índices de qualidade baixos. A indústria apresenta-se como exceção, no que diz respeito ao poluente PM<sub>10</sub>.

Em termos gerais e não particularizando a zona urbana, a influência da indústria na qualidade do ar é mais acentuada no verão, enquanto a influência do tráfego é mais importante no inverno.

---

Considerando apenas a zona urbana, o cenário de inverno mostra-se mais desfavorável para ambas as fontes, uma vez que as condições meteorológicas concentram os poluentes nesta área.

Para os cenários meteorológicos estudados as áreas mais afetadas pelas diferentes fontes são distintas, no entanto em outros cenários podem ocorrer situações cumulativas. A indústria apresenta uma maior influência na concentração de SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, enquanto o NO<sub>x</sub> apresenta maior dependência do tráfego.

#### **5.2.2.4 Modelação numérica de dispersão de microescala**

Para o estudo da dispersão de poluentes em algumas vias específicas, ou que se apresentam críticas no impacte da qualidade do ar na saúde, pode ser necessário o desenvolvimento de estudos de dispersão de poluentes a nível de microescala, nomeadamente vias de tráfego rodoviário importante com geometria do tipo *street canyon*. Este estudo torna-se mais importante quando nessas vias se encontram localizados edifícios ou atividades associados a grupos mais sensíveis como crianças. No caso específico do Barreiro, uma das vias mais importantes de tráfego rodoviário é a Av. do Bocage, uma vez que liga o centro da cidade ao IC21 que faz a ligação à cidade de Lisboa. Esta via é também importante uma vez que a escola básica nº5 do Barreiro se encontra localizada nesta via no interior do *street canyon*. Deste modo desenvolveu-se um estudo de dispersão de PM<sub>10</sub> na Av. do Bocage na zona de localização da escola. Para efeitos de análise da dispersão de PM<sub>10</sub> no interior do *street canyon* e a sua influência na qualidade do ar, estudou-se não só a configuração atual dos edifícios nesta avenida, mas também cenários virtuais com a introdução de aberturas entre os edifícios para verificar qual a sua influência na qualidade do ar.

##### **5.2.2.4.1 Descrição geométrica**

Conforme referido anteriormente, o caso de estudo de simulação de microescala foi desenvolvido num troço da Av. do Bocage no Barreiro. Trata-se de uma via com importante tráfego rodoviário, onde existe uma escola primária, um bingo, edifícios residenciais, de escritórios e comerciais. Os edifícios do troço existentes têm entre 7 e

39 metros de altura e a via, incluindo os edifícios, tem 263 metros de comprimento e 72 metros de largura. A Figura 5.12 mostra a representação simplificada deste troço com um conjunto de edifícios que foram agrupados em blocos em função das suas características comuns.

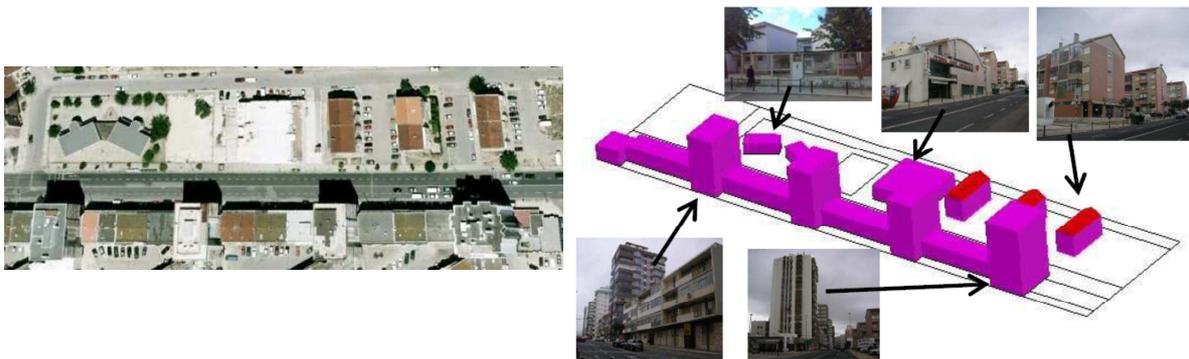


Figura 5.12 - Caso de estudo - Av. do Bocage no Barreiro

O *Aspect Ratio* AR da rua, caracterizador da geometria do *street canyon*, é definido como a razão entre a altura média ( $\bar{h}$ ) dos edifícios e a largura da rua ( $w$ ) (Murena *et al*, 2009), como se pode verificar pela Figura 5.13 e pode ser calculado pela equação (5.1).

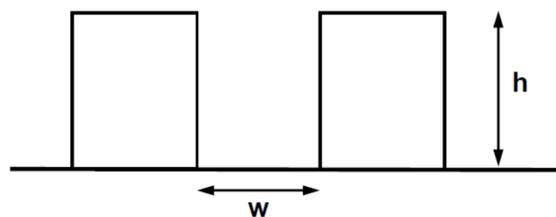


Figura 5.13 - Definição do aspect ratio do perfil de *street canyon*

$$\text{Aspect Ratio } AR = \frac{\bar{h}}{w} \quad (5.1)$$

A Tabela 5.11 apresenta os parâmetros de caracterização dimensional dos edifícios da avenida em estudo, utilizados para o cálculo do AR.

Tabela 5.11 – Parâmetros de caracterização dimensional dos edifícios da Av. Do Bocage usados no cálculo do *Aspect Ratio* (AR)

Ed1	Ed2	Ed3	Ed4	Ed5	Ed6	alt.media	larg. Rua	Aspect Ratio AR AR = h/w
blocos resid h (m)	blocos resid h (m)	blocos resid h (m)	escola h (m)	bingo h (m)	blocos resid h (m)	h (m)	w (m)	
9	33	39	7	8	12	18	20	0,9

É frequente caracterizar-se a geometria do *street canyon* de uma rua em função deste *Aspect Ratio* (AR), bem como o tipo de dispersão que é expectável. As cidades europeias apresentam frequente e tipicamente *Aspect Ratios* próximos de 1 (Assimakopoulos *et al*, 2005). Os perfis de *street canyon* com *aspect ratio*  $AR > 1,5$  (*deep street canyon*), muito frequentes nas ruas em algumas cidades mediterrâneas (Murena *et al*, 2009), conduzem frequentemente a piores condições de dispersão de poluentes. A Tabela 5.12 apresenta a caracterização do *street canyon* segundo o seu AR.

Tabela 5.12 – Caracterização do *street canyon* em função do *Aspect Ratio* AR (adaptado de Murena *et al*, 2009)

<b>Aspect Ratio</b> AR = h/w	<b>Street Canyon</b>
<0,7	wide (or avenue)
0,7 a 1,5	regular
> 1,5	deep (or narrow)

É sabido que as condições meteorológicas, especialmente o escoamento do vento no interior de *street canyons*, são principalmente controlados pelos efeitos micro-localizados da geometria dos edifícios urbanos, em vez das forças de mesoescala que controlam as condições da camada limite atmosférica (Hunter *et al.*, 1992). Deste modo, uma clara distinção deve ser feita entre as condições sinóticas das condições do vento nas zonas superiores acima dos telhados e o escoamento do vento no interior da cavidade do *street canyon*.

Genericamente, quando o escoamento do vento acima da parte superior do *street canyon* é perpendicular a esse mesmo *street canyon* e a velocidade do vento nesse plano é superior a 2 m/s, o escoamento no interior do *street canyon* pode ser descrito em termos de três regimes, dependendo das dimensões da rua (Oke, 1988): (a) *isolated roughness flow*, (b) *wake interference flow*, e (c) *skimming flow*. Para *street canyons* do tipo largo (wide) ( $H/W < 0,3$ ) onde os edifícios estão bem espaçados, estes agem essencialmente como elementos de rugosidade isolados, uma vez que o ar desloca-se numa distância suficiente para jusante na direção do vento depois do primeiro edifício e antes de encontrar o obstáculo seguinte. À medida que o espaçamento entre os edifícios vai diminuindo ( $H/W \approx 0,5$ ) a perturbação induzida pelo primeiro edifício produz uma perturbação no ar que não tem distância suficiente para se reposicionar antes de encontrar uma nova perturbação induzida pelo segundo edifício, resultando deste modo numa interferência num escoamento do tipo *wake interference flow*. No caso de *street canyons* regulares ( $H/W \approx 1$ ) este é caracterizado pela formação de um vórtice no seu interior (Hunter *et al.*, 1992) designado por *skimming flow*. A Figura 5.14 e a Figura 5.15 representam graficamente os tipos de escoamento em função do AR.

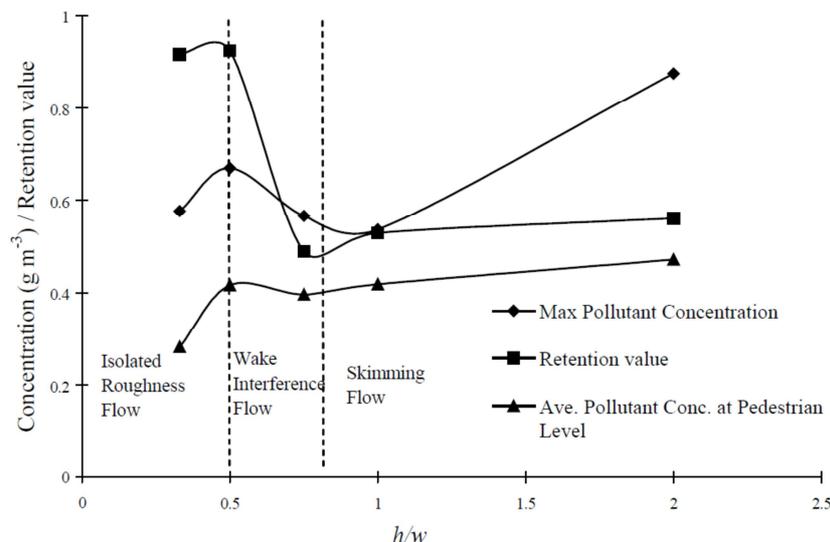


Figura 5.14 - Tipo de escoamento predominante no interior do *street canyon* em função do *Aspect Ratio* (Chan *et al.*, 2003)

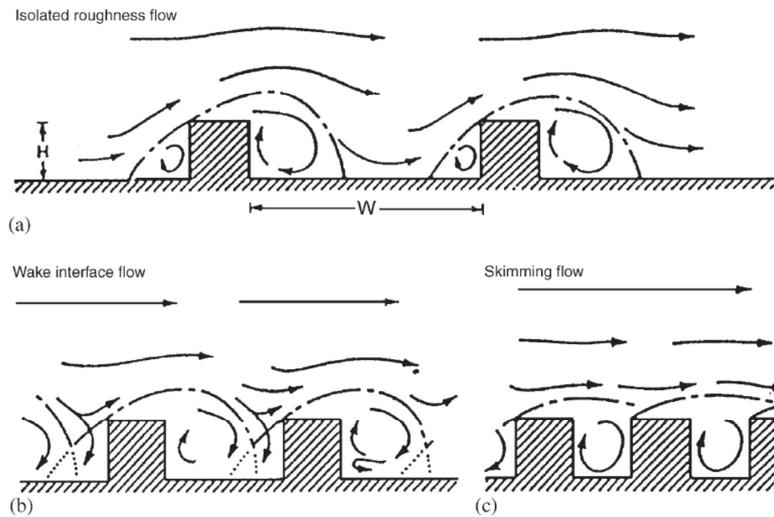


Figura 5.15 - Caracterização de regimes de escoamento perpendiculares ao *street canyon* para diferentes *Aspect Ratios* (Oke, 1988)

À medida que o *aspect ratio* aumenta ( $H/W > 2$ ) é possível observar frequentemente o aparecimento de um segundo vórtice de fraca intensidade de circulação contrária ao vórtice primário (Pavageau *et al*, 1996). Para *Aspect Ratios* de valor ainda superior ( $H/W > 3$ ) um terceiro vórtice poderá ainda ser formado (Jeong e Andrews, 2002).

#### 5.2.2.4.2 Domínio de cálculo

Para o caso de estudo foi considerado um domínio de cálculo centrado na Av. do Bocage com 715 m x 300 m x 150 m para os casos em que o vento tem as direções este e oeste e de 491 m x 524 m x 150 m para os casos em que o vento tem as direções norte e sul (Figura 5.16 e Figura 5.17). A definição das dimensões bem como a localização da avenida nestes domínios teve em consideração a direção do vento para cada caso (Yassin *et al*, 2009).

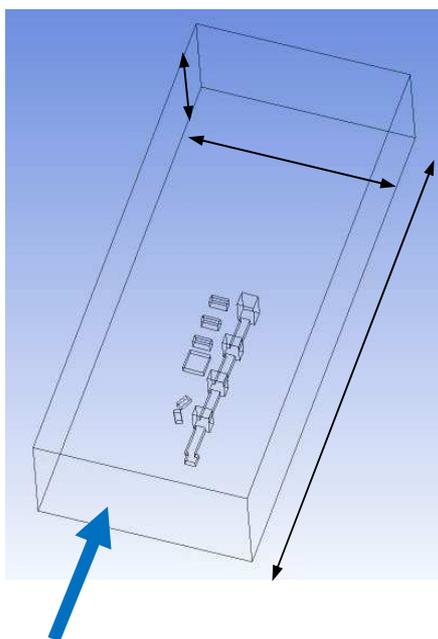


Figura 5.16 - Representação do domínio em estudo para os casos de vento oeste

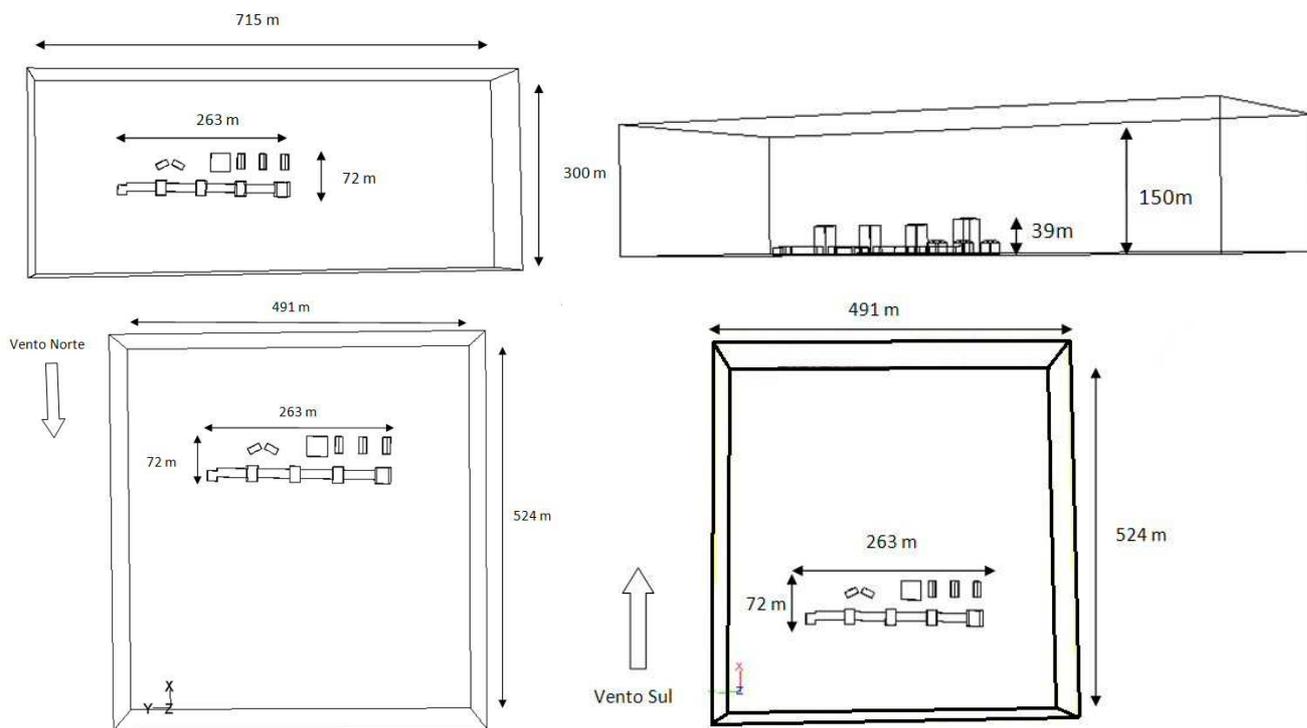


Figura 5.17 - Representação do domínio em estudo para os casos de vento norte e sul

---

### 5.2.2.4.3 Implementação da malha

A malha foi implementada recorrendo ao Workbench do Ansys Fluent. Utilizou-se uma malha não estruturada Tetraédrica - Híbrida, cujas células são tetraédricas, hexaedros, piramidais e em cunha. Esta malha é frequentemente utilizada neste tipo de casos (Assimakopoulos *et al*, 2003), (Cerdeira, 2011), (Solazo, 2009) (Martins *et al*, 2009) em que as geometrias são complexas e é comumente considerada como adequada, devido à excelente relação precisão versus tempo de cálculo.

Sendo previsível que os gradientes de velocidade do vento sejam mais acentuados junto aos edifícios, fez-se um refinamento da malha nesta zona. Tal refinamento foi feito partindo de um elemento da malha igual a 1 m, junto às paredes dos edifícios, e com uma taxa de crescimento de 1,2, que representa o incremento no elemento da malha nas camadas seguintes, correspondendo a um aumento de 20% e um tamanho máximo de 6 m no que respeita à célula no limite da malha. A zona adjacente ao solo também foi refinada em altura, sendo a primeira camada acima do solo a uma distância de 0,8 metros e a restante área de 6 metros. Esta metodologia conduziu a malhas cujas características globais se encontram resumidas na Tabela 5.13 e na Tabela 5.14 e pode ser genericamente visualizada na Figura 5.18

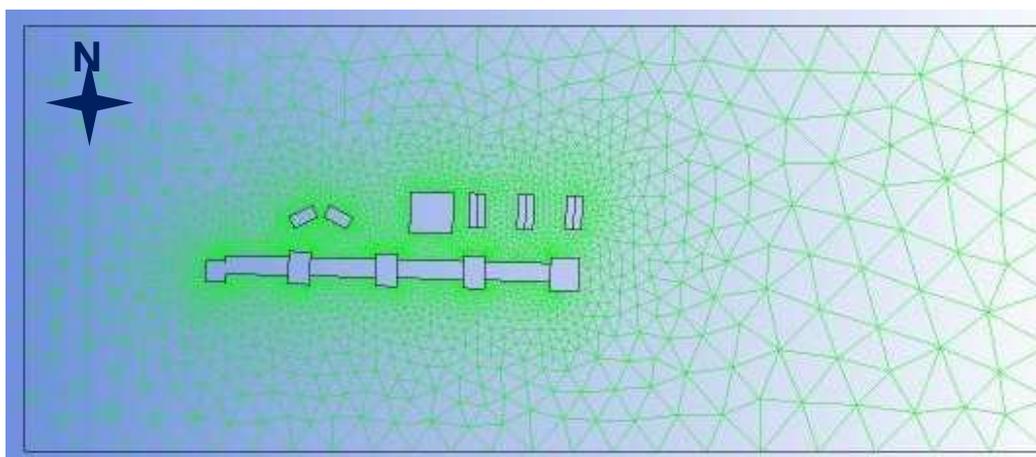


Figura 5.18 - Representação da malha para vento oeste

Tabela 5.13– Caracterização das dimensões do domínio para as quatro direções do vento

Direção vento	Largura domínio (m)	Comprimento domínio (m)	Altura domínio (m)
Norte	491	524	150
Sul	491	524	150
Este	300	715	150
Oeste	300	715	150

Tabela 5.14 - Caracterização do número de nós e de células para a configuração atual e para as 4 direções de vento consideradas

Cenário	Nº células				Nº nós			
	E	W	N	S	E	W	N	S
Configuração atual	202531	201354	202672	201195	37658	37303	37543	37260

#### 5.2.2.4.4 Condições de fronteira

As condições de fronteira tiveram em conta o tipo de aproximação que melhor reproduzia o escoamento, tendo em atenção a orientação do vento. Uma condição de não-escorregamento foi imposta em todas as superfícies sólidas (solo e paredes dos edifícios). Nas zonas superiores e laterais do domínio foram consideradas condições de simetria assumindo deste modo fluxo nulo de todas as quantidades para estes planos. Nas entradas, definidas de acordo com a direção do vento, a variação da velocidade do vento com a altura foi definida de acordo com a aplicação do perfil de vento seguindo uma lei logarítmica para a evolução da velocidade do vento com a altura, (Sabatino *et al*, 2008) utilizando um expoente da lei da potência igual a 0,42 (constante de Von Karman), o que é típico para situações urbanas (Amorim *et al*, 2010). Na secção de saída do domínio foi considerada uma condição de fronteira livre. Estas condições de fronteira são as comumente utilizadas em estudos de dispersão de poluentes à escala de *street canyon* (Martins *et al.*, 2009).

Resumindo as condições de fronteira, que podem ser visualizadas na Figura 5.19, consideradas foram:

- 
- Face de entrada do vento no domínio: perfil de velocidade logarítmica do vento à entrada
  - Face de saída do vento no domínio: fronteira livre (pressão de saída)
  - Superfície superior do domínio: condições de simetria
  - Superfícies laterais: condições de simetria
  - Superfície inferior do domínio (solo): parede (não escorregamento)
  - Paredes dos edifícios: parede (não escorregamento)

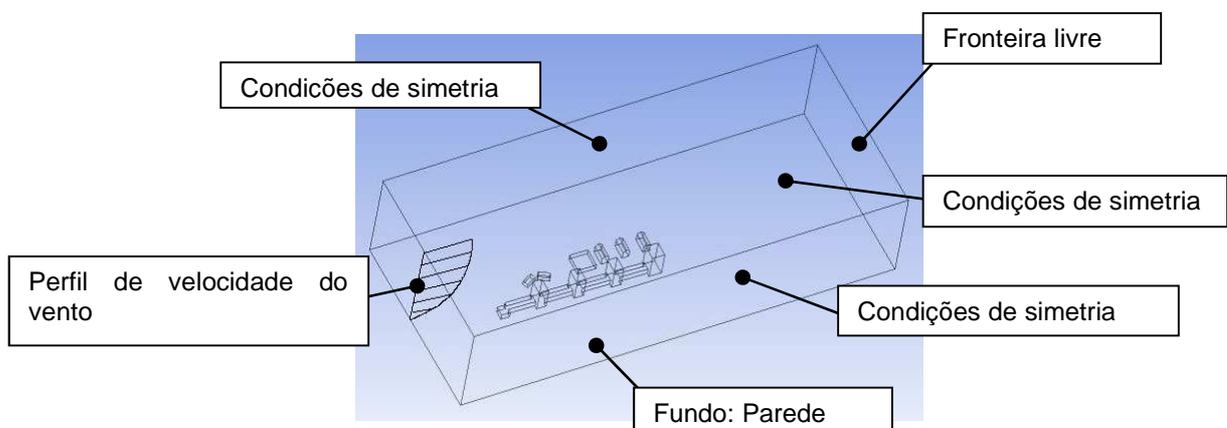


Figura 5.19 - Condições de fronteira consideradas para vento oeste

#### 5.2.2.4.5 Perfil de vento

Um aspecto primordial da simulação de *street canyon* é a definição do perfil da velocidade do vento. A velocidade do vento na entrada do domínio não é uniforme variando com a altura. Junto ao solo a velocidade é nula e vai crescendo com a altura. No presente trabalho foi utilizado um perfil de velocidades para o vento e acordo com uma lei logarítmica (Sabatino *et al*, 2008) utilizando um expoente da lei da potência igual a 0,42 (constante de Von Karman), característico das situações urbanas em condições de estabilidade *near-neutral* (Amorim *et al*, 2010). Para a introdução deste perfil de velocidades foi necessário desenvolver e implementar no modelo uma função (User Defined Function - UDF) desenvolvida em linguagem C e que foi posteriormente utilizada como condição de fronteira de velocidade do vento na superfície de entrada do domínio, em função da direção do vento predominante. O valor de referência do

vento a 10 m de altura foi utilizado tendo em conta os valores médios do vento a esta altura de acordo com os registos do Instituto Português do Mar e da Atmosfera. Não havendo grandes diferenças de pressão ao longo do domínio o escoamento do vento pode ser considerado como incompressível. A Figura 5.20 caracteriza graficamente o perfil do vento no *street canyon*.

Para a turbulência utilizou-se o modelo de  $k - \epsilon$  RNG comumente utilizado e validado neste tipo de aplicações (Pong-Lai, 2003) (Sagrado, 2003) (Murena *et al*, 2009) de dispersão de poluentes em *street canyon* caracterizando-se por uma boa relação entre a precisão dos resultados obtidos e o tempo de cálculo.

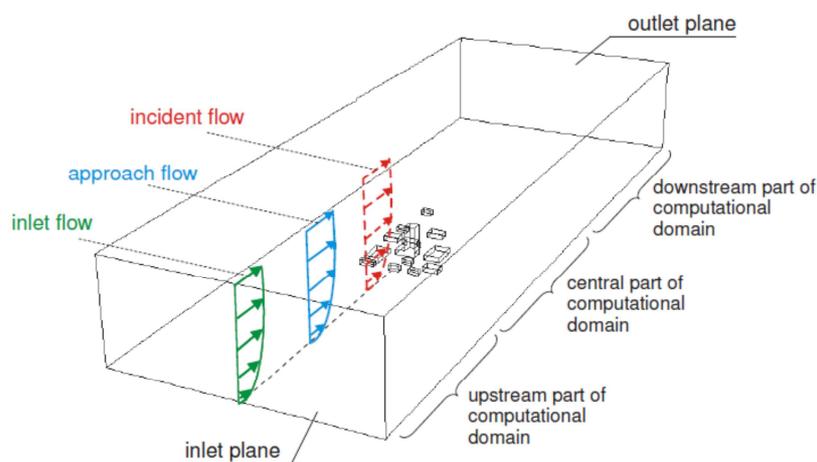


Figura 5.20 - Representação do perfil da velocidade do vento na entrada do domínio (Blocken *et al*, 2007)

O perfil da velocidade do vento utilizado seguiu a lei logarítmica descrita por Sabatino (Sabatino *et al*, 2008), (Blocken *et al*, 2007) (ver figura 5.20):

$$U(y) = \frac{U_f}{\kappa} \ln \left( \frac{y + y_0}{y_0} \right) \text{ (m/s)} \quad (5.2)$$

Sendo:

$U(y)$  - Velocidade do vento à altura  $y$  (m/s)

$\kappa$  - Constante de Von Karman (0,42)

---

$y_0$  - Aerodynamic roughness length of the ground (m)

$U_f$  - Velocidade de fricção (m/s)

Conhecendo-se a velocidade do vento a 10 metros de altura, a velocidade de fricção pode ser dada por (5.3)

$$U_f = \frac{\kappa U_{10}}{\ln\left(\frac{10 + y_0}{y_0}\right)} \text{ (m/s)} \quad (5.3)$$

Onde:

$U_{10}$  - Velocidade do vento a 10 metros de altura (m/s)

A energia cinética turbulenta e a taxa de dissipação turbulenta do modelo  $k - \varepsilon$  na fronteira de entrada podem ser dadas pelas equações (5.4 e 5.5) (Blocken *et al*, 2007):

$$k = 3,33 u_*^2 \text{ (m}^2\text{/s}^2\text{)} \quad (5.4)$$

e

$$\varepsilon = \frac{u_*^3}{\kappa (y + y_0)} \text{ (m}^2\text{/s}^3\text{)} \quad (5.5)$$

Conforme referido anteriormente, este perfil de velocidade do vento foi introduzido no Ansys Fluent através de uma função (*user define function UDF*), através da criação de um ficheiro em linguagem C:

No Ansys Fluent a rugosidade é considerada através da analogia com uma “superfície com areia” (*sand-roughened surface*) com uma *roughness height* equivalente  $k_s$  (m). A relação entre  $k_s$  (*roughness height*) (m), *roughness length*  $y_0$  (m) e a constante de rugosidade (*roughness constant*)  $C_s$  é dada por:

---

$$k_s = \frac{9,793 y_0}{C_s} \quad (5.6)$$

No caso do domínio de estudo, os valores considerados para o *roughness heigh* (altura da rugosidade)  $k_s$  (m), o *roughness lengh*  $y_0$  (m) e a constante de rugosidade  $C_s$  respetivamente foram os seguintes:

$$K_s = 0,4 \text{ m}$$

$$Y_0 = 0,03 \text{ m}$$

$$C_s = 0,7$$

#### 5.2.2.4.6 Introdução das emissões

Para a definição dos cenários considerados de concentrações de  $PM_{10}$  na Avenida do Bocage foram tidas em conta dois tipos de emissões. As principais emissões são as decorrentes do forte tráfego rodoviário que atravessa o domínio em estudo. Todos os outros tipos de emissões (domésticas, industriais e de outras atividades) foram consideradas como constantes ao longo do domínio e foram introduzidas como concentrações de fundo (*background concentrations*) e tiveram em conta um valor próximo do valor médio das concentrações da estação de monitorização de fundo do Barreiro (estação dos Fidalguinhos) sendo o valor considerado de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Este valor foi considerado constante, uma vez que se pretendia estudar a influência da geometria dos edifícios na dispersão das partículas.

Para as emissões decorrentes do tráfego rodoviário foram tidas em conta as contagens de tráfego obtidas das campanhas de monitorização do tráfego rodoviário descritas no capítulo 0. Destas campanhas de monitorização resultou o cálculo de um valor médio para o número e tipo de veículos a considerar no cenário em questão, de acordo com a metodologia descrita no mesmo capítulo 0. O modelo ADMS-Urban foi utilizado para contabilizar a taxa de emissão média na avenida do Bocage. Esse valor de emissões de  $PM_{10}$  originário do tráfego rodoviário foi introduzido no modelo Ansys Fluent como duas fontes do tipo área localizadas a 0,1 m de altura (correspondente ao plano médio

do escape dos veículos), sendo cada uma destas fontes correspondente a cada sentido da via existente na avenida do Bocage. A identificação destas duas fontes no domínio de estudo encontra-se identificada na Figura 5.21 a cor laranja.

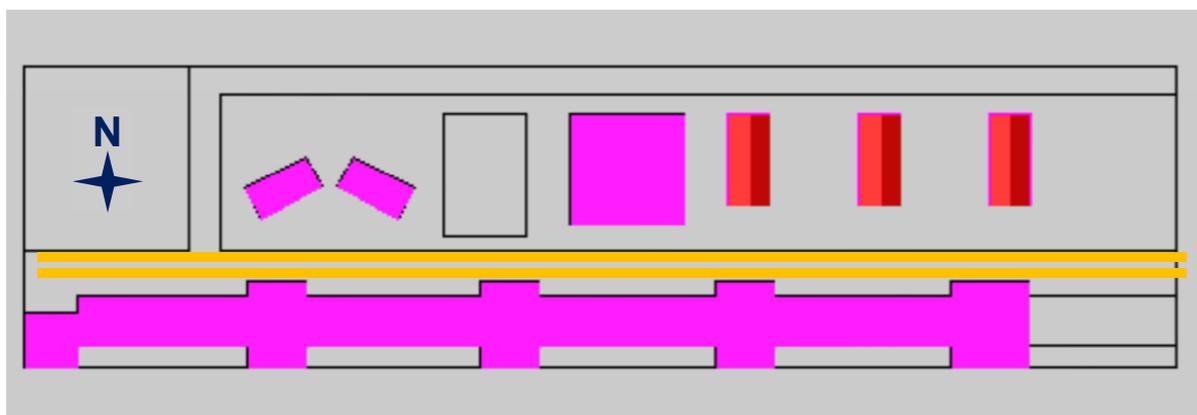


Figura 5.21 - Localização das duas fontes de área no domínio de estudo

O valor da taxa de emissão de  $PM_{10}$  introduzido nestas duas fontes de área e decorrente dos resultados obtidos do modelo ADMS-Urban foi de  $1,82 \times 10^{-6}$  kg/s para cada via de acordo com o resumido na Tabela 5.15.

Tabela 5.15 - Resumo da taxa de emissão considerada para as duas fontes de área

Fator Emissão ADMS-Urban (g/km/s)	Comprimento da estrada (km)	Emissão Total (Kg/s)	Emissão para cada via (kg/s)
$1,35 \times 10^{-2}$	0,27	$3,65 \times 10^{-6}$	$1,82 \times 10^{-6}$

As emissões de partículas foram assim introduzidas nestas duas fontes de área com uma taxa de emissão constante, sendo considerados como material inerte, uniforme e com propriedades semelhantes à antracite (massa volúmica de  $1500 \text{ kg/m}^3$ ), uma vez que trabalhos recentes de análise da composição química de emissões de tráfego rodoviário, concluem que cerca de 97% das partículas emitidas dos veículos Diesel são Carbono, enquanto nos veículos a gasolina essa percentagem desce para 89% (Vouitsis *et al*, 2009).

Estudos de caracterização da distribuição de diâmetro das partículas decorrentes das emissões de veículos apontam uma distribuição log-normal com um máximo próximo do 0,5  $\mu\text{m}$ , (Marjamäki, M.e Keskinen J., 2001), (base mássica). No entanto considerou-se um diâmetro fixo para as partículas de 1  $\mu\text{m}$ , uma vez que este é o valor limite para o qual o modelo produz bons resultados (Ansys Fluent, 2009).

Não foram consideradas quaisquer reações químicas para as partículas, uma vez que foram consideradas como inertes, não sendo também considerados processos de transformação, uma vez que à escala de *street canyon* estes processos podem ser desprezados (Ketzler e Berkowicz, 2004), (Kumar *et al*, 2009), (Kumar *et al*, 2010).

As características principais destas duas fontes de emissão do tipo área decorrentes das emissões de tráfego rodoviário, de  $\text{PM}_{10}$  encontram-se resumidas na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 - Tabela resumo caracterizadora das duas fontes de área introduzidas

Tipo de injeção	Superfície (área)
Comprimento (m)	300
Largura (m)	3
Tipo de partícula	Inerte
Material	Antracite
Distribuição de diâmetro	Uniforme
Diâmetro considerado (m)	1e -6
Caudal mássico de emissão para cada superfície (kg/s)	1,82 E -6
Stochastic tracking	Discrete random walk model

Posteriormente, aos valores obtidos pelo Ansys Fluent para a concentração de  $\text{PM}_{10}$ , no domínio foram adicionados os valores da concentração de fundo (*background*) decorrentes de todas as outras emissões, seguindo a metodologia comum para estudos de dispersão em *street canyon* (Kumar *et al*, 2009), (Martins *et al*, 2009).

---

#### 5.2.2.4.7 Simulação numérica: Cenário A – Situação atual

Neste capítulo apresentam-se os resultados da simulação numérica fornecidos pelo modelo para o cenário da situação atual (real) da Avenida do Bocage. A esta configuração atual da avenida, a que se pode considerar como o cenário atual, designou-se por **Cenário A – Situação atual**. Para este cenário começa por se fazer uma apresentação dos resultados de concentrações de  $PM_{10}$  para as diversas orientações do vento. Posteriormente faz-se uma comparação com os valores reais das concentrações de  $PM_{10}$  medidas na avenida, de modo a validar o modelo.

#### 5.2.2.4.8 Cenários para as diversas orientações do vento

Os resultados obtidos pelo modelo para a concentração de partículas  $PM_{10}$  nas diversas orientações do vento num plano a 1,5 m de altura e para 7 pontos característicos de monitorização da rua, são apresentados abaixo na Figura 5.22 e Figura 5.23. A Tabela 5.17 apresenta os pontos monitorizados.

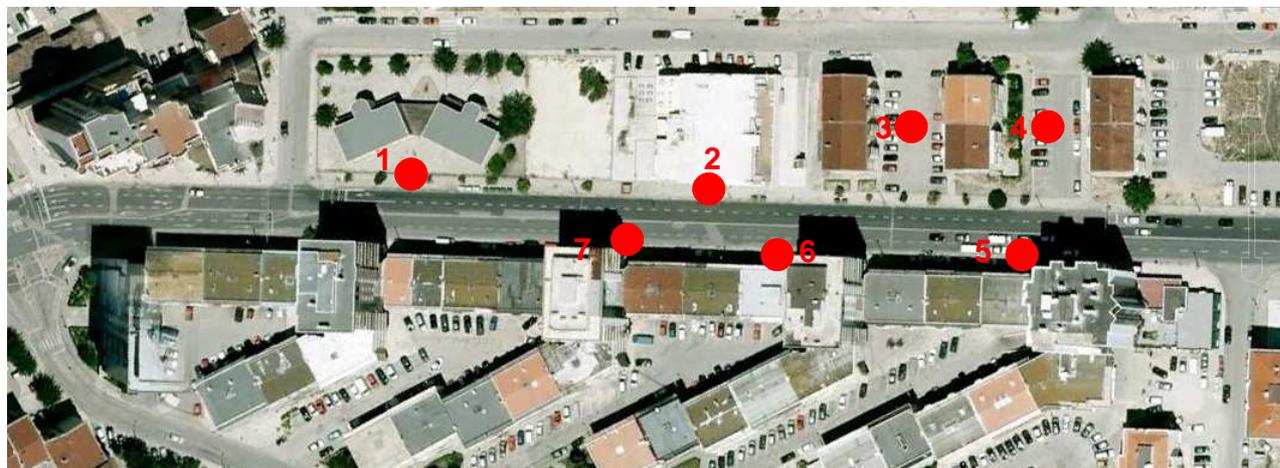


Figura 5.22 - Pontos de monitorização da concentração de  $PM_{10}$  (real)

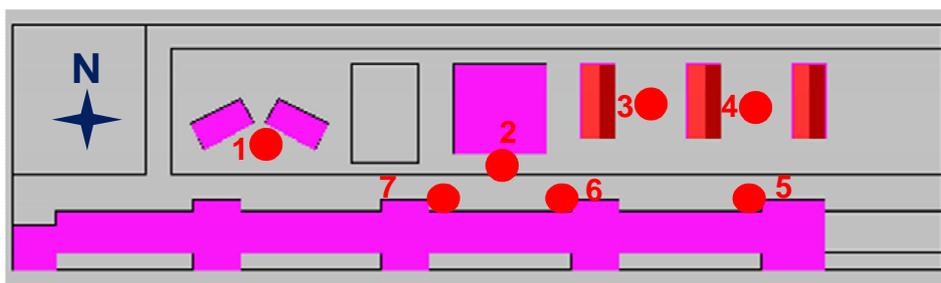


Figura 5.23 - Pontos de monitorização da concentração de  $PM_{10}$  (no modelo)

Tabela 5.17 – Localização dos pontos de monitorização

Ponto	Localização
1	Rede da escola
2	Bingo do Barreirense
3	Estacionamento blocos residenciais (meio)
4	Estacionamento blocos residenciais (ponta)
5	Esquina prédio alto rosa
6	Esquina prédios residenciais (este)
7	Esquina prédios residenciais (oeste)

A Figura 5.24 apresenta os contornos dos resultados da simulação das concentrações de  $PM_{10}$ , para a geometria atual da avenida do Bocage, considerando as quatro direções principais do vento (oeste, norte, sul e este). Os resultados apresentados referem-se a valores de concentração num plano a 1,5 m de altura (altura média das vias respiratórias) e referem-se apenas às contribuições das emissões originárias do tráfego rodoviário, não sendo consideradas as concentrações de fundo (*background*) nesta figura.

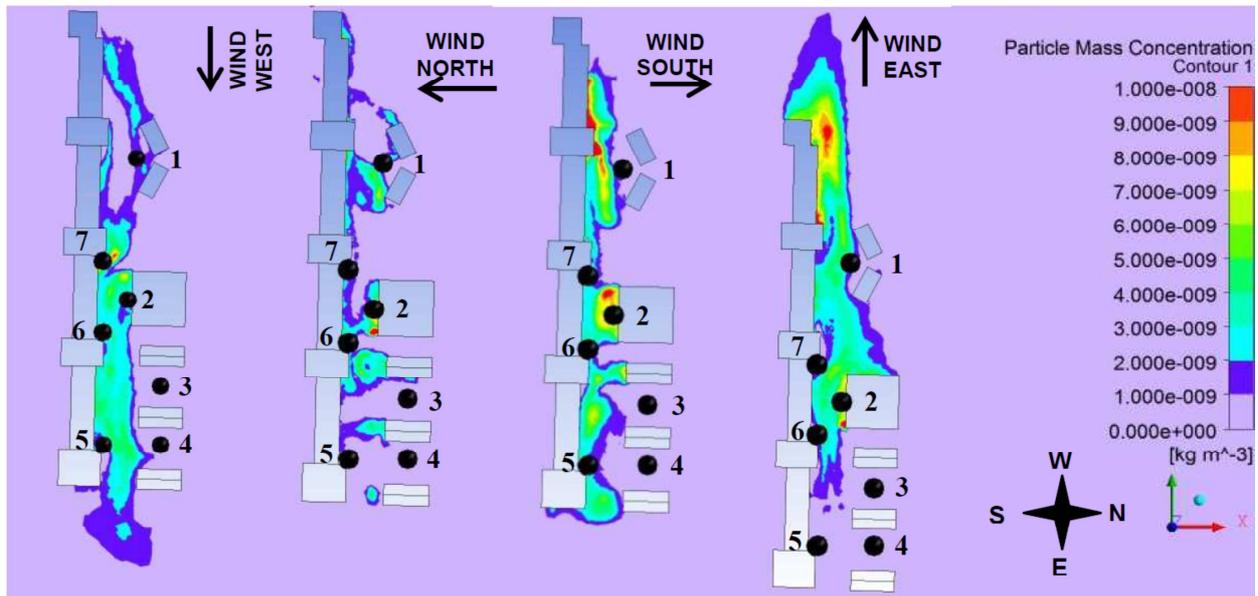


Figura 5.24 - Contornos de concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura para configuração atual para as quatro direções de vento principais

Observa-se da análise da Figura 5.24 que os valores mais elevados de concentrações de PM<sub>10</sub> são obtidos para as condições de vento sul e vento este, com observação de picos de concentração (*hot spots*) respetivamente no centro, nas proximidades do ponto 2 (16,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e na extremidade superior da avenida (11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). No caso do vento sul estes picos de concentração resultam do vórtice transversal induzido pelo edifício alto localizado no centro da avenida. No caso do vento com orientação este, o pico de concentração resulta na dificuldade de dissipação de poluentes devido ao edifício largo (bingo) localizado no lado norte da avenida, próximo do ponto 2, que se comporta como uma barreira, desenvolvendo uma “camada limite interna” dificultando as trocas com a camada exterior. É também possível verificar que as condições de vento norte promovem uma boa circulação uma vez que os edifícios localizados do lado do vento (norte) do escoamento são de altura mais reduzida que os localizados a jusante do escoamento, facilitando a dissipação dos poluentes, o que se encontra em concordância com os trabalhos de Assimakopoulos (Assimakopoulos *et al*, 2003).

A Tabela 5.19 mostra os resultados dos valores da simulação para as concentrações de PM<sub>10</sub> a uma altura de 1,5 m considerando todos os tipos de emissões (tráfego e fundo). Apresenta também os valores medidos de concentração de PM<sub>10</sub> resultado das

---

campanhas realizadas na Avenida do Bocage. Estas concentrações são apresentadas para os sete pontos estratégicos localizados nesta avenida. São ainda apresentados valores médios de concentração de  $PM_{10}$  para um plano localizado a uma altura de 1,5m acima do solo e os valores calculados para o índice AQ definido abaixo equação (5.7) como sendo o valor da concentração ponderado pela frequência de ocorrência de cada direção do vento, ou seja, a percentagem de ocorrência anual de cada direção.

Deste modo o indicador AQ é dado por:

$$AQ = C PM_{10} \cdot f_i \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (5.7)$$

Onde  $C PM_{10}$  é a concentração de  $PM_{10}$  e  $f_i$  corresponde à frequência de ocorrência de cada direção do vento.

Apenas foram estudadas as orientações predominantes norte, sul, este e oeste, pelo que as orientações correspondentes aos octantes NE, NW, SE e SW foram associadas aos quadrantes principais de acordo com a Tabela 5.18.

Tabela 5.18 - Distribuição das frequências de vento consideradas no indicador AQ

<b>Designação Orientação</b>	<b>Octantes considerados</b>	<b>Frequência %</b>
N	N + NE	25,1
E	E + SE	8,3
S	S + SW	19,1
W	W + NW	41,2
Calma		6,3

Tabela 5.19 - Concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura para a configuração atual

Designação	Localização	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento oeste	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento sul	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento este	PM <sub>10</sub> Conc. Medidas (µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte	Indicador AQ (µg/m <sup>3</sup> )
Ponto 1	Escola	21,6	21,2	20,7	22,3	26,0	21,3
Ponto 2	Bingo	23,0	28,6	27,1	27,0	27,0	25,4
Ponto 3	Estacionamento (meio)	20,1	20,0	20,1	20,0	19,0	20,1
Ponto 4	Estacionamento (ponta)	20,4	20,0	20,1	20,0	18,0	20,2
Ponto 5	Esquina prédio alto	20,5	20,6	22,7	20,0	24,0	20,9
Ponto 6	Edifício resid. (este)	22,2	21,5	21,9	21,0	22,0	21,7
Ponto 7	Edifício resid. (oeste)	25,0	20,9	22,5	20,7	22,0	22,8
Média 7 pontos	Plano 1,5 m (domínio)	21,8	21,8	22,1	21,6	22,6	21,8
Média todo o domínio	Plano 1,5 m (todo o domínio)	20,8	20,5	21,0	21,1	----	20,8

Os resultados da simulação mostram que o valor mais elevado obtido para a concentração de PM<sub>10</sub> é atingido no ponto 2 (bingo) com um valor de 28,6 µg/m<sup>3</sup> para condições de vento norte. Este ponto encontra-se localizado no lado norte da avenida do Bocage, próximo do edifício de maior área (largura e comprimento) deste lado da rua, tornando difícil, devido à sua dimensão (que não altura) a dissipação de poluentes para fora da avenida. Este ponto 2 apresenta também a mais alta concentração se considerarmos o indicador AQ (25,4 µg/m<sup>3</sup>). Verifica-se ainda que nas medições realizadas na avenida, este ponto é também um dos que apresenta valores mais elevados de concentração.

Analisando os valores da concentração médias para o plano localizado a 1,5 m de altura e considerando todo o domínio, apesar das diferenças encontradas serem

---

mínimas, os valores mais elevados de concentração verificam-se para a direção de vento este com um valor médio de  $21,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Analisando os valores para o indicador AQ (Tabela 5.19), a direção de vento que mais contribui para este indicador é a direção oeste, encontrando-se este resultado relacionado com o facto de ser esta a direção do vento mais frequente. O indicador AQ é importante pois pondera as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  pela frequência de ocorrência das diversas direções do vento no domínio equação (5.7).

Verifica-se que alguns pontos que apresentam concentrações elevadas têm na realidade frequências de ocorrência baixas o que reduz o impacto desse nível elevado de concentração. Por exemplo, o ponto 1 considerando condições de vento oeste é segundo os resultados da simulação o segundo ponto com valores mais elevados, mas quando ponderado pela frequência de ocorrência das condições de vento passa a apresentar o quarto valor de concentração.

#### **5.2.2.4.9 Validação do modelo**

Foram realizadas duas medições pontuais (não contínuas) dos valores da concentração de  $\text{PM}_{10}$  na Avenida do Bocage, em maio e outubro de 2011 (18/05/2011 e 19/10/2011). Os valores medidos serviram para comparação com os valores obtidos na simulação, tendo como objetivo a validação do modelo. Utilizaram-se para validação do modelo os valores de 19/10/2011, uma vez que neste dia a direção do vento se encontrava quase alinhada com a direção norte ( $10^\circ$ ), pelo que foram as condições de vento que mais se aproximavam das condições simuladas. O resumo dos valores obtidos é apresentado na Tabela 5.20.

Tabela 5.20 - Valores medidos de concentrações de PM<sub>10</sub> na Av. do Bocage

Ponto	Localização	Concentrações			Concentrações		
		Data	Hora	(µg/m <sup>3</sup> )	Data	Hora	(µg/m <sup>3</sup> )
1	Rede da escola	18-05-2011	16h38	33	19-10-2011	16h38	26
2	Bingo Barreirense	18-05-2011	16h43	31	19-10-2011	16h43	27
3	Estacion. blocos resid. (ponta)	18-05-2011	16h50	29	19-10-2011	16h50	19
4	Estacion. blocos resid. (meio)	18-05-2011	16h55	29	19-10-2011	16h55	18
5	Esquina prédio alto rosa	18-05-2011	17h00	27	19-10-2011	17h00	24
6	Esquina prédio resid. (este)	18-05-2011	16h05	28	19-10-2011	16h05	22
7	Esquina prédio resid. (oeste)	18-05-2011	17h10	28	19-10-2011	17h10	22

Na Figura 5.25 é apresentado o gráfico comparativo dos valores de concentração de PM<sub>10</sub> medidos na avenida do Bocage, com os valores calculados pelo modelo, para os pontos de controlo (pontos 1 a 7) e para uma altura de 1,5 m (correspondente ao nível médio das vias nasais).

Não tendo sido possível efetuar registo ou encontrar informação referente ao vento no Barreiro nos dias das medições, apresentam-se na Tabela 5.21 os valores das variáveis meteorológicas obtidas do *site* do Instituto Dom Luiz referentes a Lisboa.

Tabela 5.21 - Valores das variáveis meteorológicas obtidas do *site* do Instituto Dom Luiz (<http://idl.ul.pt>)

Dia	18-05-2011	19-10-2011
Hora	15 h	15 h
Direção vento (dezenas graus)	4	1
Vel vento (km/h)	10	21
Temp (°C)	20,6	22,4
HR (%)	79	60

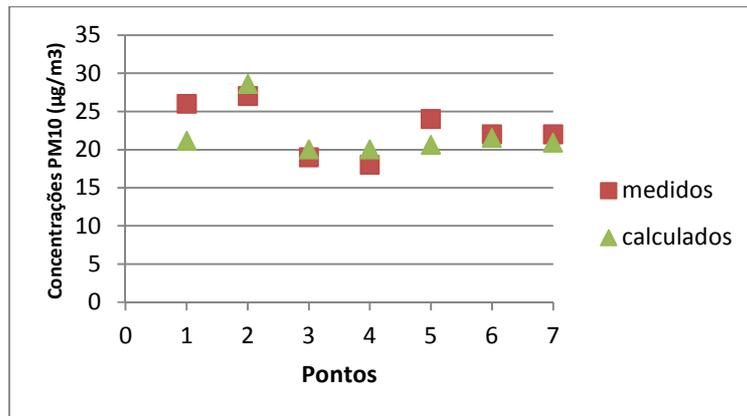


Figura 5.25 - Representação gráfica dos valores das concentrações de  $PM_{10}$  medidas e calculadas

Na Figura 5.26 é apresentado o gráfico de comparação entre os valores de concentração de  $PM_{10}$  medidos na avenida do Bocage e os valores calculados pelo modelo para os pontos de controlo (pontos 1 a 7).

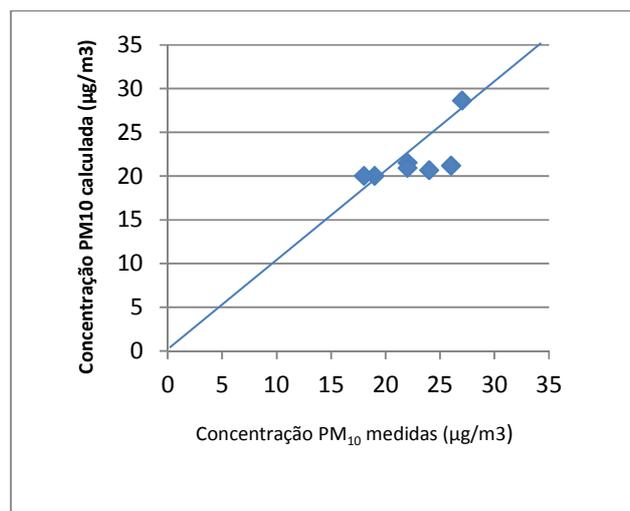


Figura 5.26 - Gráfico comparativo dos valores das concentrações de  $PM_{10}$  medidas e calculadas

Pela análise de ambos os gráficos verifica-se uma boa concordância entre os valores medidos e calculados para as concentrações de  $PM_{10}$ . É no entanto possível constatar que existe uma ligeira subprevisão do modelo, ou seja os valores calculados pelo modelo estão de uma maneira sistemática, abaixo dos valores reais medidos nos mesmos pontos. Tal poderá ser provavelmente explicado pelo valor das concentrações de fundo considerado. Como já foi referido o valor considerado para a concentração de

---

fundo (*background*), corresponde ao valor médio anual registado na estação de QA dos Fidalguinhos. Sendo esta estação classificada como de fundo pela CCDR, de acordo com as Guidelines da Comissão Europeia para a classificação de estações de monitorização de Qualidade do Ar (Garber *et al*, 2002), será expectável que esta estação esteja fora da influência das fontes localizadas (pontuais e tráfego) e da influência da direção do vento. Além de que a estação de QA dos Fidalguinhos se encontra a alguma distância do domínio de estudo (1,5 km). É sabida a importância do valor de concentrações de *background* nos resultados de simulações de *street canyon* e do carácter de incerteza destes dados (Lohmeyer, 2001), (Kumar *et al*, 2009).

#### **5.2.2.4.10 Notas conclusivas**

Da análise dos resultados da simulação é possível concluir que o valor mais elevado de PM<sub>10</sub> é atingido num ponto específico (ponto 2 -bingo) com um valor de 28,6 µg/m<sup>3</sup> para condições de vento norte, ponto esse que se encontra próximo do edifício de maior área (largura e comprimento), que devido á sua dimensão (que não altura) dificulta a dissipação de poluentes para fora do *street-canyon*. Este ponto 2 apresenta também a mais alta concentração se considerarmos o indicador AQ (25,4 µg/m<sup>3</sup>).

Analisando os valores da concentração médias para o plano localizado a 1,5 m de altura e considerando todo o domínio, apesar das diferenças encontradas serem mínimas, os valores mais elevados de concentração verificam-se para a direção de vento este com um valor médio de 21,1 µg/m<sup>3</sup>.

Verifica-se que alguns pontos que apresentam concentrações elevadas têm na realidade frequências de ocorrência baixas o que reduz o impacto desse nível elevado de concentração. Apresenta-se como exemplo o ponto 1 considerando condições de vento oeste é segundo os resultados da simulação o segundo ponto com valores mais elevados, mas quando ponderado pela frequência de ocorrência das condições de vento passa a apresentar o quarto valor de concentração.

---

## **5.2.2.5 Modelo de estimativa de PM<sub>10</sub> usando poluentes gasosos**

### **5.2.2.5.1 Introdução**

Em muitas situações de ambientes urbanos não existem disponíveis valores medidos de concentrações de PM<sub>10</sub> nomeadamente devido à inexistência de estações de QA ou de outros equipamentos de medição. Também em algumas situações não existem dados de entrada disponíveis para modelos de simulação de dispersão de partículas. Nessas situações seria útil a utilização de um modelo que estimasse os valores das concentrações de PM<sub>10</sub> com base no conhecimento dos valores das concentrações de outros poluentes gasosos.

Com o objetivo de estimar o valor das concentrações de PM<sub>10</sub> com base nos valores das concentrações dos poluentes gasosos e de variáveis meteorológicas, um modelo que usa Modelos Lineares Generalizados (GLM) (Turkman e Silva, 2000) foi considerado e desenvolvido com base no estudo prévio das relações entre concentrações atmosféricas dos poluentes do ar urbano - NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e das variáveis meteorológicas - temperatura do ar, humidade relativa e velocidade do vento. O modelo considera como variável dependente (ou variável de resposta) as concentrações de PM<sub>10</sub> no ar do exterior, considera como variáveis explicativas independentes as concentrações atmosféricas dos poluentes referidos e as variáveis meteorológicas, temperatura do ar, humidade relativa do ar do exterior e velocidade do vento. Uma função de ligação logarítmica foi considerada com uma distribuição probabilística de Poisson. Os modelos estudados incluem inspeção pormenorizada para casos com temperatura máxima do ar abaixo de 25 °C e temperatura máxima do ar acima de 25 °C.

### **5.2.2.5.2 Metodologia**

#### **i) Dados de qualidade do ar**

Foram usados dados de qualidade do ar da rede de monitorização do Barreiro, descritos nesta tese no capítulo 4.5. Os poluentes monóxido de carbono (CO), óxidos

---

de azoto ( $\text{NO}_x$ , NO,  $\text{NO}_2$ ), ozono ( $\text{O}_3$ ), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) e  $\text{PM}_{10}$  foram monitorizados continuamente pelas estações de QA da Câmara, Laranjeiro, Paio Pires, Lavradio, Escavadeira e Alto do Seixalinho.

Trataram-se estatisticamente dados de setembro de 2003 a dezembro de 2005, segundo o poluente em causa. Foi calculada uma média de 24 horas para  $\text{NO}_x$ , NO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$  e  $\text{PM}_{10}$ . Para o CO e o  $\text{O}_3$  foram calculadas as médias das concentrações octohorárias de acordo com a metodologia dos limiares de proteção da saúde.

## **ii) Dados meteorológicos**

Para as variáveis meteorológicas utilizaram-se os dados da estação meteorológica de aquisição gerida pela central de energia (CPPE Barreiro), situada no Lavradio. Esta estação media as condições meteorológicas horárias da velocidade e direção do vento, temperatura e humidade relativa. Os dados disponíveis de setembro de 2003 a dezembro de 2004, mais alguns dias de 2005, foram estatisticamente tratados segundo as diretivas do IPMA, isto é, para direção do vento, a direção predominante do dia é tomada como média para esse dia, para temperatura e velocidade do vento calcula-se uma média diária e para humidade relativa considera-se que a humidade medida às 9h da manhã é a média do dia. Contudo há alguns períodos sem dados disponíveis, o que torna mais difícil o desenvolvimento do modelo.

## **iii) A metodologia MLG**

Usou-se um Modelo Linear Generalizado (MLG) (Nelder e Wedderburn, 1972) para construir uma metodologia para calcular as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  no exterior, com base em valores conhecidos de concentrações de outros poluentes do ar exterior. Os MLG baseiam-se no pressuposto de que há K valores independentes  $Y_1, \dots, Y_K$ , de uma variável de interesse ou variável de resposta (efeito) que seguem uma distribuição de família exponencial com um valor esperado  $E(Y_i) = \mu_i$  (Conceição et al, 2001).

---

Tem-se em conta  $K$  vetores  $x_i = (1 \ x_{i1} \ x_{i2} \ \dots \ x_{ip})^t$ ,  $i=1, \dots, K$ , que contêm os valores de  $p$  variáveis explicativas, independentes ou covariáveis (variáveis candidatas a “causas”).

Tem-se em conta ainda uma função de ligação diferenciável, tal que:

$$g(\mu_i) = x_i^t \beta, \quad i = 1, \dots, K \quad (5.8)$$

Onde  $(\beta = \beta_1 \ \beta_2 \ \dots \ \beta_p)$  são os valores dos parâmetros a calcular. Logo, se considerarmos para a função  $g$  a função de identidade, temos:

$$g(\mu_i) = \mu_i \quad (5.9)$$

então

$$\mu_i = E(Y_i) = x_i^t \beta \quad (5.10)$$

O modelo resultante é o modelo Gaussiano de regressão linear. Se, em alternativa, considerarmos a função  $g$  como função logarítmica e  $Y_i$  tiver uma distribuição de Poisson, então o modelo terá como resultado um modelo de regressão de Poisson e cada termo  $\beta_i$  é o efeito da variável  $X_i$  em  $g(\mu_i)$ .

Neste caso o objetivo é calcular os valores de concentração de  $PM_{10}$  com base em outras variáveis, como a concentração de poluentes do ar de  $CO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $O_3$  e  $SO_2$  (em  $\mu g/m^3$ ) e variáveis meteorológicas como temperatura do ar ( $T$ ,  $^\circ C$ ), humidade relativa ( $RH$ , %) e velocidade do vento ( $WV$ ,  $m/s$ ). Os parâmetros gerais de modelo usados nos modelos MLG estão resumidos na Tabela 5.22. Utilizaram-se os programas SPSS 10,0 e R para construir e analisar o modelo.

Tabela 5.22 - Resumo da informação dos parâmetros gerais de modelo

Variável dependente	Concentração de PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Covariáveis	Concentração de CO (µg/m <sup>3</sup> ) Concentração de NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) Concentração de NO <sub>x</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) Concentração de O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) Concentração de SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) Temp (°C) RH (%) WV (m/s)
Distribuição probabilística	Poisson
Função de ligação	Logarítmica

### 5.2.2.5.3 Resultados

Usaram-se 3 modelos GLM para investigar as relações entre as concentrações de 5 poluentes do ar, dados meteorológicos e níveis de concentração de PM<sub>10</sub>

$$\ln(PM_{10}) = \alpha + \beta_1 var_1 + \beta_2 var_2 + \beta_3 var_3 + \dots + \beta_i var_i \quad (5.11)$$

Deste modo, as estimativas de concentrações de partículas para PM<sub>10</sub> podem ser expressas como produto dos termos exponenciais:

$$[PM_{10}] = e^{(\alpha + \beta_1 var_1 + \beta_2 var_2 + \beta_3 var_3 + \dots + \beta_i var_i)} \quad (5.12)$$

O primeiro termo contém uma intercepção de regressão e os restantes termos contêm variáveis geradas pelo modelo GLM, conforme explicado acima. Esta metodologia foi aplicada aos três modelos testados A, B, e C. Os três modelos apresentados na Tabela 5.23 só diferem quanto aos dados considerados. No modelo A considerou-se o número total de observações registadas no modelo B, consideraram-se as observações registadas em dias com temperatura máxima diária do ar superior aos 25 °C (máxima). No modelo C consideraram-se apenas observações com temperatura máxima do ar inferior ou igual a 25 °C. Estas considerações são resumidas de forma breve na Tabela 5.23.

Tabela 5.23 - Descrição resumida dos modelos desenvolvidos

Modelo	Restrição	Variável dependente	Covariáveis
A	Não – Todos os valores	Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	CO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub> SO <sub>2</sub> T, RH, WV
B	T <sub>max</sub> > 25°C	Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	CO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub> SO <sub>2</sub> T, RH, WV
C	T <sub>max</sub> ≤ 25°C	Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	CO, NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , O <sub>3</sub> SO <sub>2</sub> T, RH, WV

Os coeficientes  $\beta$  obtidos com esta metodologia aplicada aos três modelos são:

**Modelo A:**

$$\ln PM_{10} = 2,425652 - 0,000357 (CO) + 0,001821 (O_3) - 0,000364 (SO_2) + 0,028348 (NO_2) + 0,000093 (NO_x) + 0,016820 \text{Temp} - 0,000490 \text{HR} + 0,002821 \text{WV}$$

**Modelo B:**

$$\ln PM_{10} = 1,957605 - 0,000204 x (CO) + 0,001931 (O_3) - 0,003097 (SO_2) + 0,024388 (NO_2) + 0,000309 (NO_x) + 0,043356 \text{Temp} - 0,000960 \text{HR} + 0,003548 \text{WV}$$

**Modelo C:**

$$\ln PM_{10} = 2,419685 - 0,000219 (CO) + 0,000863 (O_3) + 0,002149 (SO_2) + 0,019767 (NO_2) + 0,001449 (NO_x) + 0,021912 \text{Temp} + 0,000153 \text{HR} + 0,003008 \text{WV}$$

A Figura 5.27 mostra o gráfico de dispersão com as concentrações de PM<sub>10</sub> medidas versus os valores de concentração de PM<sub>10</sub> previstos pelos três modelos (A, B e C). Os valores dos dados medidos das concentrações de PM<sub>10</sub> são identificados pela PM<sub>10</sub> medida em µg/m<sup>3</sup> e os valores de concentrações de PM<sub>10</sub> previstos pelos três modelos são identificados pela média de resposta prevista em µg/m<sup>3</sup>.

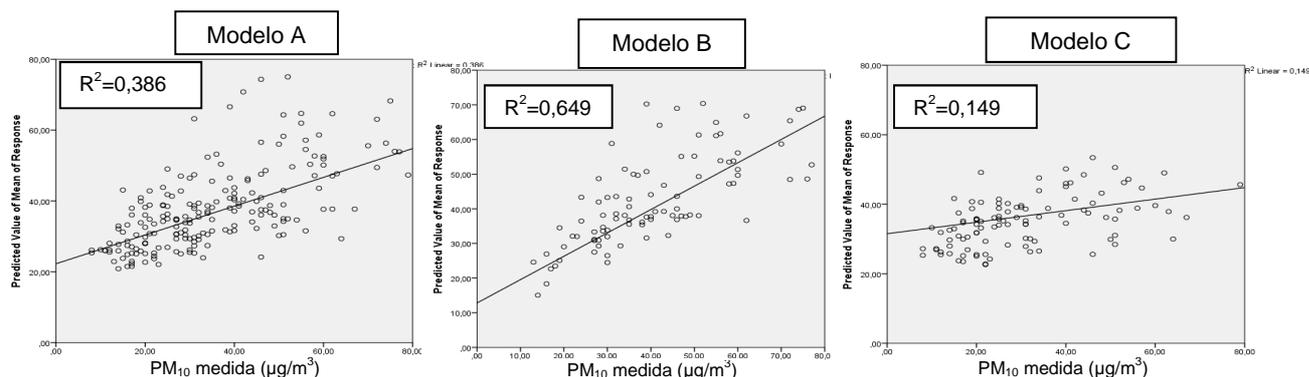


Figura 5.27 - Comparação entre concentrações de PM previstas versus medidas para os três modelos. Analisando a Figura 5.27 e sabendo que o coeficiente de correlação  $R^2$  nos dá a percentagem de variabilidade explicada pelo modelo ( $R^2 = \text{soma de quadrados explicados (SSE)} / \text{soma total de quadrados (SST)}$ ), o modelo B apresenta-se como o melhor dos três modelos selecionados, com  $R^2 = 65\%$ . Verifica-se que os modelos A e C apresentam fraca capacidade explicativa. A Tabela 5.24 mostra um resumo do desempenho dos resultados do modelo estatístico para os três modelos (A, B e C).

Tabela 5.24 - Resumo do desempenho dos resultados dos modelos

	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
	Valor	df	Valor /df	Valor	df	Valor /df	Valor	df	Valor /df
Deviance	26868,641	6718	4,000	6450,747	3263	1,977	17576,459	3220	5,459
Pearson Chi-Square	27483,708	6718	4,091	6471,573	3263	1,983	18044,189	3220	5,604
Log Likelihoodb	-31497,004			-12102,567			-17428,694		
Akaike's Information Criterion (AIC)	63012,008			24223,134			34875,391		
Finite Sample Corrected AIC (AICC)	63012,034			24223,189			34875,447		
Bayesian Information Criterion (BIC)	63073,333			24277,973			34930,11		
Consistent AIC (CAIC)	63082,333			24286,973			34939,11		

---

Os valores dos testes estatísticos da Tabela 5.24 confirmam que o modelo B é o que obtém melhor desempenho. Estes testes estatísticos são obtidos utilizando todos os desvios obtidos, entre calculados e registados (resíduos), para cada observação. A primeira coluna da Tabela 5.24 apresenta os testes estatísticos mais frequentemente utilizados nos Modelos Lineares Generalizados e representam medições de dispersão (generalizados e/ou corrigidos), que permitem testar a qualidade dos modelos.

Por exemplo, ao considerar o critério Akaike's Information Criterion (AIC), os melhores resultados são obtidos para o mínimo valor de AIC. Dos três modelos, o modelo B é o que tem menor AIC, o que significa que os resultados obtidos pelo modelo B são os melhores. O mesmo se pode concluir ao analisar o AICC (Finite Sample Corrected AIC).

O valor de desvio (deviance) D ao comparar com o quantil de uma distribuição qui-quadrado com  $n-p$  graus de liberdade ( $n$ -número de observações,  $p$ -número de parâmetros estimados) mede a adequação dos modelos. Os resultados de desvio mostram que os três são adequados. Outra medida da qualidade da adequação é o teste qui-quadrado de Pearson, que conduz às mesmas conclusões quando comparado com o quantil da distribuição qui-quadrado com  $n-p$  graus de liberdade.

Outro teste usado para comparar dois modelos é o Teste de Log Likelihood (Logaritmo da Verosimilhança  $\Delta$ ) que é dado por  $\Delta = -2(\ln \text{veros. Modelo 2} - \ln \text{veros. Modelo 1})$ . Da comparação dos modelos A e B resulta  $\Delta = 38789$ , correspondendo a um valor- $p$  igual a zero, indicando que o modelo B é melhor do que o modelo A seja qual for o nível de significância dado. Chega-se à mesma conclusão ao comparar o modelo B com o modelo C, concluindo-se que o modelo B é o modelo com melhor desempenho.

A Tabela 5.25 mostra o resultado do desempenho dos modelos ao teste omnibus, que compara cada modelo com a hipótese nula. É óbvio que, independentemente de o modelo B ser considerado o melhor, cada modelo tem individualmente uma maior

---

explicação da variável dependente, usando alguma das variáveis explicativas, do que qualquer outro modelo sem variáveis explicativas.

Tabela 5.25 - Resultados de desempenho dos modelos ao teste omnibus

Teste Omnibus	Modelo A			Modelo B			Modelo C		
	Valor	n <sup>o</sup> var	Sig	Valor	n <sup>o</sup> var	Sig	Valor	n <sup>o</sup> var	Sig
Rácio de probabilidade chi-quadrado	17979,211	8	0,0	14532,589	8	0,0	3537,432	8	0,0

Após o processo de seleção do modelo procedeu-se à validação. A análise dos resíduos para a avaliação da qualidade local de ajustamento é um aspeto fundamental na análise. Esta análise dos resíduos permite obter indicações se as hipóteses iniciais consideradas como normalidade dos erros, variância constante e independência são verificadas

Na Figura 5.28 observamos que os resíduos associados ao modelo B são os que têm maior adequação ao comportamento ideal de nuvem sem padrão e com variabilidade homogénea (ruído branco). No modelo A e no modelo C, os resíduos parecem ter uma relação funcional, não se assemelhando a ruído branco. A variabilidade também não é constante, como se esperaria. Alguns testes diagnósticos foram realizados (heterocedasticidade, independência, normalidade) e os modelos A e C são rejeitados. Só após validação dos resíduos é que o comportamento do ruído branco com distribuição normal é tal que se pode e deve considerar a inferência utilizando os modelos.

(\*\*) p-value (ou sig): Valor usado para decidir se se aceita a hipótese estatística ou não.

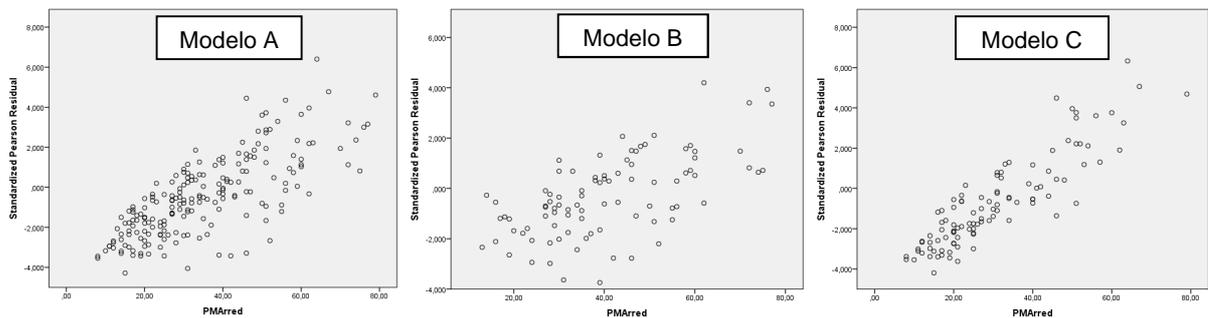


Figura 5.28 - Gráfico de dispersão de resíduos para os três modelos

Um último passo para avaliar a qualidade do modelo é realizar testes simples usando a estatística Wald Chi-Quadrado (Tabela 5.26). Este teste serve para verificar se alguma variável dependente (explicativa) em particular contribui de forma significativa para a explicação da variável de resposta, testando-a na forma  $H_0: \beta_i = 0$  versus  $H_1: \beta_i \neq 0$ . Se rejeitarmos a hipótese nula, temos indícios de que a variável é uma boa variável explicativa. Interessa-nos a rejeição de  $H_0$  para confirmar o contributo significativo de cada variável para o modelo.

Na Tabela 5.26, de p-valores (sig na Tabela 5.26) associados ao teste de nulidade de cada parâmetro, os valores sig são na maioria zero, o que indica rejeição da hipótese nula, e mostra que devem ser consideradas as variáveis associadas.

É de notar que a variável HR no modelo B é estatisticamente significativa (p-valor = 0,021), não o sendo no modelo A (p-valor = 0,08) nem no modelo C (p-valor = 0,72). Recordemos que rejeitamos a hipótese nula se o p-valor nível é menor que o nível de significância (o nível de significância é habitualmente 5%). Conclui-se que a humidade relativa é importante quando se consideram as temperaturas mais altas.

Tabela 5.26 - Testes de modelos de hipóteses

Parameter	Model A				Model B				Model C			
	B	Wald Chi-Square	df	Sig.	B	Wald Chi-Square	df	Sig.	B	Wald Chi-Square	df	Sig.
(Intercept)	2,425652	7677,888	1	0,000	1,957605	1146,149	1	0,000	2,419685	2184,525	1	0,000
CO	-0,000357	643,828	1	0,000	-0,000204	109,603	1	0,000	-0,000219	84,91	1	0,000
O3	0,001821	195,808	1	0,000	0,001931	146,327	1	0,000	0,000863	7,1	1	0,008
SO2	0,000364	22,99	1	0,000	-0,003097	359,387	1	0,000	0,002149	530,754	1	0,000
NO2	0,028348	8976,73	1	0,000	0,024388	3932,244	1	0,000	0,019767	785,657	1	0,000
NOx	0,000093	10,957	1	0,001	0,000309	83,629	1	0,000	0,001449	200,609	1	0,000
Temp	0,01682	613,923	1	0,000	0,043356	686,462	1	0,000	0,021912	250,801	1	0,000
HR	-0,00049	3,059	1	0,080	-0,00096	5,355	1	0,021	0,000153	0,129	1	0,720
Wind	0,002821	1136,725	1	0,000	0,003548	167,289	1	0,000	0,003008	979,439	1	0,000

A análise dos resultados indica que o melhor desempenho na estimativa das concentrações de poluentes obtém-se com o modelo com valores de temperatura máxima do ar acima dos 25 °C ( $R^2=0,649$ ) quando comparado com os resultados do modelo A que têm em conta todos os dados ( $R^2=0,386$ ) e com os resultados do modelo C que tem em conta a temperatura máxima do ar abaixo dos 25 °C ( $R^2=0,149$ ).

#### 5.2.2.5.4 Aplicação do Modelo aos dados do Porto

Os resultados anteriores mostram que o modelo B ( $T_{max} \text{ ar} > 25^{\circ}\text{C}$ ) é o modelo que melhor estima as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  com base em concentrações medidas de CO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{SO}_2$ , T, RH, WV. Deste modo, o modelo B foi testado com dados de outra cidade portuguesa (Porto) seguindo a mesma metodologia e os mesmos coeficientes. Usaram-se dados da rede portuguesa de monitorização de qualidade do ar gerida pela CCDR, nomeadamente da estação de qualidade do ar da Campanhã, tendo em conta valores de janeiro de 2011 a dezembro de 2011. Os dados meteorológicos utilizados são provenientes da estação meteorológica de aquisição da FEUP, no mesmo período. Os resultados, que mostram as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  previstas pelo modelo e as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  medidas, são apresentados na Figura 5.29.

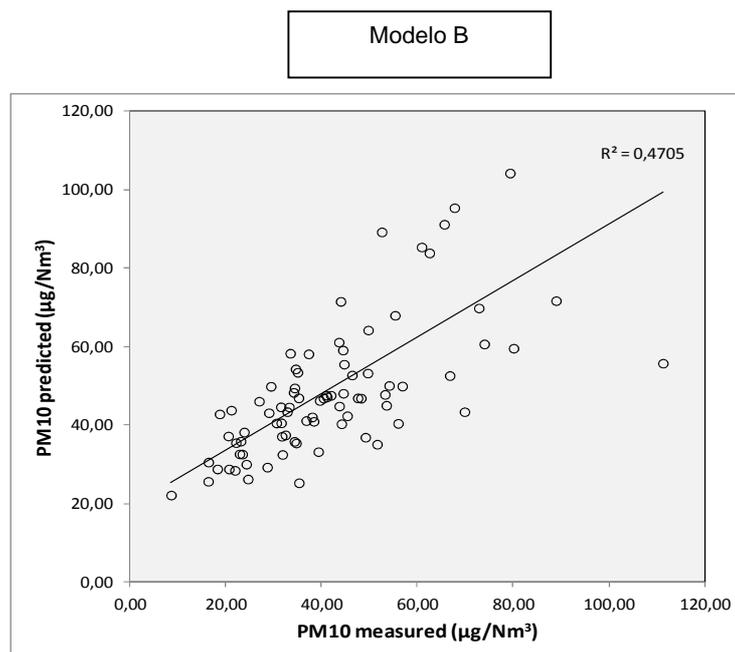


Figura 5.29 - Comparação entre PM concentrações previstas versus medidas para os dados do Porto

A análise da Figura 5.29 mostra que o modelo estima com razoável exatidão as concentrações de PM<sub>10</sub> no Porto ( $R^2=0,4705$ ). Também é visível que o modelo estima de forma mais débil as concentrações de PM<sub>10</sub> na gama de concentrações abaixo de 20 µg/m<sup>3</sup>.

#### 5.2.2.5.5 Notas conclusivas

A análise dos resultados dos três modelos desenvolvidos mostra que, o modelo A (modelo com todos os valores de temperatura) estima de forma deficiente as concentrações de PM<sub>10</sub> com base nos valores das concentrações dos poluentes gasosos CO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub> SO<sub>2</sub> e ainda de T, RH, WV ( $R^2=0,386$ ), apresentando piores resultados para valores de concentração abaixo dos 20 (µg/m<sup>3</sup>). Com o objetivo de melhorar a exatidão do modelo, criaram-se dois submodelos com os critérios da temperatura do ar máxima acima dos 25 °C (modelo B) e abaixo dos 25 °C (modelo C).

Dado o conhecimento dos mecanismos de formação de PM secundárias discutidos anteriormente, (cap.2.4) confirma-se que a concentração de PM<sub>10</sub> está correlacionada

---

com outros poluentes e com dados meteorológicos e pode ser estimada com base nas concentrações de poluentes gasosos em conjunto com variáveis meteorológicas, nomeadamente temperatura. Para este caso específico desenvolvido, não existiam disponíveis dados das concentrações de COV's, pelo que as concentrações deste poluente não foram usadas no desenvolvimento dos modelos. A comparação dos três modelos mostra que os resultados de melhor desempenho se alcançam com o modelo B que considera apenas dados com valores de  $T_{\max}$  do ar acima dos 25°C ( $R^2=0,649$ ), o que está de acordo com resultados de (Anderson et al., 2001) que conclui que “a ocorrência simultânea de temperaturas máximas diárias acima dos 25°C e condições de baixa velocidade do vento favorecem a ocorrência de episódios de poluição do ar no verão”. Ao comparar o modelo A (todos os dados), o modelo B ( $T_{\max \text{ ar}} >25^\circ\text{C}$ ) e o modelo C ( $T_{\max \text{ ar}} <25^\circ\text{C}$ ), a previsão mais adequada consegue-se com o modelo B, o que revela a importância da alta temperatura do ar na formação de partículas secundárias.

Podemos deste modo concluir que os resultados mostram uma boa exatidão para situações em que a radiação solar é um fator importante, o que se reflete no parâmetro temperatura do ar exterior  $T_{\max \text{ ar}} >25^\circ\text{C}$ . Estes modelos são uma ferramenta importante em situações em que não se dispõe de valores de concentrações de  $\text{PM}_{10}$ , sendo possível obter dados de outros poluentes gasosos, como CO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{SO}_2$ , e também de dados meteorológicos, como T, RH e WV.

#### **5.2.2.6 Estudo da relação da QAI/QAE na Escola nº5 do Barreiro**

Com o objetivo de se estudar a interação entre a qualidade de ar exterior e a qualidade do ar interior no que se refere às partículas  $\text{PM}_{10}$ , realizou-se uma campanha de medição das concentrações de partículas na Escola Básica nº 5 do Barreiro, localizada na Avenida do Bocage. A metodologia utilizada nesta campanha seguiu de perto as orientações definidas na nota técnica da ADENE NT-SCE-02 (ADENE, 2009). De acordo com o definido nesta nota técnica, o número mínimo de pontos a monitorizar em

cada uma das zonas anteriormente definidas, foi calculado através da seguinte expressão:

$$N_i = 0,15 * \sqrt{A_i} \quad (5.13)$$

Onde:

$N_i$  - número de pontos de monitorização na zona  $i$

$A_i$  - Área da zona  $i$  ( $m^2$ )

Os locais seleccionados para a monitorização encontram-se identificados na Tabela 5.27.

Tabela 5.27 – Identificação dos pontos monitorizados na auditoria QAI

Zona	Piso	Área ( $m^2$ )	Identificação do local
Edifício A	0	160	Sala de aula 1º ano
			Jardim-de-infância
	1	155	Ludoteca
			Sala de aula 3º ano
Edifício B	0	160	Cozinha
			Refeitório
			Ginásio
			Porta Principal
	1	155	Sala de aula 2º ano
			Sala de aula 4º ano
			G.A.D

A campanha de medições foi realizada em períodos representativos do perfil normal de ocupação do edifício, entre as 9 h e as 16 h de dias úteis, nas zonas ocupadas de cada espaço.

Os pontos de monitorização encontram-se assinalados na Figura 5.30.

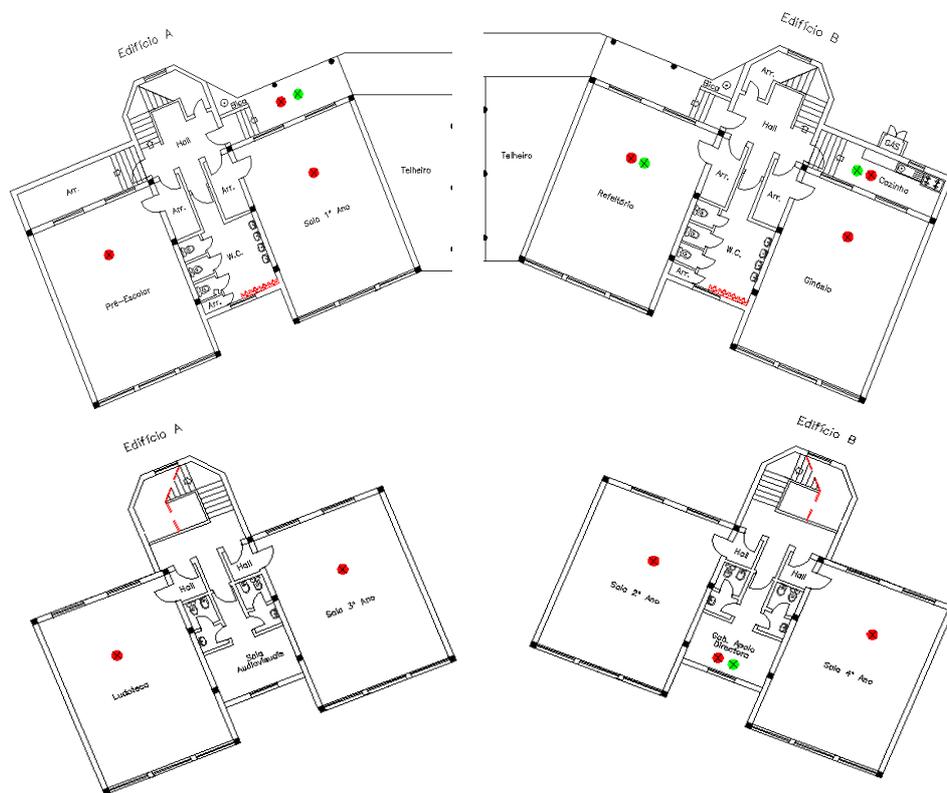


Figura 5.30 - Localização dos pontos monitorizados na auditoria QAI

A monitorização interior foi efetuada a pelo menos 1 metro de possíveis fontes de contaminação e ao nível das vias respiratórias dos ocupantes, tendo sido utilizado o equipamento de medição de concentrações de partículas DustTrak Modelo 8520, descrito no capítulo 3.2.1 desta tese, sendo o tempo de recolha de 15 minutos. De acordo com a legislação nacional em vigor na altura do estudo (DL79/2006), a concentração máxima de referência de  $PM_{10}$  no interior de edifícios é de  $0,15 \text{ mg/m}^3$ . Verifica-se assim que esta concentração não é excedida em nenhum ponto das medições. Os resultados obtidos encontram-se resumidos na Tabela 5.28 e na Figura 5.31.

Tabela 5.28 – Concentração de PM<sub>10</sub> em cada ponto de monitorização

Piso	Designação do Ponto	Local	Data	Conc. PM <sub>10</sub> mg/m <sup>3</sup>	Conc. PM <sub>10</sub> µg/m <sup>3</sup>
0	1	Cozinha	16-06-2010	0,054	54
1	2	Sala Professores	16-06-2010	0,05	50
0	3	Sala do 1º Ano	16-06-2010	0,041	41
0	4	Sala Pré-Escolar	16-06-2010	0,058	58
1	5	Sala do 2º Ano	16-06-2010	0,084	84
1	6	Sala do 4º Ano	16-06-2010	0,064	64
1	7	Sala do 3º Ano	16-06-2010	0,065	65
1	8	Ludoteca	16-06-2010	0,032	32
0	9	Refeitório	16-06-2010	0,087	87
0	10	Ginásio	16-06-2010	0,114	114
--	--	Exterior	16-06-2010	0,03	30

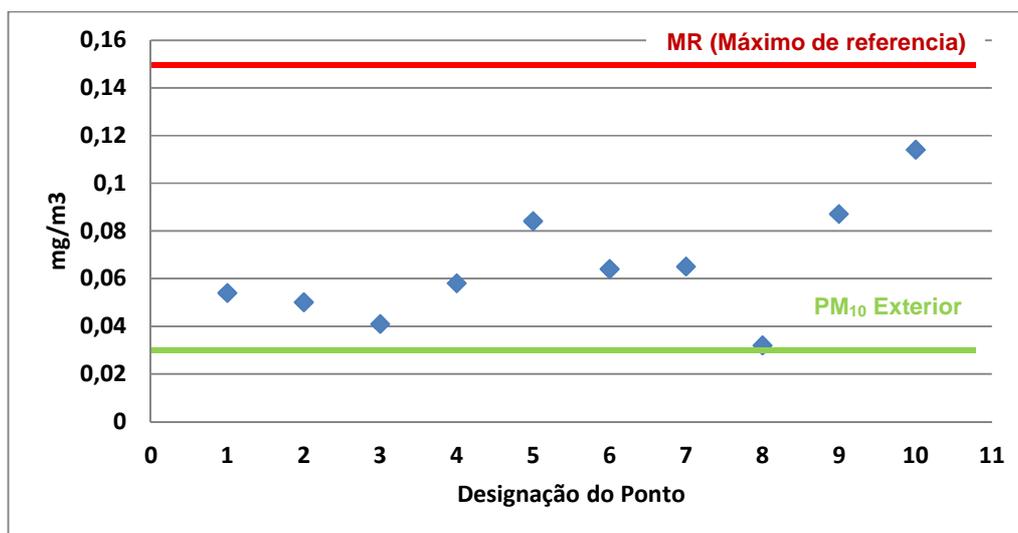


Figura 5.31 - Valores da concentração de PM<sub>10</sub> no ar interior do edifício

Apresentam-se na Tabela 5.29 os valores das concentrações de CO<sub>2</sub> registados na data da auditoria por ser um indicador do nível de qualidade do ar frequentemente utilizado. Da análise desta tabela verifica-se que alguns locais apresentam valores acima do valor máximo de referência de acordo com a legislação em vigor à data (1800 mg/m<sup>3</sup>), nomeadamente a sala de professores (1825 mg/m<sup>3</sup>), sala do 2º ano (2424

mg/m<sup>3</sup>) sala do 4º ano (2208 mg/m<sup>3</sup>) sala do 3º ano (1972 mg/m<sup>3</sup>) e Refeitório (1963 mg/m<sup>3</sup>).

Tabela 5.29 – Concentração de CO<sub>2</sub> em cada ponto de monitorização

Piso	Designação do Ponto	Local	Data	Conc. CO <sub>2</sub> mg/m <sup>3</sup>
0	1	Cozinha	16-06-2010	1301
1	2	Sala Professores	16-06-2010	1825
0	3	Sala do 1º Ano	16-06-2010	1269
0	4	Sala Pré-Escolar	16-06-2010	1086
1	5	Sala do 2º Ano	16-06-2010	2424
1	6	Sala do 4º Ano	16-06-2010	2208
1	7	Sala do 3º Ano	16-06-2010	1972
1	8	Ludoteca	16-06-2010	995
0	9	Refeitório	16-06-2010	1963
0	10	Ginásio	16-06-2010	1200
--	--	Exterior	16-06-2010	857

Na Tabela 5.30 encontram-se resumidos os valores obtidos para a razão entre a concentração interior de PM<sub>10</sub> em cada ponto monitorizado e a concentração exterior média na Avenida do Bocage (30 µg/m<sup>3</sup>). Verifica-se que as concentrações interiores são sempre superiores ao valor médio exterior, apresentando o valor mais baixo de 0,032 mg/m<sup>3</sup> para o espaço Ludoteca e um valor máximo de 0,114 mg/m<sup>3</sup> para o ginásio. Fazendo uma análise da relação entre os valores de concentrações interiores e exteriores de PM<sub>10</sub> (*Indoor/Outdoor*), os valores encontrados para os índices de relação *indoor/outdoor* variam entre 3,8 (valor máximo) para o ginásio e 1,1 (valor mínimo) para a Ludoteca e apresentam um valor médio de 2,2 indicando neste caso uma maior concentração de PM<sub>10</sub> no interior do que exterior devido às atividades na sala de aula. Estes resultados estão de acordo com os trabalhos de (Abt *et al*, 2000) (Christopher *et al*, 2001).

Tabela 5.30 – Relação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> no interior da escola e no exterior (rua)

<b>Espaço</b>	<b>Conc int. PM<sub>10</sub> µg/m<sup>3</sup></b>	<b>Relação Indoor/ Outdoor</b>	<b>Diferença I-O µg/m<sup>3</sup></b>
Cozinha	54	1,8	24,0
Sala Professores	50	1,7	20,0
Sala do 1º Ano	41	1,4	11,0
Sala Pré-Escolar	58	1,9	28,0
Sala do 2º Ano	84	2,8	54,0
Sala do 4º Ano	64	2,1	34,0
Sala do 3º Ano	65	2,2	35,0
Ludoteca	32	1,1	2,0
Refeitório	87	2,9	57,0
Ginásio	114	3,8	84,0
<b>Exterior</b>	<b>30</b>	<b>--</b>	<b>--</b>
Mínimo	32	1,1	2,0
Média	65	2,2	34,9
Máximo	114	3,8	84,0

### 5.2.2.7 Influência de trajetórias escolares pedonais de crianças na sua exposição às PM<sub>10</sub>

#### 5.2.2.7.1 Introdução

O conhecimento dos valores das concentrações de poluentes no ar urbano é um aspecto primordial para o estudo do seu efeito na saúde pública tornando-se ainda mais efetivo para a avaliação da exposição humana a esses níveis de concentração. No limite uma concentração elevada de um poluente atmosférico numa determinada área urbana pode não ser grave se nessa área não existir exposição humana. Do mesmo modo uma concentração baixa de um determinado poluente atmosférico pode ser importante se o tempo de exposição nessa área for elevado. Foi assim desenvolvido um estudo que teve como objetivo analisar a influência dos trajetos pedonais,

---

escolhidos pelas crianças em idade escolar, na exposição às concentrações de  $PM_{10}$ , na Avenida do Bocage, no seu trajeto diário para chegar à escola.

Deste modo foram considerados três percursos pedestres para o estudo da influência de concentrações de  $PM_{10}$  a que as crianças estão expostas. Estas trajetórias pedonais simulam três diferentes percursos pedonais no interior da avenida. Foram calculados dois tipos de exposição: a exposição diária das crianças considerando para cada condição de vento, cumulativamente com a exposição anual tendo em conta as condições do vento ao longo de todo o ano. Foram usados os resultados obtidos pelo Ansys Fluent, para a dispersão de  $PM_{10}$  segundo as quatro diferentes direções de vento referidas anteriormente.

#### 5.2.2.7.2 Os percursos estudados

As trajetórias pedonais das crianças para a escola considerando os percursos pedonais de ida e volta da escola foram estudadas considerando três hipóteses (trajetória 1, 2 e 3) que se encontram identificadas na Figura 5.32 que representa a Avenida do Bocage. Os pontos A e B correspondem respetivamente, à localização da paragem mais próxima da escola dos transportes coletivos rodoviários (ponto A) e o ponto B corresponde à localização do portão de entrada da escola.

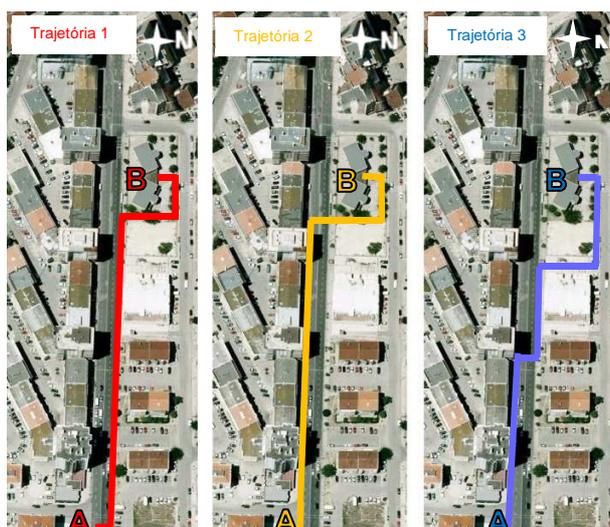


Figura 5.32 - As três trajetórias consideradas para o percurso pedonal das crianças

### 5.2.2.7.3 Estimativa da exposição das crianças nos percursos pedonais

As três diferentes trajetórias pedonais consideradas entre os pontos A e B, correspondentes à entrada da rua e à entrada da escola, respetivamente, foram consideradas como o caminho a pé de ida e volta para a escola (Figura 5.32). Todos os três percursos (ou seja, 1, 2 e 3) têm a mesma distância de 300 m (Tabela 5.31). O objetivo é estudar a influência da trajetória pedonal na exposição às PM<sub>10</sub>, para as crianças, considerando as quatro diferentes direções de vento. Para simplificar os cálculos, as condições de vento foram agrupados em quatro direções principais (N, S, E e O).

Tabela 5.31 - Resumo dos três percursos pedonais considerados

Trajétória pedonal	Descrição da trajetória	Distância total da trajetória (m)	Velocidade média de caminhada (m/s)	Tempo total (s)
1	Avenida Bocage-lado norte	300	1,0	300
2	Avenida Bocage-lado sul	300	1,0	300
3	Avenida Bocage-sul para norte	300	1,0	300

A exposição pessoal  $E$  ( $\Delta t$ ) num período de tempo ( $t$ ) pode ser estimada utilizando a equação (5.14) dada por Brown et al. (1998) e Moschandreas e Saksena (2002):

$$E(\Delta t) = \int_0^t C(t)dt \cong \sum_i^n C_i t_i \quad (5.14)$$

Sendo:

$C(t)$  - concentração de poluente ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) num período de tempo  $t$

$C_i$  - concentração discreta na célula  $i$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )

$t_i$  - tempo de exposição na célula  $i$  (s)

---

n - número de células de exposição

A fim de calcular a exposição relacionada com cada um dos três percursos pedonais, o domínio computacional foi discretizado numa malha com 240 células com 279 nós, cada um correspondente a um tempo de 10 s do percurso a pé (ver Figura 5.33). A exposição das crianças (E) foi calculada nas células correspondentes aos percursos pedonais considerados.

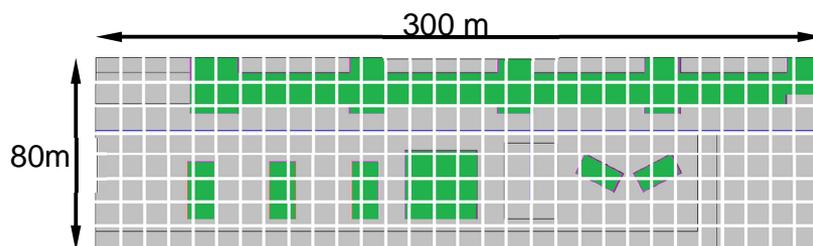


Figura 5.33 - A malha discreta utilizada para o cálculo da exposição

#### 5.2.2.7.4 Resultados

Considerando as concentrações de  $PM_{10}$  obtidas pelo código de CFD para a Avenida do Bocage apresentadas no capítulo 5.2.2.4.8 foram calculados os valores de exposição das crianças às concentrações de  $PM_{10}$ .

##### i) Exposição das crianças para as diversas direções do vento

A Tabela 5.32 mostra os resultados de exposição diária das crianças para as três trajetórias consideradas (1, 2 e 3) segundo as quatro diferentes direções do vento. Os valores foram normalizados pelo valor base de exposição das crianças. O valor base considerado corresponde a uma trajetória dentro do *street canyon* com o mesmo comprimento (300 metros) e a mesma duração da caminhada (300 s), assumindo que não há tráfego na rua e a exposição é apenas a concentração de fundo de  $PM_{10}$  considerada como  $20 \mu g m^3$  (Garcia *et al.*, 2012).

Tabela 5.32 - Resumo dos três percursos pedonais considerados.

Trajetória	Exposição adimensional			
	Vento W (along-canyon wind)	Vento N (cross-canyon wind)	Vento S (cross-canyon wind)	Vento E (along-canyon wind)
1	1,11	1,07	1,10	1,10
2	1,13	1,03	1,09	1,06
3	1,08	1,06	1,12	1,10

Curiosamente, tanto o menor valor obtido (3% superior ao valor base) como o maior valor (13% superior ao valor base) da exposição das crianças é atingido na trajetória 2, com ventos de norte (cross-canyon wind) e oeste (along-canyon wind), respetivamente, quando comparados com os valores de base. Estes resultados mostram que uma trajetória pode ser a melhor para uma direção específica do vento, mas pode ser pior para outra direção do vento. Os resultados também mostram que os ventos que cruzam a rua (cross-canyon wind) favorecem as crianças, reduzindo a sua exposição às PM<sub>10</sub>, resultando numa menor exposição para as três trajetórias consideradas. Uma das razões é que as condições de vento cruzado no *street canyon* evitam a formação de *hot spots* no interior da avenida. De um modo global, a trajetória 2 é a melhor para as condições de vento norte, sul e este. Para as condições do vento oeste, a trajetória 3 é a melhor resultando no valor mais baixo para a exposição.

## ii) Exposição das crianças para todo o ano letivo

Para considerar a influência de todo o ano letivo na exposição das crianças às PM<sub>10</sub>, devido à mobilidade de e para a escola, foi calculado o valor da exposição considerando a frequência da direção do vento,  $f_i$ , durante todo o ano letivo. Os resultados também foram normalizados pelo valor base de exposição das crianças, explicado na secção anterior. Os resultados para o valor adimensional de exposição ( $E$ ), são calculados como se mostra na equação (5.15):

$$E_{yi} = \frac{C_i \times t_i \times f_i}{E_{baseline}} \quad (5.15)$$

Sendo:

$E_{yi}$  - valor médio anual normalizado da exposição das crianças devido à sua trajetória  $i$  (todo o ano)

$C_i$  - concentração de  $PM_{10}$  ( $\mu g/m^3$ ) na célula  $i$

$t_i$  - tempo de permanência na célula (s)

$f_i$  - frequência da direção do vento durante um ano.

A Tabela 5.33 mostra os resultados normalizados para o ano inteiro relativamente à exposição das crianças devido ao seu trajeto (o somatório de ir e voltar da escola) para as três trajetórias (1, 2 e 3).

Tabela 5.33 - Valor adimensional da exposição das crianças às  $PM_{10}$  para as quatro trajetórias considerando a frequência anual do vento durante um ano

Trajетória pedonal	Exposição adimensional
1	1,095
2	1,088
3	1,084

A trajetória 3, que apresenta o menor valor de exposição das crianças é apenas de ~8,4% maior do que o valor base da exposição, surge como a melhor escolha considerando todo o ano letivo. Estes resultados reforçam as conclusões anteriores de que uma trajetória particular pode ser a melhor para uma direção específica do vento, mas quando se consideram as condições durante todo o ano a melhor trajetória para a exposição pode ser diferente.

#### 5.2.2.7.5 Notas conclusivas

Uma abordagem integrada de avaliação da exposição foi desenvolvido para estudar a influência de três trajetórias pedonais na exposição às  $PM_{10}$  de crianças em idade escolar, na avenida do Bocage. O nível de exposição pessoal às  $PM_{10}$  para as crianças

---

que percorrem a pé o trajeto para a escola no interior do *street canyon* foi calculado considerando as três trajetórias diferentes. Os resultados mostram que a exposição das crianças na avenida é fortemente dependente das direções de vento. O valor mais elevado para a exposição das crianças é atingido num trajeto específico (2) para condições de vento oeste (*along-canyon wind*), resultando em mais 13% de exposição que o valor base (assumindo que não há condições de tráfego). Curiosamente, o valor mais baixo (3% superior ao valor base) para a exposição das crianças também é alcançado pela mesma trajetória (2) mas para condições de vento norte (*cross-canyon wind*). Estes resultados mostram que considerando a direção do vento uma determinada trajetória pode ser a melhor escolha, mas a mesma trajetória pode ser a pior escolha do ponto de vista da exposição.

Os resultados também mostram que, para esta rua específica, condições de vento do tipo vento cruzado (*cross-canyon wind*) geralmente resultam em valores inferiores para a exposição comparando com as condições de vento ao longo da rua (*along-canyon wind*). Tal deve-se a uma melhor dissipação das PM<sub>10</sub> durante os ventos cruzados. Os resultados mostram que a melhor trajetória específica para uma determinada condição de vento pode ser diferente da melhor trajetória quando se considera a exposição com base nas condições dos ventos médios anuais (frequência). Com base na exposição média anual acumulada, considerando as condições de vento ao longo de todo o ano, a trajetória 3 conduz aos valores mais baixos de exposição, resultando apenas num incremento de 8,4% ao valor base. Estes resultados são interessantes para os decisores políticos que deveriam considerar as condições meteorológicas anuais na definição de percursos pedonais.

Escolher os melhores percursos pedonais, trajetos ou caminhos para andar são assuntos muitas vezes negligenciados. Os resultados sugerem que, se for dada a devida atenção pelas autoridades locais públicas e pelos decisores, podem ser concebidos planos de mitigação para reduzir substancialmente a exposição de crianças, idosos e público em geral dentro dos *street canyons* em ruas com tráfego rodoviário importante.

---

## **5.2.3 Influência da qualidade do ar na saúde**

### **5.2.3.1 Introdução**

No capítulo 1.3.1 desta tese, foi já feita uma breve descrição do estado da arte, no que se refere à relação entre a qualidade do ar e a saúde. No capítulo 2.10 esta relação é especificada para o caso dos efeitos das partículas na saúde. Da leitura destes dois capítulos ressalta a dificuldade em encontrar correlações claras e inequívocas neste campo. Verificou-se também o reduzido número de estudos que considerem períodos de tempo de observação inferiores a dois anos e amostras de número reduzido. Destes dois capítulos ficou também já claro que, as crianças, idosos e doentes crónicos, particularmente doentes respiratórios, constituem-se como populações muito sensíveis à poluição atmosférica, sendo por isso habitualmente escolhidos como amostra para os estudos nesta área. É sabido que as crianças, sendo uma população sensível, encontram-se mais vulneráveis aos efeitos da poluição atmosférica que os adultos, por diversas razões, desde o tempo que passam no exterior, à anatomia e fisiologia do aparelho respiratório que ainda se encontra em desenvolvimento. Além disso, as crianças apresentam taxas de ventilação superiores aos adultos e a baixa estatura das crianças aumenta ainda a sua exposição às emissões de tráfego. Todos estes fatores contribuem para o desencadeamento de episódios de dificuldade respiratória com maior frequência, mesmo na presença de concentrações de poluentes menores.

Conforme referido anteriormente e na tentativa de contribuir para o conhecimento do impacto das partículas na saúde de crianças, em Portugal e mais especificamente na cidade do Barreiro, idealizou-se e desenvolveu-se o projeto científico designado por “Modelair - Modelação Numérica da Qualidade do ar urbano relacionando com a saúde pública” coordenado pela Escola Superior de Tecnologia de Setúbal sendo o responsável científico o Prof. Doutor Luís Coelho. Este projeto foi financiado pela FCT, (projeto n.º POCTI/MGS/47247/2002) e foi desenvolvido entre setembro de 2003 e abril de 2007. O principal objetivo do projeto foi estudar a relação entre o número de crianças admitidas na urgência (SU) do serviço de pediatria do Hospital N<sup>a</sup> Sr<sup>a</sup> do

---

Rosário no Barreiro, com sintomatologia de problemas respiratórios e os níveis de poluição atmosférica, registados pela rede de monitorização de qualidade do Ar, da cidade do Barreiro. Neste estudo escolheu-se a população infantil, uma vez que apresentam taxas de ventilação superiores aos adultos, respiram preferencialmente pela boca, que não possuindo cílios capazes de fazer uma filtração inicial, como é o caso do nariz, favorece a entrada de partículas poluentes capazes de provocar irritação. Para além disso, a imaturidade dos sistemas pulmonar e imunitário favorece a exacerbação dos sintomas respiratórios (APHEIS, 2005), (EEA, 2005).

### **5.2.3.2 Metodologia**

Uma equipa de pediatras, composta pelas médicas Dra. Teresa Ferreira e Dra. Nilze Batista, do Hospital Nossa Sra. do Rosário no Barreiro, registou diariamente, no período de setembro de 2003 a abril de 2005, o número e o tipo de sintomas das crianças com idade inferior a 15 anos que deram entrada no serviço de urgência de pediatria do Hospital. As crianças observadas e que apresentavam queixas do foro respiratório de etiologia não infecciosa foram classificadas de acordo com a sua idade, sexo, área de residência e tipo de sintoma. Quanto à sintomatologia foram considerados apenas 3 tipos de sintomas: tosse; dificuldade respiratória (SDR) e asma. Inicialmente a recolha de dados por parte das médicas foi realizada com uma frequência de duas ou três vezes por semana. Numa fase posterior do projeto, a recolha passou a ser diária. Conforme referido, anteriormente, a classificação da sintomatologia por parte da equipa médica considerou apenas três grupos: Tosse, Asma e Dificuldade Respiratória, apesar de em diversos estudos internacionais, as sintomatologias serem classificadas de acordo com a Lista de Classificação Estatística Internacional de Doenças (ICD-11), limitando a subjetividade inerente à classificação nos referidos grupos. Neste caso optou-se por simplificar a classificação devido à inexistência de um sistema informático de apoio.

Paralelamente e no mesmo período foram utilizados os valores das concentrações de poluentes da rede de qualidade do ar do Barreiro. Foram considerados os valores de

---

Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>), Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>), Partículas (PM<sub>10</sub>) e Ozono (O<sub>3</sub>) bem como as variáveis meteorológicas de temperatura e humidade relativa. Relativamente às variáveis meteorológicas, nomeadamente a temperatura, humidade relativa, velocidade e direção do vento, foram fornecidas pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera e/ou pela CPPE do Barreiro. Contudo existem longos períodos do estudo sem informação meteorológica (aproximadamente 11 meses, num estudo de 28 meses), o que dificulta a análise e tratamento dos dados. Deste modo e durante este período foram registados os seguintes dados referentes às variáveis descritas na Tabela 5.34.

Tabela 5.34 - Descrição geral das variáveis em estudo

	<b>Unidade</b>	<b>Descrição da variável</b>
Data		Data da observação
Total	#	Numero total de crianças observadas
0-2	#	Número de crianças observadas entre os 0 e 2 anos
3-5	#	Número de crianças observadas entre os 3 e 5 anos
6-10	#	Número de crianças observadas entre os 6 e 10 anos
11-15	#	Número de crianças observadas entre os 11 e 15 anos
Tosse	#	Número de crianças observadas apresentando sintomatologia de tosse
sdr	#	Número de crianças observadas apresentando sintomatologia de síndrome de dificuldade respiratória
Asma	#	Número de crianças observadas apresentando sintomatologia de asma
intern	#	Número de crianças internadas após observação
F	#	Número de crianças observadas do sexo feminino
M	#	Número de crianças observadas do sexo masculino
VEL (IM)	<b>(km/h)</b>	Velocidade média diária do vento
DIREC		Direção diária predominante do vento
TEMP	<b>(°C)</b>	Temperatura média diária
TEMP MAX	<b>(°C)</b>	Temperatura máxima diária
TEMP MIN	<b>(°C)</b>	Temperatura mínima diária
HUM	<b>(%)</b>	Humidade às 9 horas da manhã (forma utilizada pelo IM para cálculo da Humidade média)
HUMmax	<b>(%)</b>	Humidade às 6 horas da manhã (forma utilizada pelo IM para cálculo da Humidade máxima)
Rad	<b>(watt/m<sup>2</sup>)</b>	Radiação total diária
SO <sub>2</sub> med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da média de todas as estações
NO med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da média de todas as estações
NO <sub>2</sub> med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da média de todas as estações
NO <sub>x</sub> med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da média de todas as estações
PM <sub>10</sub> med	<b>(ug/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da média de todas as estações
CO (máx) med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, ou seja, fez-se a média octo-horária que resultou numa média por hora, das oito horas antecedentes. Depois efetuou-se o máximo desse dia, constituído pelas médias octo-horárias.
O <sub>3</sub> (máx) med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, ou seja, fez-se a média octo-horária que resultou numa média por hora, das oito horas antecedentes. Depois efetuou-se o máximo desse dia, constituído pelas médias octo-horárias.
CO (pico) med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário, sem considerar as médias octo-horárias
O <sub>3</sub> (pico) med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário, sem considerar as médias octo-horárias

	<b>Unidade</b>	<b>Descrição da variável</b>
NO <sub>x</sub> (pico) med	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário
SO <sub>2</sub> hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Hospital
NO hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Hospital
NO <sub>2</sub> hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Hospital
NO <sub>x</sub> hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Hospital
CO (máx) hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Hospital
O <sub>3</sub> (máx) hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Hospital
CO (pico) hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da estação Hospital
O <sub>3</sub> (pico) hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da estação Hospital
NO <sub>x</sub> (pico) hos	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da estação Hospital
SO <sub>2</sub> lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Lavradio
NO lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Lavradio
NO <sub>2</sub> lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Lavradio
NO <sub>x</sub> lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Lavradio
PM <sub>10</sub> lav	<b>(ug/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Lavradio
CO (máx) lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Lavradio
CO (pico) lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Lavradio
NO <sub>x</sub> (pico) lav	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da estação Lavradio
NO cam	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Camara
NO <sub>2</sub> cam	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Camara
NO <sub>x</sub> cam	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor médio diário da estação Camara
CO (máx)	<b>(µg/m<sup>3</sup>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Camara

	<b>Unidade</b>	<b>Descrição da variável</b>
cam		
CO (pico) cam	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Camara
NOx (pico) cam	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Camara
SO <sub>2</sub> pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Paio Pires
NO pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Paio Pires
NO <sub>2</sub> pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Paio Pires
NOx pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Paio Pires
CO (máx) pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Paio Pires
O <sub>3</sub> (máx) pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Paio Pires
CO (pico) pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Paio Pires
O <sub>3</sub> (pico) pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Paio Pires
NOx (pico) pai	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Paio Pires
SO <sub>2</sub> esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Escavadeira
NO esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Escavadeira
NO <sub>2</sub> esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Escavadeira
NOx esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Escavadeira
PM <sub>10</sub> esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor médio diário da estação Escavadeira
CO (máx) esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Escavadeira
O <sub>3</sub> (máx) esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da média octo-horária, da estação Escavadeira
CO (pico) esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Escavadeira
O <sub>3</sub> (pico) esc	<b>(<math>\mu\text{g}/\text{m}^3</math>)</b>	Valor máximo diário da estação Escavadeira

	Unidade	Descrição da variável
NOx (pico) esc	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Valor máximo diário da estação Escavadeira

Um resumo da estatística descritiva sobre as variáveis do estudo é apresentado na Tabela 5.35.

Tabela 5.35 - Estatística descritiva das variáveis recolhidas

	núm. observ	média	desvio padrão	valor mínimo	Valor máximo	intervalo	coef. Variação	mediana
Total	399	2,78	2,05	0	12	12	0,73	2
0-2	280	1,85	1,29	1	9	8	0,70	1
3-5	184	1,45	0,68	1	5	4	0,47	1
6-10	152	1,39	0,73	1	4	3	0,52	1
11-15	89	1,27	0,73	1	5	4	0,58	1
tosse	197	1,64	0,95	1	5	4	0,58	1
sdr	245	1,75	1,14	1	9	8	0,65	1
asma	197	1,63	0,91	1	5	4	0,56	1
intern	38	1,11	0,31	1	2	1	0,28	1
F	247	1,71	0,99	1	6	5	0,58	1
M	301	2,14	1,34	0	9	9	0,63	2
VEL(IM)	730	4,87	6,58	0	40,5	40,5	1,35	3,1
DIREC	717	4,81	2,74	1	8	7	0,57	6
TEMP	721	17,72	4,48	7,7	31,0	23,3	0,25	17,4
TEMPM AX	721	22,15	5,78	9,1	40,0	30,9	0,26	21,6
TEMPMI N	721	14,16	4,06	0,0	26,0	26,0	0,29	14,1
HUM	723	71,93	18,26	6,8	99,1	92,3	0,25	68,0
HUMmax	711	84,71	12,58	39,3	99,1	59,8	0,15	87,6
Rad	153	5092,25	1778,02	697,0	7098,0	6401,0	0,35	5802,0
SO <sub>2</sub> med	641	12,61	12,26	1,0	88,6	87,6	0,97	8,4
NO med	641	13,98	15,39	1,1	136,1	135,1	1,10	9,1
NO <sub>2</sub> med	641	29,98	11,94	5,8	72,5	66,7	0,40	28,5

	núm. observ	média	desvio padrão	valor mínimo	Valor máximo	intervalo	coef. Variação	mediana
NOx med	641	48,94	27,92	9,1	188,9	179,8	0,57	42,8
PM <sub>10</sub> med	617	38,04	21,88	3,5	152,5	148,9	0,58	31,7
CO (máx) med	641	491,52	367,15	167,6	2684,1	2516,5	0,75	362,8
O <sub>3</sub> (máx) med	641	68,73	25,63	4,2	169,7	165,5	0,37	68,3
CO (pico) med	641	668,09	505,69	195,0	3740,5	3545,5	0,76	503,5
O <sub>3</sub> (pico) med	641	81,79	29,88	6,7	241,3	234,7	0,37	79,0
NOx (pico) med	641	88,78	54,91	9,0	452,8	443,8	0,62	79,4
SO <sub>2</sub> hos	604	8,52	9,66	1,0	107,6	106,6	1,13	5,5
NO hos	608	14,42	15,71	0,9	129,5	128,6	1,09	9,4
NO <sub>2</sub> hos	608	31,47	14,95	3,7	94,0	90,3	0,48	30,3
NOx hos	595	50,27	29,90	5,8	230,0	224,2	0,59	43,8
CO (máx) hos	634	530,21	410,18	111,6	2972,8	2861,1	0,77	393,8
O <sub>3</sub> (máx) hos	619	63,58	27,41	2,0	170,9	168,9	0,43	64,5
CO (pico) hos	640	745,56	617,92	113,0	4075,0	3962,0	0,83	554,0
O <sub>3</sub> (pico) hos	632	77,61	33,07	3,0	260,0	257,0	0,43	74,5
NOx (pico)	595	124,39	91,35	10,0	767,0	757,0	0,73	104,0

	núm. observ	média	desvio padrão	valor mínimo	Valor máximo	intervalo	coef. Variação	mediana
hos								
SO <sub>2</sub> lav	405	31,34	39,72	1,0	243,1	242,1	1,27	17,1
NO lav	436	8,89	11,39	1,0	100,6	99,6	1,28	5,0
NO <sub>2</sub> lav	438	28,67	14,29	6,6	114,2	107,6	0,50	26,5
NOx lav	438	41,55	26,19	6,7	205,3	198,6	0,63	35,4
PM <sub>10</sub> lav	418	31,79	18,53	5,0	161,1	156,1	0,58	25,9
CO (máx) lav	346	399,02	299,84	124,5	2529,0	2404,5	0,75	319,2
CO (pico) lav	390	535,69	409,65	62,0	3222,0	3160,0	0,76	421,0
NOx (pico) lav	438	89,51	69,46	13,0	606,0	593,0	0,78	74,0
NO cam	435	12,62	17,25	1,0	142,8	141,8	1,37	6,5
NO <sub>2</sub> cam	435	33,94	13,06	5,3	70,7	65,3	0,38	34,2
NOx cam	435	50,55	27,57	3,0	188,9	185,9	0,55	45,4
CO (máx) cam	254	673,03	361,60	78,5	1994,9	1916,4	0,54	596,9
CO (pico) cam	327	820,20	511,80	113,0	3077,0	2964,0	0,62	693,0
NOx (pico) cam	435	107,82	72,61	3,0	528,0	525,0	0,67	91,0
SO <sub>2</sub> pai	515	6,31	6,83	1,0	71,7	70,7	1,08	4,3
NO pai	377	10,01	13,99	1,0	108,9	107,9	1,40	5,6
NO <sub>2</sub> pai	394	23,72	15,01	1,0	73,9	72,9	0,63	21,3
NOx pai	377	40,19	31,60	2,0	239,3	237,3	0,79	32,8
CO (máx) pai	353	422,18	314,23	110,4	2045,6	1935,3	0,74	349,6
O <sub>3</sub> (máx)	635	75,39	29,72	4,5	183,4	178,9	0,39	75,3

	núm. observ	média	desvio padrão	valor mínimo	Valor máximo	intervalo	coef. Variação	mediana
pai								
CO (pico) pai	381	646,23	477,08	23,0	3446,0	3423,0	0,74	532,0
O <sub>3</sub> (pico) pai	639	88,13	34,97	6,0	288,0	282,0	0,40	85,0
NOx (pico) pai	377	97,70	89,42	2,0	748,0	746,0	0,92	73,0
SO <sub>2</sub> esc	598	12,82	14,61	1,0	116,4	115,4	1,14	8,0
NO esc	481	12,56	12,70	1,0	99,4	98,4	1,01	8,1
NO <sub>2</sub> esc	481	26,88	15,81	3,7	97,7	94,0	0,59	24,7
NOx esc	481	43,31	28,25	4,9	209,1	204,2	0,65	37,3
PM <sub>10</sub> esc	611	41,91	24,88	3,5	143,9	140,3	0,59	35,3
CO (máx) esc	619	423,37	356,36	105,1	2654,3	2549,1	0,84	299,1
O <sub>3</sub> (máx) esc	630	66,56	21,77	6,0	154,9	148,9	0,33	67,5
CO (pico) esc	632	555,72	505,73	115,0	3609,0	3494,0	0,91	374,0
O <sub>3</sub> (pico) esc	639	79,05	25,46	11,0	227,0	216,0	0,32	78,0
NOx (pico) esc	481	133,73	100,12	11,0	509,0	498,0	0,75	111,0

Verifica-se que o período estudado corresponde a 970 dias de potencial observação, no entanto, não existem dados registados para todos estes dias, sendo que o número de dias em que existe registo de crianças observadas foi de apenas 399 dias.

---

### 5.2.3.3 Significado estatístico

Como teste para a representatividade estatística das correlações, entre as variáveis estudadas utilizou-se o coeficiente de correlação de Pearson ( $\rho$ ) que, como é sabido, é dado por:

$$\rho = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} = \frac{cov(X, Y)}{\sqrt{var(X) \cdot var(Y)}} \quad (5.16)$$

Sendo:

*cov* - covariância das variáveis

*var* - variância de cada variável.

O coeficiente de correlação de Pearson  $\rho$  tem associado um intervalo de confiança ao seu valor. A amplitude desse intervalo indica se o coeficiente de correlação é estatisticamente relevante e permite excluir a hipótese de ser igual a 0. A estatística que permite obter o valor de  $t$ , que indica a quantos erros padrões está a hipótese de a correlação ser nula, é dada pela fórmula

$$t = \frac{r\sqrt{N-2}}{\sqrt{1-r^2}} \quad (5.17)$$

Sendo:

$r$  - coeficiente de correlação

$N$  - número de casos.

O valor de  $t$  depende ele própria do número de graus de liberdade que é dada por  $N-1$ . Para um número muito elevado de casos, o valor de  $t$  para 95% de intervalo de confiança tende para o valor da normal com 95% de confiança, ou seja, 1,96. Neste caso, onde o número de observações é elevado poderemos calcular à partida para 300 e para 700 casos, Tabela 5.36 e Tabela 5.37 respetivamente.

Tabela 5.36 - Valor de correlação crítico para 300 casos

Intervalo de confiança	T crítico	Valor de correlação crítico N=300
95%	1,968	0,113
99%	2,59	0,149
99,9%	3,32	0,189

Tabela 5.37 - Valor de correlação crítico para 700 casos

Intervalo de confiança	T crítico	Valor de correlação crítico N=700
95%	1,963	0,074
99%	2,583	0,097
99,9%	3,305	0,125

Daqui resulta que, para os casos considerados neste estudo, valores com coeficiente de correlação de Pearson  $\rho$  acima de 0,189 poderão ser considerados significativos.

#### 5.2.3.4 Resultados

Para a análise e tratamento dos dados recorreu-se aos programas de tratamento estatístico R, SPSS e Excel. Da análise dos dados verifica-se, que durante o período compreendido entre o início do projeto, setembro de 2003 e dezembro de 2005, foram atendidas no serviço de urgência do HNSR 1101 crianças, com uma média diária de 2,78 crianças, variando entre 0 e 12 crianças por dia.

Uma das principais dificuldades para entender o efeito de cada um dos poluentes e das variáveis meteorológicas na saúde, relaciona-se com a interdependência entre essas variáveis. Assim sendo, numa fase preliminar deste estudo, e na tentativa de entender a relação principal entre as variáveis mais relevantes, geraram-se gráficos de representação de duas variáveis, permitindo verificar a evolução conjunta dessas mesmas variáveis.

Deste modo, na Figura 5.34 representa-se a evolução temperatura média diária em função da radiação solar diária. Verifica-se que de um modo global existe um aumento

da temperatura com o aumento de radiação. Observa-se para estas duas variáveis uma correlação de Pearson com o valor  $\rho=0,46$  (IC a 95%: 0,33 a 0,58).

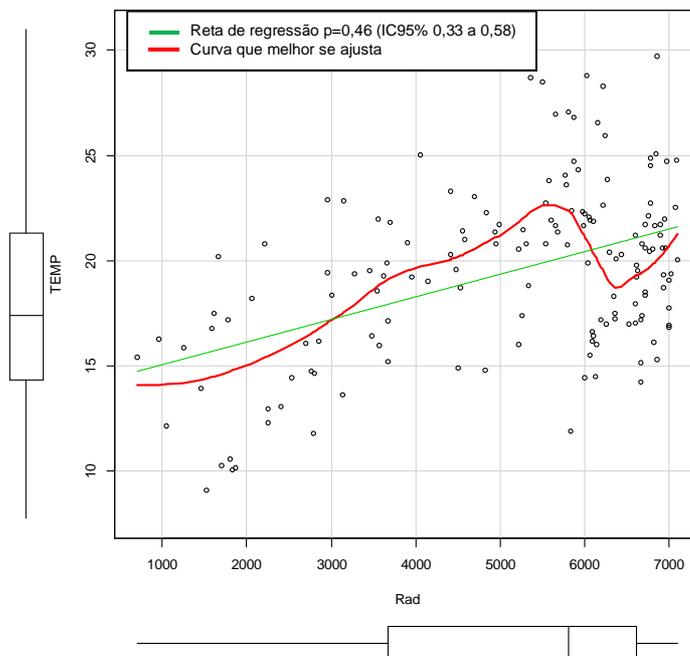


Figura 5.34 - Temperatura média vs radiação

Na Figura 5.35, representa-se a evolução da temperatura máxima diária em função da radiação solar diária. Verifica-se que de um modo global existe um aumento da temperatura máxima com o aumento de radiação. Observando-se para estas duas variáveis uma correlação de Pearson com o valor  $\rho= 0,55$  (IC a 95%: 0,42 a 0,64).

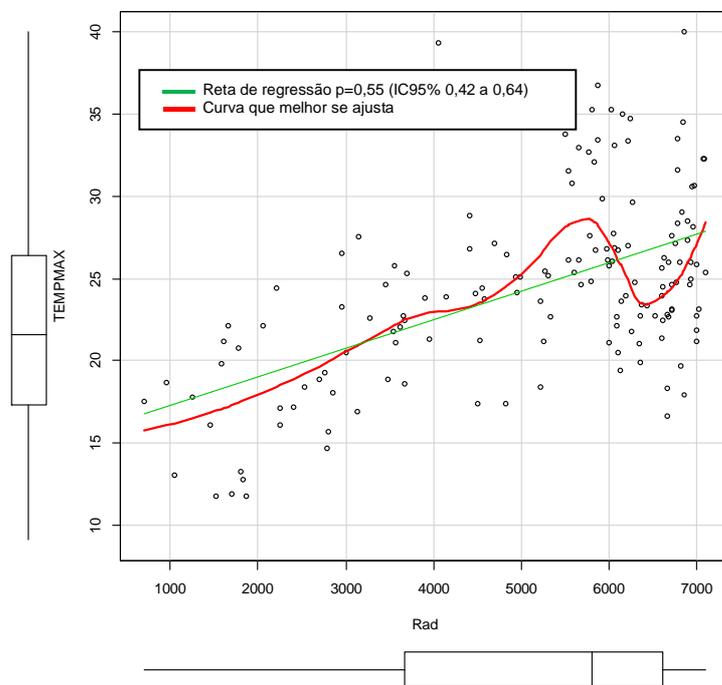


Figura 5.35 - Temperatura máxima vs radiação

Na Figura 5.36, representa-se a evolução do valor médio diário da concentração de  $PM_{10}$  (média de todas as estações) em função da temperatura média diária. Verifica-se que de um modo global existe um aumento de concentração de partículas com o aumento da temperatura. No entanto se verificarmos a evolução da curva que melhor se ajusta, observa-se que para temperaturas abaixo de  $13^{\circ}C$  existe um ligeiro aumento de concentração de partículas. Este fato poderá ser explicado pelas condições de estabilidade atmosférica que dificultam a dispersão das partículas. Verifica-se para estas duas variáveis uma correlação de Pearson com o valor  $\rho=0,22$  (IC a 95%: 0,15 a 0,30) e ainda que os valores das temperaturas médias, máximas e mínimas diárias apresentam correlações acima de  $\rho=0,9$  entre si, pelo que outros gráficos com estas temperaturas apresentam evoluções semelhantes, conforme verificado pela Figura 5.37, onde é apresentada a evolução da concentração de partículas médias com a temperatura máxima diária. Verifica-se neste caso para estas duas variáveis uma correlação de Pearson com o valor  $\rho=0,30$  (IC 95% 0,23 a 0,37).

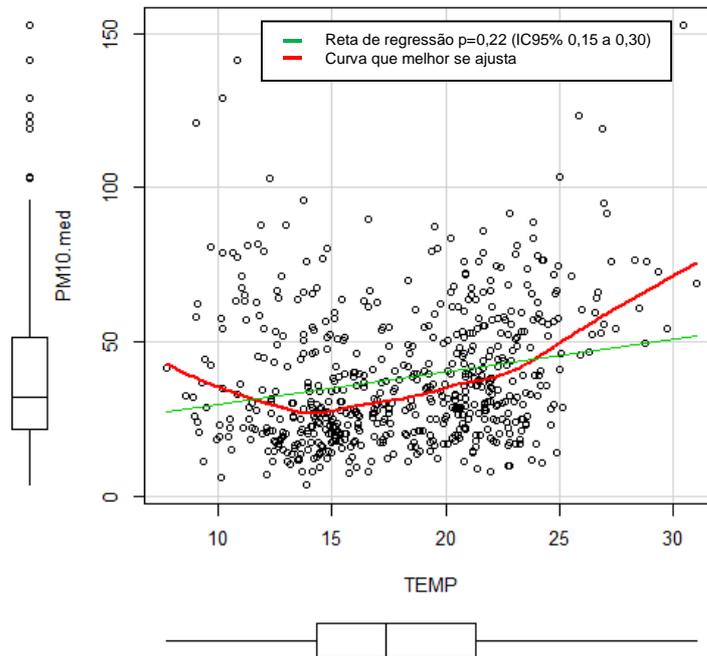


Figura 5.36 – Concentração média das partículas vs temperatura média

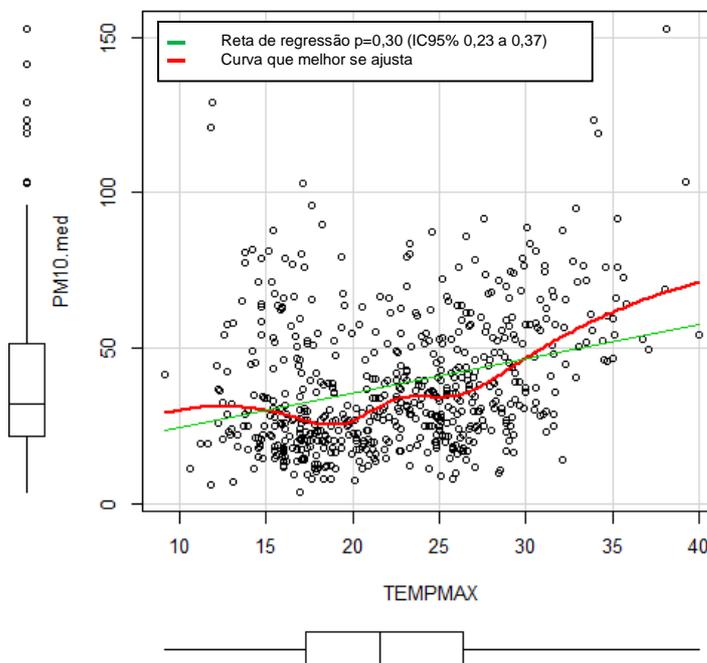


Figura 5.37 - Concentração média das partículas vs temperatura máxima

Da análise detalhada de todos os dados, observa-se que a estação de QA que apresenta a maior correlação entre a temperatura média diária e os valores da concentração de  $PM_{10}$  (médias diárias) é a estação de QA do Lavradio, pelo que apenas o gráfico correspondente a esta estação é apresentado, Figura 5.38.

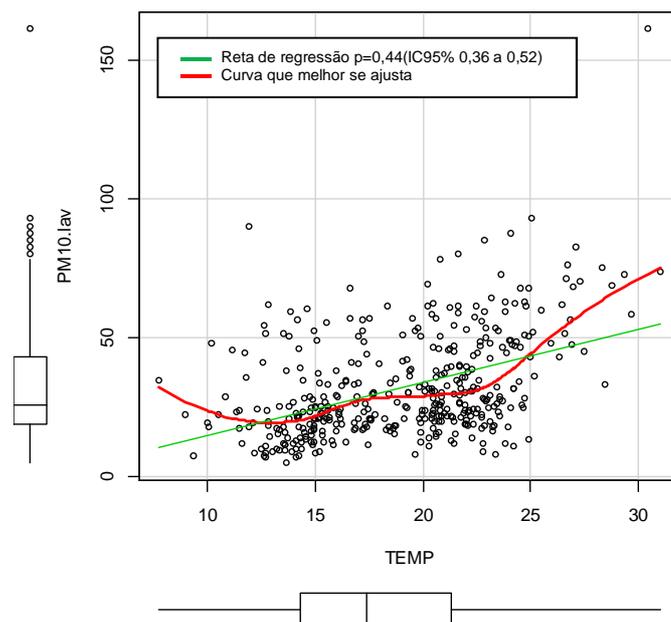


Figura 5.38 - Concentração de partículas (estação do Lavradio) vs Temperatura

Para esta estação específica, o coeficiente de correlação de Pearson entre estas variáveis tem o valor  $\rho=0,44$  (IC a 95%: 0,36 a 0,52).

A Figura 5.39 representa a evolução da concentração máxima de ozono (média das estações) em função da temperatura média diária. Verifica-se que existe uma relação direta entre a concentração de ozono no ar e a temperatura média diária, com um aumento visível dos valores da concentração com o aumento da temperatura. Esta relação é indicada pelo valor do coeficiente de correlação de Pearson com o valor  $\rho=0,53$  (IC a 95%: 0,47 a 0,58). Esta relação é ainda mais forte para a estação de QA do Hospital, onde a correlação entre a concentração de ozono e a temperatura média apresenta um coeficiente de correlação de Pearson de  $\rho=0,57$  (IC a 95%: 0,52 a 0,63) como é visível na Figura 5.40.

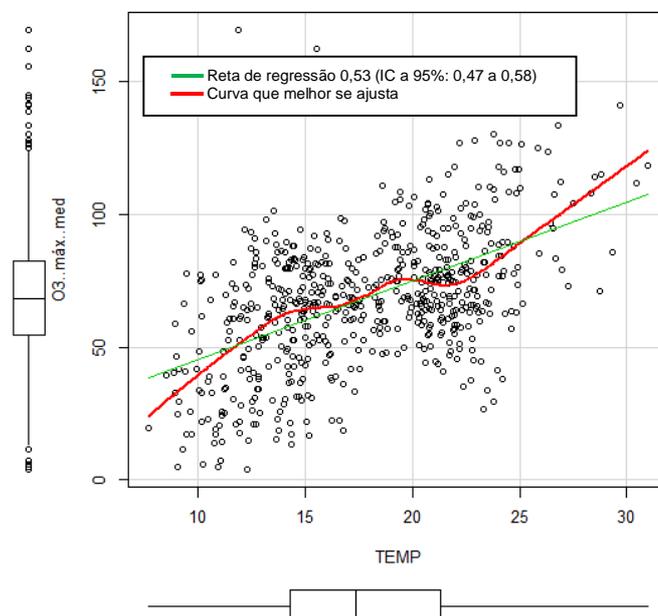


Figura 5.39 - Concentração máxima de ozono (média das estações) vs Temperatura média do ar

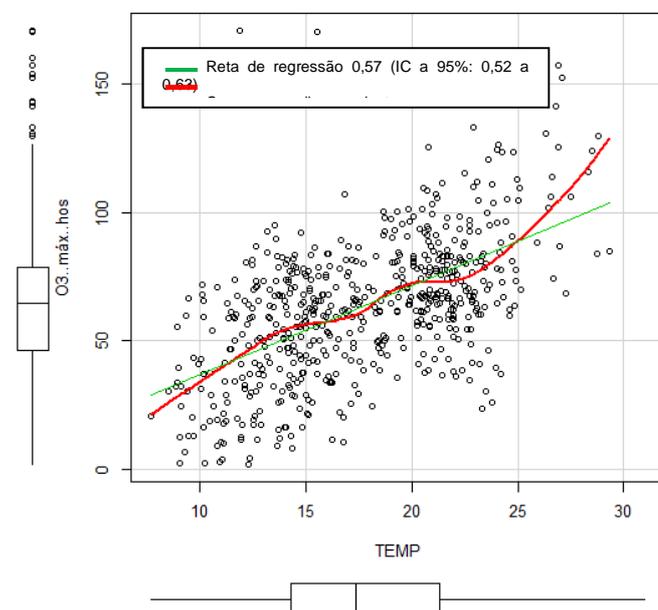


Figura 5.40 - Concentração máxima de ozono (estação de QA do Hospital) vs Temperatura média do ar

A Tabela 5.38 apresenta os valores das correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as várias variáveis recolhidas no hospital no que se refere à componente médica. Da análise da

Tabela 5.38 destacam-se correlações importantes entre algumas variáveis analisadas. Verifica-se que, por exemplo, no caso da asma, os valores de correlação vão aumentando com o aumento da idade dos grupos etários. A correlação começa com o valor de  $\rho=0,13$  para o grupo etário dos 0-2 anos, subindo para  $\rho=0,26$  (3-5 anos) continuando a subir para  $\rho=0,39$  (6-10 anos) chegando a  $\rho=0,47$  (11-15 anos), verificando-se deste modo uma tendência para o aumento da sintomatologia de asma, nas idas à urgência do hospital, com o aumento da idade das crianças.

Destaca-se ainda a forte correlação entre a sintomatologia sdr e as crianças de 0 a 2 anos ( $\rho=0,72$ ) e entre a sintomatologia tosse e as crianças de 0 a 2 anos ( $\rho=0,47$ ). Existe ainda uma forte correlação entre o internamento e as crianças da faixa etária 6 a 10 anos, indiciando que as crianças mais velhas só recorrem ao serviço de urgência do hospital em situações em que a gravidade justifica o internamento, enquanto as crianças de menor idade recorrem ao SU do hospital para todo o tipo de casos, incluindo os que não justificam internamento.

Tabela 5.38 - Correlações dados médicos

	Total	N.C					Doenças				Sexo	
		0-2	3-5	6-10	11-15	tosse	sdr	asma	intern	F	M	
<b>Total</b>	1.00											
<b>0-2</b>	0.76	1.00										
<b>3-5</b>	0.35	0.00	1.00									
<b>6-10</b>	0.37	0.14	0.02	1.00								
<b>11-15</b>	0.38	0.24	0.12	-0.22	1.00							
<b>tosse</b>	0.55	0.47	0.26	0.03	0.22	1.00						
<b>sdr</b>	0.72	0.72	0.15	0.27	0.12	0.19	1.00					
<b>asma</b>	0.55	0.13	0.26	0.39	0.47	0.03	0.20	1.00				
<b>intern</b>	0.25	0.25	0.13	0.77	-0.23	-0.17	0.37	0.04	1.00			
<b>F</b>	0.72	0.55	0.31	0.20	0.10	0.50	0.51	0.31	-0.03	1.00		
<b>M</b>	0.81	0.66	0.14	0.28	0.43	0.28	0.65	0.46	0.29	0.25	1.00	

A Tabela 5.39 apresenta os valores das correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as várias variáveis relativas à concentração de poluentes considerando os valores da média de todas as estações (globais). Pela análise dos valores, para o coeficiente de correlação de Pearson ( $\rho$ ), verifica-se que existem fortes correlações entre os valores médios e pico, para o mesmo poluente. Os valores do coeficiente de correlação de Pearson  $\rho=0,91$  (CO),  $\rho=0,95$  (O<sub>3</sub>),  $\rho=0,85$  (NO<sub>x</sub>) (média e pico) o que exprime que, na verdade, os valores estão muito interdependentes. Esta análise permite concluir que os

resultados obtidos para as várias análises não serão muito diferentes, usando valores médios das concentrações de poluentes ou valores de pico.

Tabela 5.39 - Correlações entre poluentes

	SO2	NO	NO2	NOx	PM10	CO (máx)	O3 (máx)	CO (pico)	O3 (pico)	NOx (pico)	
	SO2 med	NO med	NO2 med	NOx med	PM10 med	CO (máx) m	O3 (máx) m	CO (pico) m	O3 (pico) m	NOx (pico) m	
<b>SO2</b>	SO2 med	1.00									
<b>NO</b>	NO med	-0.11	1.00								
<b>NO2</b>	NO2 med	-0.01	0.52	1.00							
<b>NOx</b>	NOx med	-0.07	0.90	0.80	1.00						
<b>PM10</b>	PM10 med	0.29	0.36	0.47	0.46	1.00					
<b>CO (máx)</b>	CO (máx) m	-0.23	0.82	0.54	0.80	0.39	1.00				
<b>O3 (máx)</b>	O3 (máx) m	0.36	-0.58	-0.12	-0.46	0.18	-0.50	1.00			
<b>CO (pico)</b>	CO (pico) m	-0.21	0.84	0.59	0.84	0.38	0.91	-0.48	1.00		
<b>O3 (pico)</b>	O3 (pico) m	0.42	-0.47	0.02	-0.31	0.28	-0.40	0.95	-0.38	1.00	
<b>NOx (pico)</b>	NOx (pico) m	0.07	0.72	0.69	0.85	0.41	0.66	-0.31	0.77	-0.18	1.00

Fazendo uma apreciação global às relações entre os poluentes verifica-se que, de um modo geral, existem correlações entre diversos poluentes, destacando-se alguns valores de correlação importantes. Por exemplo entre o CO e as famílias NO<sub>x</sub> (NO, NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>) destacam-se os valores de  $\rho=0,82$  (CO<sub>max</sub> com NO<sub>med</sub>),  $\rho=0,80$  (CO<sub>max</sub> com NO<sub>x med</sub>),  $\rho=0,84$  (CO<sub>pico</sub> com NO<sub>med</sub>),  $\rho=0,77$  (CO<sub>pico</sub> com NO<sub>x pico</sub>), indiciando uma forte relação entre as concentrações de CO e as famílias NO<sub>x</sub>, em ambiente urbano.

Quanto ao SO<sub>2</sub> não apresenta fortes correlações com nenhum outro poluente excetuando o valor do coeficiente de correlação de  $\rho=0,42$  entre as concentrações de SO<sub>2</sub> e de O<sub>3</sub> pico e de  $\rho=0,36$  entre as concentrações de SO<sub>2</sub> e de O<sub>3</sub> max.

No que se refere às PM<sub>10</sub> observam-se as seguintes correlações importantes,  $\rho=0,36$  (PM<sub>10</sub> com NO<sub>med</sub>),  $\rho=0,47$  (PM<sub>10</sub> com NO<sub>2 med</sub>),  $\rho=0,46$  (PM<sub>10</sub> com NO<sub>x med</sub>),  $\rho=0,39$  (PM<sub>10</sub> com CO<sub>max</sub>),  $\rho=0,38$  (PM<sub>10</sub> com CO<sub>pico</sub>) e  $\rho=0,41$  (PM<sub>10</sub> com NO<sub>x pico</sub>), indiciando uma relação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> e as concentrações de CO e as famílias de NO<sub>x</sub>. Já quanto às correlações com o Ozono, os valores verificados de  $\rho=0,28$  (PM<sub>10</sub> com O<sub>3</sub> pico) e  $\rho=0,18$  (PM<sub>10</sub> com O<sub>3</sub> max) indicam uma menor correlação entre estes poluentes. Também no que se refere ao SO<sub>2</sub>, o valor de  $\rho=0,29$  (PM<sub>10</sub> com SO<sub>2</sub> med) indicam uma menor correlação entre as concentrações de PM<sub>10</sub> e as concentrações de SO<sub>2</sub>.

---

É assim possível verificar que as concentrações de  $PM_{10}$  encontram-se correlacionadas com todos os poluentes, apresentando a maior correlação com  $NO_2$  e a menor correlação com  $O_3$ . É ainda de salientar o facto de que o Ozono apresenta correlações negativas com  $NO_{med}$  (-0,58) e  $NO_{x med}$  (-0,46), o que é explicável pelo fato dos  $NO_x$  serem precursores do Ozono, fazendo com que a formação de cada molécula de  $O_3$  tenha como resultado uma diminuição consequente de  $NO_x$ .

A Tabela 5.40 apresenta os valores das correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre todas as variáveis analisadas neste estudo (variáveis médicas e de poluentes). Sendo uma tabela extensa destacam-se as fortes correlações entre os valores das concentrações médias para os vários poluentes e os valores das concentrações desses mesmos poluentes para as diversas estações de qualidade do ar.



---

Observam-se ainda valores negativos de correlação entre a sintomatologia de asma e o  $O_3$   $\rho=-0,23$  (asma e  $O_{3 \text{ max}}$ ) e  $\rho=-0,22$  (asma e  $O_{3 \text{ pico}}$ ), bem como correlação negativa entre asma e  $SO_2 \text{ med}$  ( $\rho=-,12$ ).

A Tabela 5.42 apresenta os valores das correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre todas as variáveis referentes às concentrações atmosféricas dos poluentes estudados. Da análise desta tabela verifica-se, como seria de esperar, a existência de correlações importantes entre os valores médias das concentrações dos diversos poluentes e os valores das concentrações desses mesmos poluentes, nas diversas estações de qualidade do ar.





---

Com o objetivo de estudar a evolução do número de crianças observadas no hospital, apresentando a sintomatologia de asma, sdr ou tosse. Deste modo, foi analisada a evolução das variáveis médicas referidas (asma, sdr e tosse) com o número de dias decorridos, considerando *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias entre os valores das concentrações de PM<sub>10</sub> e as referidas variáveis médicas.

A Tabela 5.43 e a Figura 5.41 apresentam a evolução do coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis asma e as concentrações médias de poluentes (O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e CO) para as *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias. Verifica-se que, de um modo global, as correlações máximas entre a sintomatologia de asma e as concentrações dos poluentes NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO e PM<sub>10</sub> ocorrem ao fim de *lags* temporais de 2, 3 ou 4 dias (dependendo da sintomatologia e do poluente analisado). Observa-se ainda os seguintes valores de coeficiente de correlação de Pearson,  $\rho_{\max}=0,35$  (asma e CO, *lag* 2 dias),  $\rho_{\max}=0,32$  (asma e NO, *lag* 3 dias),  $\rho_{\max}=0,33$  (asma e NO<sub>x</sub>, *lag* 3 dias),  $\rho_{\max}=0,22$  (asma e NO<sub>2</sub>, *lag* 2 dias),  $\rho_{\max}=0,18$  (asma e PM<sub>10</sub>, *lag* 4 dias). Verifica-se, para estes poluentes, um aumento crescente dos valores do coeficiente de correlação de Pearson ( $\rho$ ), aumentando com o decorrer dos dias até atingir o respetivo máximo ao fim de 2, 3 ou 4 dias. Para as PM<sub>10</sub> e NO<sub>2</sub> observa-se um ligeiro decréscimo no coeficiente de correlação da *lag* 0 para a *lag* 1, voltando este coeficiente a aumentar a partir da *lag* 2.

Para os poluentes SO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> verifica-se que o coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) se mantém relativamente constante e negativo ao longo de todo o período analisado, ( $\rho_{\text{aprox}} -0,2$ ; asma e O<sub>3</sub>) e ( $\rho_{\text{aprox}} -0,1$ ; asma e SO<sub>2</sub>) para todas as *lags* analisadas, indiciando a inexistência de correlações de curto prazo (*short-term*) entre as observações com sintomatologia de asma e as concentrações atmosféricas destes dois poluentes.

Tabela 5.43 - Coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis concentrações médias de poluentes ( $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$  e  $CO$ ) e asma para as *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias

	lag 0	lag 1	lag 2	lag 3	lag 4	lag 5	lag 6	lag 7	lag 15
$O_3$	-0,23	-0,19	-0,26	-0,26	-0,26	-0,27	-0,26	-0,25	-0,06
$SO_2$	-0,12	-0,09	-0,10	-0,08	-0,09	-0,05	-0,08	-0,14	-0,06
$NO$	0,21	0,23	0,30	0,32	0,26	0,25	0,31	0,20	-0,02
$NO_2$	0,14	0,09	0,22	0,21	0,22	0,18	0,15	0,12	0,01
$NO_x$	0,21	0,20	0,30	0,33	0,28	0,25	0,30	0,21	0,00
$PM_{10}$	0,09	0,00	0,06	0,12	0,18	0,11	0,09	0,06	-0,07
$CO$	0,26	0,28	0,35	0,33	0,27	0,34	0,29	0,26	0,12

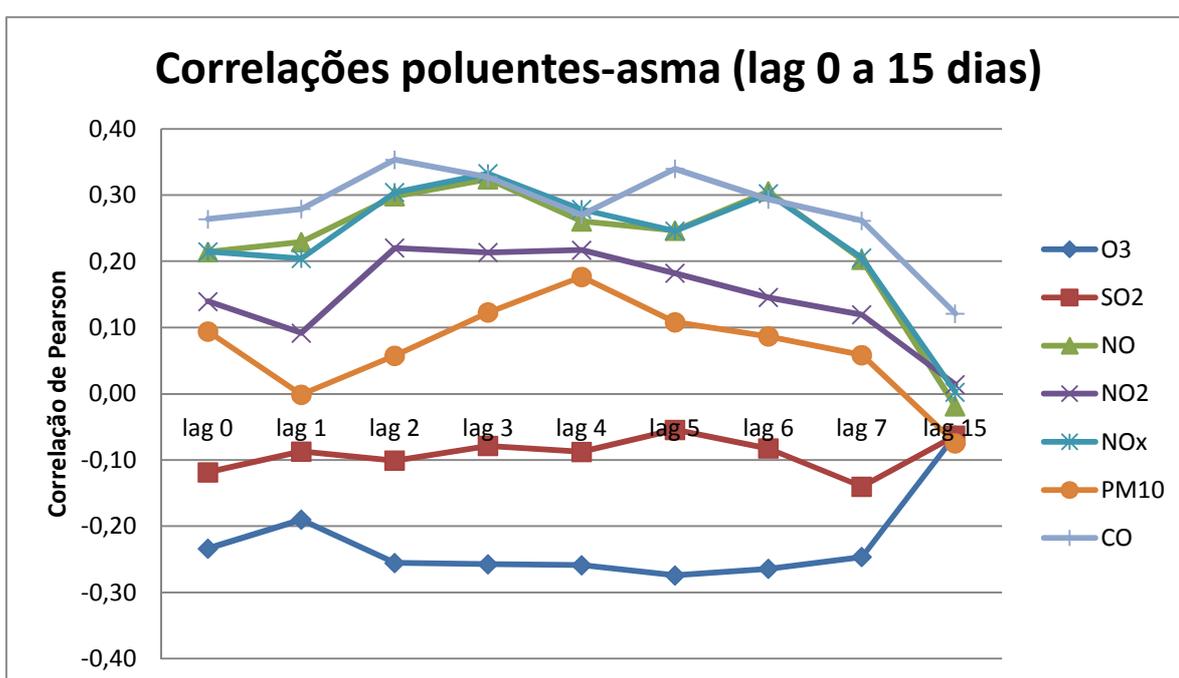


Figura 5.41 - Evolução do coeficiente de correlação entre as concentrações de poluentes atmosféricos e a sintomatologia de asma (*lag* 0 a 15 dias)

A Tabela 5.44 e a Figura 5.42 apresentam a evolução do coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis sdr e as concentrações médias de poluentes ( $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$  e  $CO$ ) para as *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias. Verifica-se que, de um modo global, as correlações máximas entre a sintomatologia de sdr e as concentrações dos poluentes  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $CO$  e  $PM_{10}$  ocorrem ao fim de *lags* temporais de 4 dias. Observando-se os seguintes valores de coeficiente de correlação de Pearson,  $\rho_{\max}=0,20$  (sdr e  $NO_x$ , *lag* 4 dias),  $\rho_{\max}=0,17$  (sdr e  $NO_2$ , *lag* 4 dias),  $\rho_{\max}=0,15$  (sdr e  $PM_{10}$ , *lag* 4 dias),  $\rho_{\max}=0,14$  (sdr e  $CO$ , *lag* 4 dias),  $\rho_{\max}=0,13$  (sdr e  $NO$ , *lag* 4 dias). Verifica-se para

estes poluentes (NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e CO) uma diminuição do coeficiente de correlação da *lag 0* para a *lag 1*, voltando este coeficiente a aumentar a partir da *lag 2* e até a *lag 4*.

Para os poluentes SO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub> observa-se que o coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) mantêm-se relativamente constante e negativo ao longo de todo o período analisado, para todas as *lags* analisadas, indiciando a inexistência de correlações de curto prazo (*short-term*) entre as observações com sintomatologia de sdr e as concentrações atmosféricas destes dois poluentes.

Tabela 5.44 - Coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis concentrações médias de poluentes (O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e CO) e sdr para as *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias

	lag 0	lag 1	lag 2	lag 3	lag 4	lag 5	lag 6	lag 7	lag 15
O <sub>3</sub>	-0,08	-0,11	-0,11	-0,16	-0,15	-0,14	-0,14	-0,13	-0,17
SO <sub>2</sub>	-0,03	-0,04	-0,04	-0,11	0,01	-0,05	-0,17	-0,11	-0,09
NO	0,13	0,09	0,11	0,12	0,13	0,07	0,13	0,11	0,12
NO <sub>2</sub>	0,07	0,01	0,07	0,12	0,17	0,13	0,14	0,09	-0,02
NO <sub>x</sub>	0,15	0,09	0,13	0,16	0,20	0,14	0,19	0,15	0,10
PM <sub>10</sub>	0,13	0,00	0,07	0,14	0,15	0,12	0,05	0,08	-0,03
CO	0,16	0,08	0,14	0,11	0,14	0,09	0,12	0,10	0,15

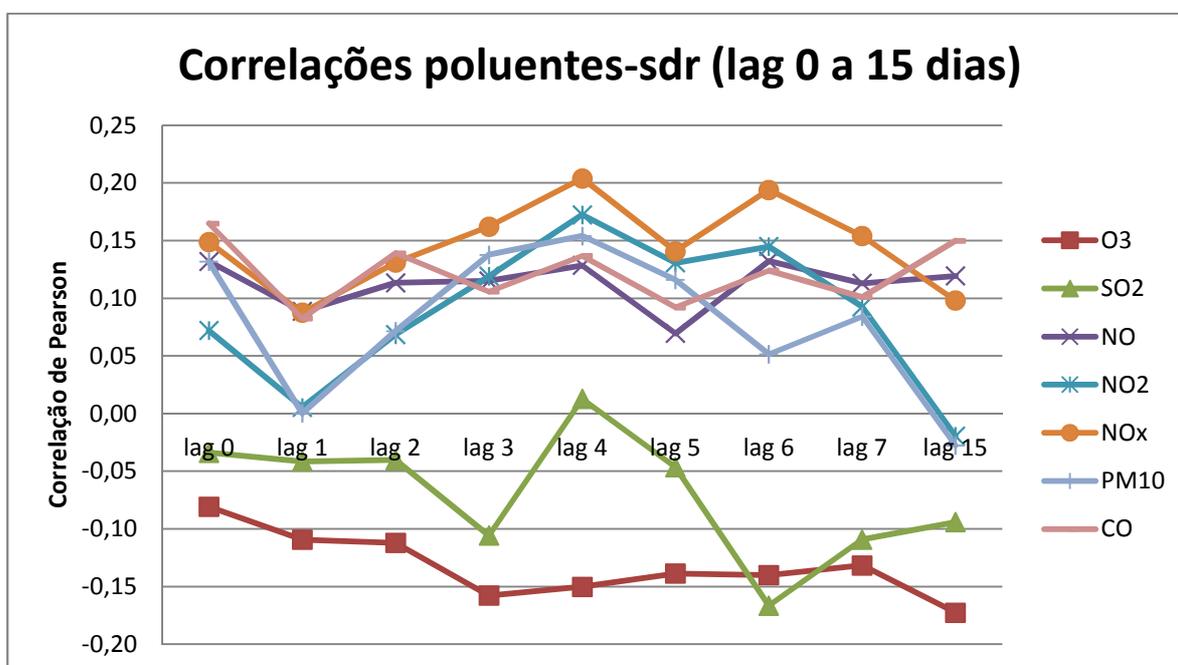


Figura 5.42 – Evolução do coeficiente de correlação entre as concentrações de poluentes atmosféricos e a sintomatologia sdr (*lag 0 a 15 dias*)

A Tabela 5.45 e a Figura 5.43 apresentam a evolução do coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis tosse e as concentrações médias de poluentes ( $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$  e  $CO$ ) para as *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias.

Verifica-se que, de um modo global, as correlações máximas entre a sintomatologia de tosse e as concentrações dos poluentes  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $CO$  e  $PM_{10}$  ocorrem ao fim de *lags* temporais de 6 dias excetuando o  $SO_2$  que apresenta a correlação máxima com uma *lag* temporal de 5 dias, apresentado no entanto um valor de correlação máximo de  $\rho_{\max}=0,07$  (tosse e  $SO_2$ , lag 5 dias) que não é significativo. Além deste, verificando-se os seguintes valores de coeficiente de correlação de Pearson,  $\rho_{\max}=0,20$  (tosse e  $PM_{10}$ , lag 6 dias),  $\rho_{\max}=0,20$  (tosse e  $NO_x$ , lag 6 dias),  $\rho_{\max}=0,18$  (tosse e  $NO$ , lag 6 dias),  $\rho_{\max}=0,17$  (tosse e  $CO$ , lag 6 dias),  $\rho_{\max}=0,09$  (tosse e  $NO_2$ , lag 6 dias) representando valores não significativos.

Para o  $O_3$  verifica-se que o coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) mantém-se relativamente constante e negativo ao longo de todo o período analisado para todas as *lags* analisadas, indiciando a inexistência de correlações de curto prazo (*short-term*) entre as observações com sintomatologia de tosse e as concentrações atmosféricas deste poluente.

Tabela 5.45 - Coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre as variáveis concentrações médias de poluentes ( $O_3$ ,  $SO_2$ ,  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $PM_{10}$  e  $CO$ ) e tosse para as *lags* temporais de 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 15 dias

	lag 0	lag 1	lag 2	lag 3	lag 4	lag 5	lag 6	lag 7	lag 15
<b><math>O_3</math></b>	-0,03	-0,09	-0,11	-0,15	-0,16	-0,19	-0,17	-0,12	-0,14
<b><math>SO_2</math></b>	-0,15	-0,11	-0,05	-0,02	-0,07	0,07	0,01	-0,02	-0,07
<b><math>NO</math></b>	-0,09	-0,02	0,03	0,03	0,06	0,15	0,18	0,06	0,10
<b><math>NO_2</math></b>	-0,11	-0,01	0,02	0,02	0,05	0,02	0,09	-0,02	-0,05
<b><math>NO_x</math></b>	-0,08	0,01	0,04	0,06	0,10	0,15	0,20	0,08	0,07
<b><math>PM_{10}</math></b>	-0,11	-0,07	0,03	-0,03	-0,04	0,11	0,20	0,11	0,02
<b><math>CO</math></b>	-0,07	-0,03	-0,03	0,02	0,09	0,12	0,17	0,12	0,07

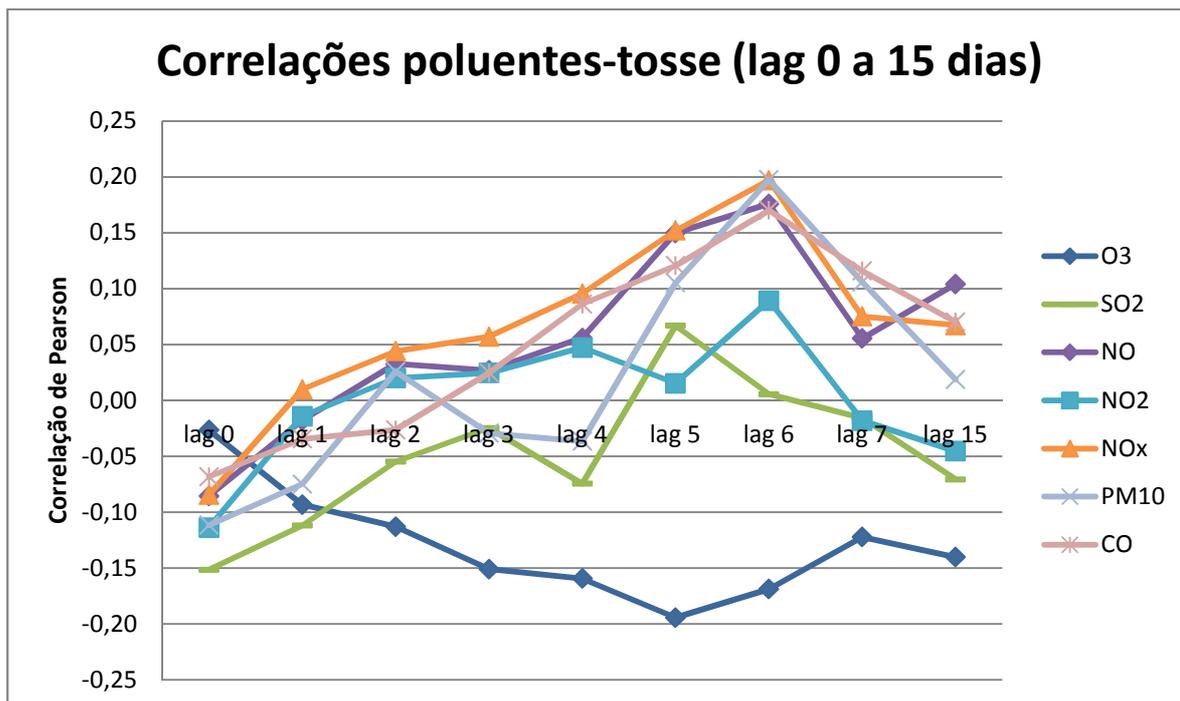


Figura 5.43 - – Evolução do coeficiente de correlação entre as concentrações de poluentes atmosféricos e a sintomatologia tosse (lag 0 a 15 dias)

### 5.2.3.5 Notas conclusivas

Os resultados apresentados neste capítulo permitem concluir alguns aspetos importantes para o estudo e entendimento da relação entre as concentrações de poluentes atmosféricos, as variáveis meteorológicas, como a temperatura do ar e a radiação solar, e as variáveis médicas referentes às diferentes sintomatologias estudadas, nas admissões de crianças no SU, do Hospital do Barreiro (sdr, tosse e asma). Do desenvolvimento e análise dos resultados deste estudo destacam-se os seguintes aspetos:

- Verifica-se que, de um modo global, existe um aumento da temperatura do ar ambiente com o aumento de radiação solar. Este fato é visível pelos valores do coeficiente de correlação de Pearson  $\rho=0,46$  (temperatura média diária do ar com radiação) e  $\rho=0,55$  (temperatura máxima diária do ar com radiação);
- Verifica-se que, de um modo global, existe um aumento de concentração de  $PM_{10}$  com o aumento da temperatura do ar ambiente. Este fato é mais relevante para temperaturas superiores a  $25\text{ }^{\circ}\text{C}$  -  $\rho=0,22$  (concentração média de  $PM_{10}$  com temperatura média diária do ar) e  $\rho=0,30$  (concentração média de  $PM_{10}$  com temperatura máxima diária do ar). Observa-

---

se, também, que para temperatura do ar inferior a 13 °C existe um ligeiro aumento de concentração de partículas devido provavelmente às condições atmosféricas que dificultam a dispersão das partículas;

- Verifica-se que existe uma forte correlação entre a concentração máxima de ozono no ar e a temperatura média diária do ar  $\rho=0,53$ , verificando-se um aumento dos valores da concentração de ozono com o aumento da temperatura média do ar.

- Verifica-se uma tendência para o aumento da sintomatologia de asma nas idas ao SU do hospital com o aumento da idade das crianças ( $\rho=0,13$  0-2 anos,  $\rho=0,26$  3-5 anos;  $\rho=0,39$  6-10 anos;  $\rho=0,47$  11-15 anos).

- Verifica-se que, de um modo geral, existem correlações importantes entre os valores das concentrações dos diversos poluentes atmosféricos, analisados entre si, verificando-se uma forte relação entre as concentrações de CO e as famílias NO<sub>x</sub> ( $\rho=0,82$  CO<sub>max</sub> com NO<sub>med</sub>,  $\rho=0,80$  CO<sub>max</sub> com NO<sub>x med</sub>,  $\rho=0,84$  CO<sub>pico</sub> com NO<sub>med</sub>,  $\rho=0,77$  CO<sub>pico</sub> com NO<sub>x pico</sub>). Pelo contrário, o SO<sub>2</sub> não apresenta fortes correlações com nenhum outro poluente, excetuando um valor de correlação importante entre as concentrações de SO<sub>2</sub> e de O<sub>3</sub> pico ( $\rho=0,42$ ) e entre as concentrações de SO<sub>2</sub> e de O<sub>3</sub> max ( $\rho=0,36$ ). As concentrações de PM<sub>10</sub> encontram-se correlacionadas com as concentrações de todos os poluentes, apresentando a maior correlação com NO<sub>2</sub> ( $\rho=0,47$  PM<sub>10</sub> com NO<sub>2 med</sub>) e a menor correlação com O<sub>3</sub> ( $\rho=0,28$  PM<sub>10</sub> com O<sub>3</sub> pico;  $\rho=0,18$  PM<sub>10</sub> com O<sub>3</sub> max). É ainda possível verificar que o Ozono apresenta correlações negativas com NO e NO<sub>x</sub> ( $\rho=-0,58$ , O<sub>3</sub> com NO<sub>med</sub>;  $\rho=-0,46$  O<sub>3</sub> com NO<sub>x med</sub>) o que é explicável pelo fato dos NO<sub>x</sub> serem precursores do Ozono;

- Verifica-se que as correlações mais fortes entre as variáveis de sintomatologia de saúde (sdr, tosse e asma) e as concentrações de poluentes atmosféricos para situações de *lag* 0 (consequências no próprio dia) verificam-se para a sintomatologia da asma, apresentando os valores mais elevado para o coeficiente de correlação com o CO<sub>max</sub> ( $\rho=0,26$  asma CO<sub>max</sub>) e com o CO<sub>pico</sub> ( $\rho=0,25$  asma CO<sub>pico</sub>). Verifica-se ainda para as situações de *lag* 0 uma correlação importante entre a asma e os NO<sub>x</sub>,  $\rho=0,21$  (asma com NO<sub>med</sub>),  $\rho=0,21$  (asma com NO<sub>x med</sub>)  $\rho=0,21$  (asma com NO<sub>x pico</sub>). Já a correlação com as PM<sub>10</sub> apresenta um valor pouco representativo  $\rho=0,09$  (asma com PM<sub>10</sub>) para a situação de *lag* 0 (próprio dia);

---

- Verifica-se que para a situação analisada de *lag* 0 temporal (consequências no próprio dia), observam-se valores negativos de correlação entre a sintomatologia de asma e o O<sub>3</sub>  $\rho=-0,23$  (asma e O<sub>3</sub> <sub>max</sub>) e  $\rho=-0,22$  (asma e O<sub>3</sub> <sub>pico</sub>), bem como correlação negativa entre asma e SO<sub>2</sub> <sub>med</sub> ( $\rho=-0,12$ );

- Verifica-se que desfasando a análise entre as sintomatologias de saúde (sdr, tosse e asma) e as concentrações de poluentes atmosféricos (O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> e CO) considerando *lags* temporais de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 15 dias, de um modo global, as correlações máximas entre estas sintomatologias e as concentrações dos poluentes NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO e PM<sub>10</sub> ocorrem ao fim de *lags* temporais que variam de 2 a 6 dias dependendo do poluente e a sintomatologia considerada;

- Verifica-se que para os poluentes SO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>, analisando a evolução do coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) entre estes poluentes e as sintomatologias analisadas, para as *lags* temporais de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 15 dias, este coeficiente de correlação mantém-se mais ou menos constante e negativo ao longo de todo o período analisado, indiciando a inexistência de correlações de curto prazo (*short-term*) entre as observações com sintomatologia de asma e as concentrações atmosféricas destes dois poluentes.

---

## **5.3 Estudos complementares para caracterização da QA em meios urbanos**

Em muitas situações para análise e avaliação do impacto de certas características urbanas, torna-se necessário realizar estudos complementares de caracterização da qualidade do ar. Dentro deste tipo de caracterização consideram-se os estudos caracterizadores da influência de elementos reguladores do tráfego rodoviário como a localização de rotundas, pontes e viadutos, semáforos, localização fecho e abertura de unidades industriais, estudos de qualidade do ar em locais específicos como escolas, lares e unidades de saúde.

No caso específico da cidade do Barreiro foram realizados estudos caracterizadores de tráfego rodoviário, nomeadamente a influência de rotundas e vias rápidas, bem como estudos caracterizadores da evolução da qualidade do ar com o progressivo encerramento de algumas indústrias e ainda um estudo específico de qualidade do ar no interior de uma escola.

### **5.3.1 Estudo das emissões poluentes devido ao tráfego rodoviário**

#### **5.3.1.1 Resumo**

O objetivo deste estudo foi avaliar a dispersão de poluentes atmosféricos na via rápida do Barreiro (IC21), em duas situações específicas, um cruzamento com semáforos e uma rotunda. Os poluentes estudados foram poluentes associados ao trânsito, como óxidos de azoto ( $\text{NO}_x$ ), partículas (PM) e CO (monóxido de carbono). Foram realizados trabalhos de campo de contagem de trânsito e medições de partículas no cruzamento com semáforos e na rotunda da via rápida IC21. Toda esta informação foi introduzida no modelo de dispersão (ADMS-urban), para obter uma simulação espacial da dispersão dos poluentes. O número, classe e velocidade dos veículos, tipo de combustível, hora do dia e largura da via urbana foram os parâmetros associados ao trânsito utilizados pelo modelo. As variáveis meteorológicas, como velocidade, direção e frequência do vento, humidade relativa e temperatura também foram tidas em consideração para dois cenários, inverno e verão.

### 5.3.1.2 Metodologia

#### 5.3.1.2.1 Trabalho de campo para caracterização do tráfego rodoviário

Para estudar as emissões de poluentes atmosféricos devido ao tráfego rodoviário, foi realizado um trabalho de campo nas ruas principais da cidade do Barreiro. Neste trabalho, a contagem de veículos foi feita segundo a classe de veículo – veículos ligeiros (LDV), veículos pesados a gásóleo (HDDV), autocarros (Bus) e motociclos (MC). O trabalho estendeu-se ao longo de 4 dias (11 e 14 de março de 2005 e 22 e 31 de julho de 2005), à hora de ponta (8h00-10h00; 17h00-19h00 pm) para a maioria das ruas congestionadas e fora da hora de ponta para outras vias, onde o trânsito é aproximadamente constante ao longo de todo o dia. Nesta campanha, escolheram-se dois cruzamentos e uma rotunda, na via rápida IC21, como casos específicos para compreender a influência dos instrumentos de controlo do trânsito sobre o tráfego e a emissão de poluentes. A contagem fez-se durante uma hora para cada caso. A Figura 5.45 mostra os pontos de contagem em cada local do IC21.

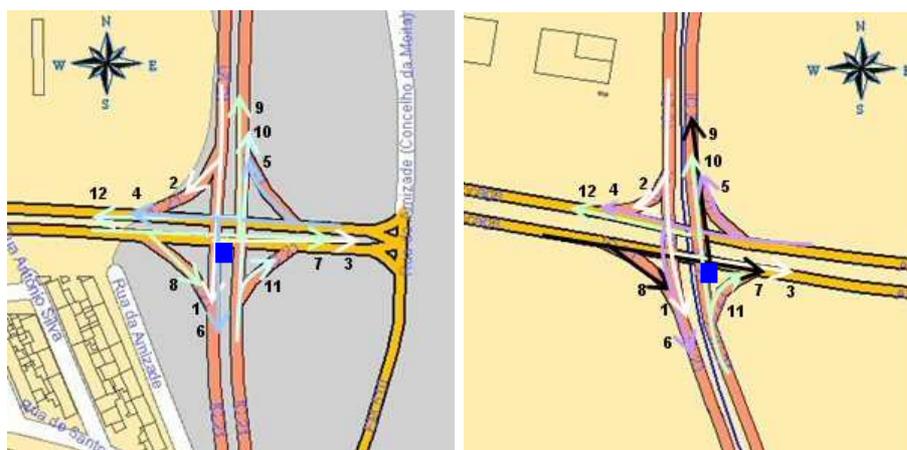


Figura 5.44 – Pontos de contagem nos cruzamentos do IC21

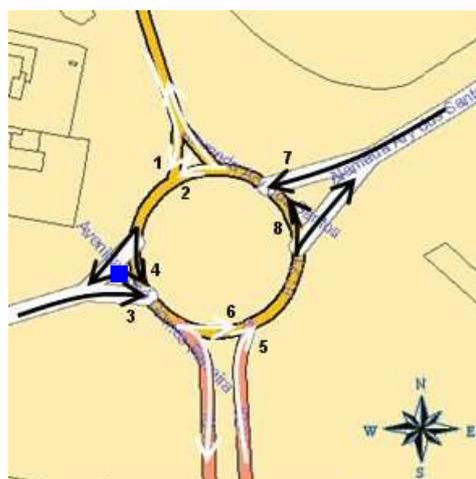


Figura 5.45 – Pontos de contagem na rotunda do IC21

A Tabela 5.46 mostra os resultados da contagem de veículos em cada ponto, para as diversas classes de veículos considerados.

Tabela 5.46 – Valores de contagem de veículos

	<b>Pontos de contagem</b>	<b>LDV</b>	<b>Bus</b>	<b>HDDV</b>	<b>MC</b>
<b>IC 21 1º Cruzamento</b>	1	562	0	46	8
	2	126	2	2	0
	3	190	0	4	2
	4	440	18	8	4
	5	146	0	2	0
	6	157	0	7	0
	7	390	18	6	12
	8	252	0	8	2
	9	170	0	2	2
	10	772	6	48	0
	11	752	0	22	0
	12	414	0	7	3
<b>IC 21 2º Cruzamento</b>	1	469	3	42	3
	2	403	0	3	6
	3	36	1	2	0
	4	523	5	0	3
	5	192	1	2	1

	<b>Pontos de contagem</b>	<b>LDV</b>	<b>Bus</b>	<b>HDDV</b>	<b>MC</b>
	6	92	0	0	6
	7	301	1	4	2
	8	549	0	7	4
	9	179	10	8	3
	10	610	2	54	0
	11	36	3	6	0
	12	192	9	2	1
<b>Rotunda</b>	1	412	4	56	2
	2	608	18	10	10
	3	320	2	8	14
	4	820	18	62	10
	5	1020	12	44	4
	6	148	0	2	4
	7	652	22	16	6
	8	524	6	50	8

### 5.3.1.2.2 Simulação Computacional

#### i) Fontes rodoviárias

Os resultados do trabalho de campo para caracterização do tráfego rodoviário e características das ruas foram introduzidos nos modelos de simulação MOBILE 6.2 (EPA, 2003), para calcular os fatores de emissões devido ao tráfego rodoviário. Foram introduzidos os parâmetros da campanha de tráfego e meteorológicos, obtendo os fatores de emissões dos veículos de CO, NO<sub>x</sub>, e PM<sub>10</sub>. Posteriormente estes fatores de emissão e características de largura da rua urbana foram introduzidos no ADMS-Urban 2.0 (CERC 2003) para calcular a dispersão dos poluentes.

#### ii) Fontes de malha

As emissões residuais das zonas urbanas, devidas às estradas secundárias foram definidas como fontes de malha. A caracterização destas fontes foi feita segundo a população residente em cada freguesia e o número de veículos na cidade do Barreiro (Eurostat, 2003) e considerando apenas uma classe de veículos (LDV). Estes dados foram também introduzidos

---

no MOBILE 6.2 e os resultados no ADMS-Urban de forma idêntica ao das fontes rodoviárias. Os resultados foram agregados como fonte de malha no ArcView 3.1 para alcançar os resultados das emissões difusas.

#### **iv) Dados meteorológicos**

Os dados meteorológicos considerados foram obtidos pela estação de monitorização do Lavradio gerida pelo Instituto Português do Mar e Atmosfera. As variáveis meteorológicas mais importantes utilizadas foram a velocidade e direção do vento, temperatura e humidade relativa, que permitiram caracterizar as condições mais frequentes para as estações de inverno e verão. Neste estudo considerou-se a estabilidade atmosférica mais frequente para esta região que são condições de estabilidade neutra (Domingos, 1980).

#### **iv) Dados de topografia e rugosidade**

Para este estudo específico, os dados de topografia foram fornecidos pelo Instituto de Geografia do Exército Português (IGEOE) em formato VPF e convertidos para o formato ASCII. A matriz de irregularidade do terreno foi desenvolvida utilizando mapas *Corine Land Cover* fornecidos pelo Centro Nacional de Informação Geográfica (CNIG). Estes dados também foram tratados no modelo FLOWSTAR e introduzidos no ADMS-Urban, como já foi referido.

### **5.3.1.3 Resultados e discussão**

Apresentam-se de seguida os valores dos resultados percentuais das emissões de PM<sub>10</sub> no IC21 devido ao escape, travões e pneus, emitidas por cada classe de veículo, Veículos Ligeiros a Gasolina (LDGV), Veículos Ligeiros a Diesel (LDDV), MC, HDDV e Bus (Figura 5.47) e também o contributo percentual de CO, NO<sub>x</sub> e PM<sub>10</sub> nas emissões de escape para os diferentes tipos de veículos (Figura 5.46).

Analisando os resultados verifica-se o elevado contributo de CO por parte dos LDGV (97%), verificando-se emissões quase residuais deste poluente nas outras classes de veículos. No que se refere ao NO<sub>x</sub> a contribuição das emissões por cada classe de veículos encontra-se mais distribuída 38% (LDGV), 30,5% (HDDV), 20% (LDDV), 11% (BUS), 0,5% (MC). Quanto

às PM<sub>10</sub> a principal contribuição vem dos LDDV (63%), seguido dos HDDV (20%), LDGV (9%) e BUS (8%).

No que toca à distribuição percentual da contribuição das distintas fontes de emissão das diferentes classes de veículos na concentração de PM<sub>10</sub> no IC21 (Figura 5.47) verifica-se que para as emissões de escape os LDDV (65%) são os que mais contribuem seguidos dos HDDV (20%), enquanto no que se refere às emissões originárias dos sistemas de travagem são os LDGV (67%) a classe de veículos que mais contribui, seguida dos LDDV (29%). Já no que se refere às emissões devido aos pneus os LDGV (66%) são a classe que mais contribui seguida dos LDDV (28%).

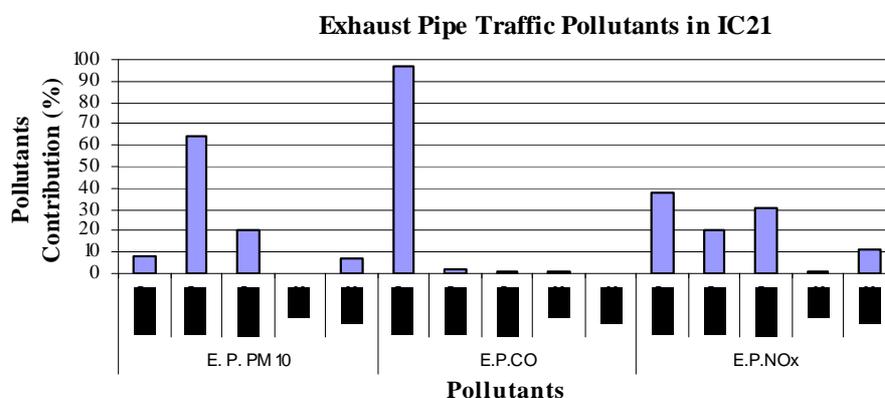


Figura 5.46 - Emissões de escape no IC21 (valores percentuais)

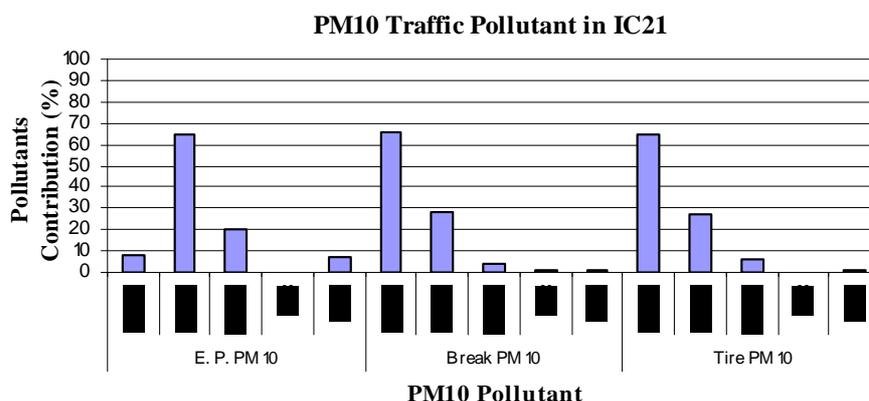


Figura 5.47 - Contributo das emissões das diversas classes de veículos na concentração de PM<sub>10</sub> no IC21 (valores percentuais)

Os resultados da simulação de dispersão para os poluentes estudados (PM<sub>10</sub>, CO e NO<sub>x</sub>) na via rápida IC21, para os cenários considerados de verão e inverno, estão representados graficamente na Figura 5.48 (PM<sub>10</sub>), Figura 5.49 (CO) e Figura 5.50 (NO<sub>x</sub>).

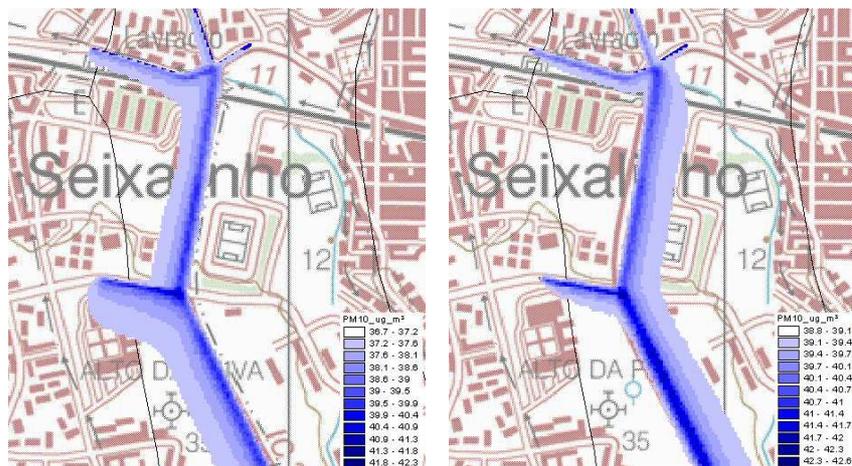


Figura 5.48 - Dispersão e concentração de  $PM_{10}$  no inverno (esquerda) e verão (direita)

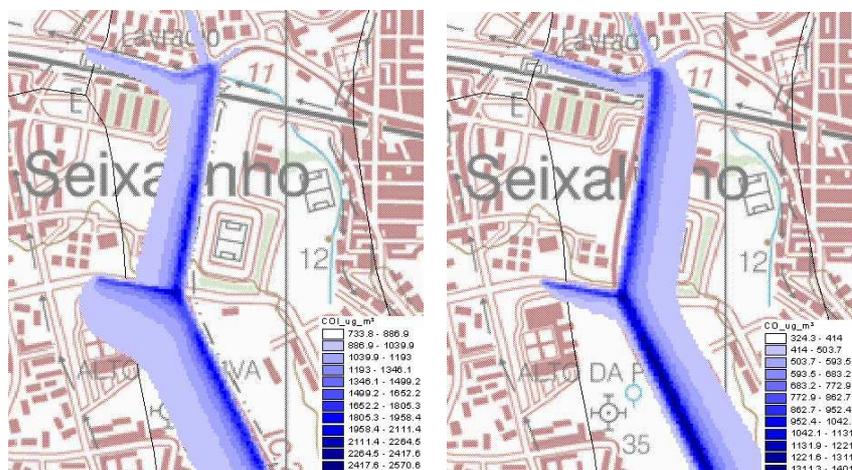


Figura 5.49 - Dispersão e concentração de CO no inverno (esquerda) e verão (direita)

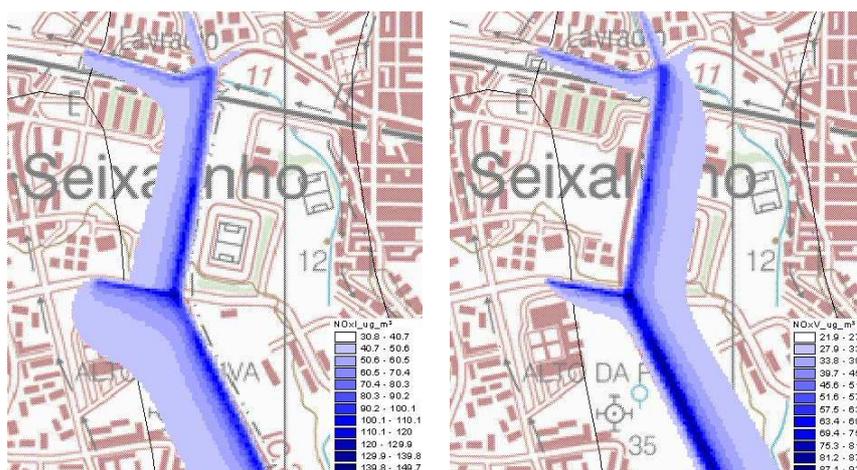


Figura 5.50 - Dispersão e concentração de  $NO_x$  no inverno (esquerda) e verão (direita)

De acordo com as simulações nenhum dos poluentes ultrapassa os limites legais. O CO e o  $NO_x$  apresentam níveis de concentrações mais elevados no inverno, enquanto as  $PM_{10}$

---

apresentam níveis de concentrações mais elevados no verão. Verifica-se que as concentrações dos poluentes estudados apresentam fenómenos de concentração localizada próximo das vias, que eram potenciadas pelos perfis das vias tipo *street canyon*. Verifica-se ainda que todos os poluentes estudados apresentam perfis de dispersão semelhantes.

## **5.3.2 Evolução da QA com o fecho das indústrias**

### **5.3.2.1 Resumo**

Com o objetivo de avaliar o impacto do fecho de algumas indústrias na qualidade do ar no Barreiro foi estudada a evolução da QA na cidade desde o ano 2000 até ao ano 2011. Deste modo foi feito um estudo identificador da evolução da QA comparativamente ao progressivo encerramento das unidades industriais na cidade.

### **5.3.2.2 Identificação das fontes**

Conforme referido no capítulo 5.2.2.2.1, as principais fontes de poluição atmosférica da cidade do Barreiro estiveram associadas basicamente a dois aspetos caracterizadores da atividade da cidade: a atividade Industrial existente na cidade e o tráfego rodoviário. O tráfego rodoviário foi já objeto de estudo, em capítulo próprio, sendo este capítulo dedicado especificamente às fontes de origem industrial. Assim podemos identificar as principais fontes poluidoras na altura do estudo como (Garcia, 2001) (Gomes, 2008) (Camarão, 2008):

- Central Termoelétrica do Barreiro – CPPE (dando origem à central de cogeração da FISIGEN em abril de 2010);
- Complexo industrial da Quimigal/Lavradio;
- Fábrica de fosfato dicálcico da Quimitécnica;
- Fábrica de sulfato de alumínio da Quimitécnica;
- Fábrica de óleos alimentares da Lusol;
- Fábrica de fibras acrílicas da Fisipe;

### **5.3.2.3 Encerramento progressivo das indústrias**

A partir do ano 2005 assistiu-se ao encerramento de algumas destas fontes de emissão, com origem industrial, nomeadamente a Quimitecnia que cessou a sua atividade em 2005 e a central termoelétrica antiga da CPPE que cessou a sua atividade em dezembro de 2009,

iniciando-se a atividade da central de cogeração da Fisigen. Também em julho de 2007, o ministério do ambiente encerrou a fábrica de Amoníaco da Quimigal/Lavradio, durante uma semana, uma vez que as emissões de SO<sub>2</sub> passaram o limite definido por lei. Esta unidade acabou por ser encerrada definitivamente em fevereiro de 2009.

### 5.3.2.4 Evolução da QA no Barreiro e sua relação com o encerramento das indústrias

Com base nos dados de QA da rede da CCDR, nomeadamente das suas estações do Lavradio e da Escavadeira, analisou-se a evolução da QA ao longo do tempo e sua relação com a evolução das fontes industriais.

#### - Evolução da concentração média mensal de PM<sub>10</sub> para as estações do Lavradio e da Escavadeira

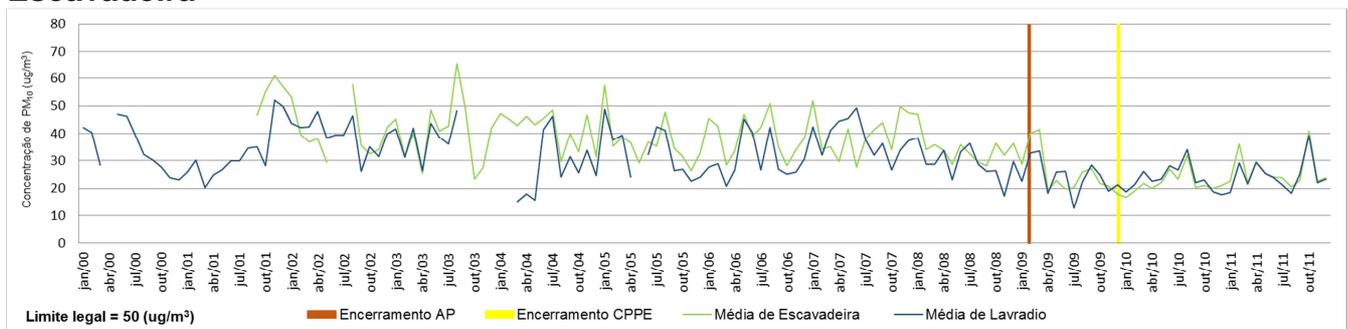


Figura 5.51 -Evolução da concentração média mensal de PM<sub>10</sub>, nas estações do Lavradio e da Escavadeira

Observando a Figura 5.51 verifica-se que, de um modo geral, a evolução da concentração media de PM<sub>10</sub>, nas duas estações é semelhante. Ao longo dos anos as concentrações globalmente situam-se num intervalo de 20 a 50 µg/m<sup>3</sup>. A estação da Escavadeira apresenta pontualmente valores acima do limite legal máximo de concentração de PM<sub>10</sub>. Verifica-se que as concentrações de PM<sub>10</sub> têm um ligeiro decréscimo durante o ano de 2009, isto ocorreu porque foi o ano caracterizado pelo encerramento da fábrica de Amoníaco, fábrica de Ureia e CPPE. As concentrações de fontes industriais que permanecem são da FISIFE e fabrica Fosfato Dicálcico que ainda se encontram em atividade. A mesma avaliação foi efetuada para o poluente SO<sub>2</sub> representada na Figura 5.52



Figura 5.52 - Evolução das concentrações médias mensais de SO<sub>2</sub>, na estação do Lavradio e estação da Escavadeira

Da análise da Figura 5.52, verifica-se que um dos valores mais levados das concentrações de SO<sub>2</sub> (59,81 µg/m<sup>3</sup>) é atingido em julho de 2007, decrescendo até aproximadamente março de 2008. Isto coincide com o encerramento da fábrica Amoníaco de Portugal, que durante estes meses foi obrigada, por lei, a encerrar a atividade devido às emissões de SO<sub>2</sub> estarem superiores ao definido por lei. Efetivamente os valores das concentrações médias diárias de SO<sub>2</sub> são excedidos em vários dias consecutivos de abril a junho de 2007 onde estas concentrações chegam a exceder o valor de 800µg/m<sup>3</sup> sendo o valor limite legal para a concentração média diária de SO<sub>2</sub> de 125µg/m<sup>3</sup> (ver Figura 5.55). Ao iniciar novamente a sua atividade pode observar-se que as concentrações voltam a aumentar até ao início do ano de 2009. No entanto, no decorrer deste ano as concentrações de SO<sub>2</sub> decresceram drasticamente apresentando valores poucos significativos. Tal facto deve-se a que foi neste ano que ocorreu o encerramento definitivo da fábrica de amoníaco.

#### - Evolução da concentração média diária para a estação do Lavradio

Para melhor compreender a evolução das concentrações dos poluentes, os períodos específicos dos anos de 2007 a 2011 são detalhados em quatro gráficos que mostram as evoluções das concentrações de PM<sub>10</sub> e SO<sub>2</sub> para a estação do Lavradio. Na Figura 5.53 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2007 a 2009, na estação do Lavradio, Figura 5.54 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2009 a 2011, na estação do Lavradio. Figura 5.55 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2007 a 2009, na estação do Lavradio e Figura 5.56 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2009 a 2011, na estação do Lavradio.

## Concentração de PM<sub>10</sub> (Lavradio)

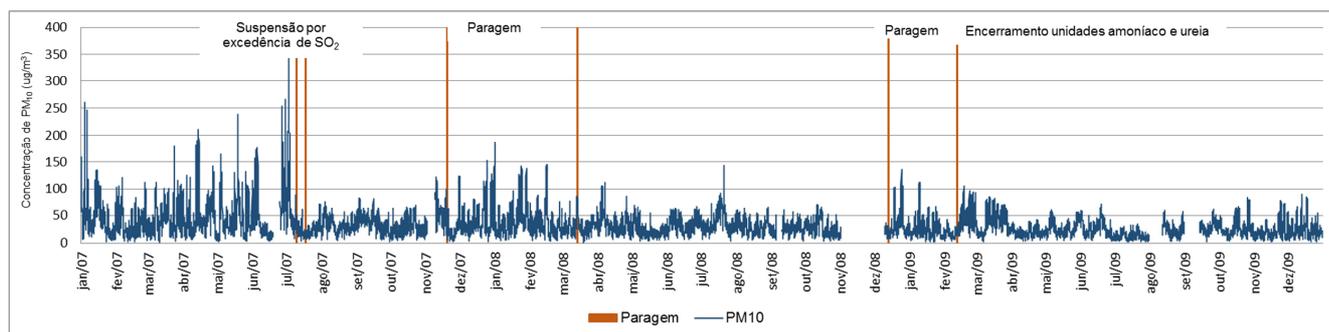


Figura 5.53 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2007 a 2009, na estação do Lavradio

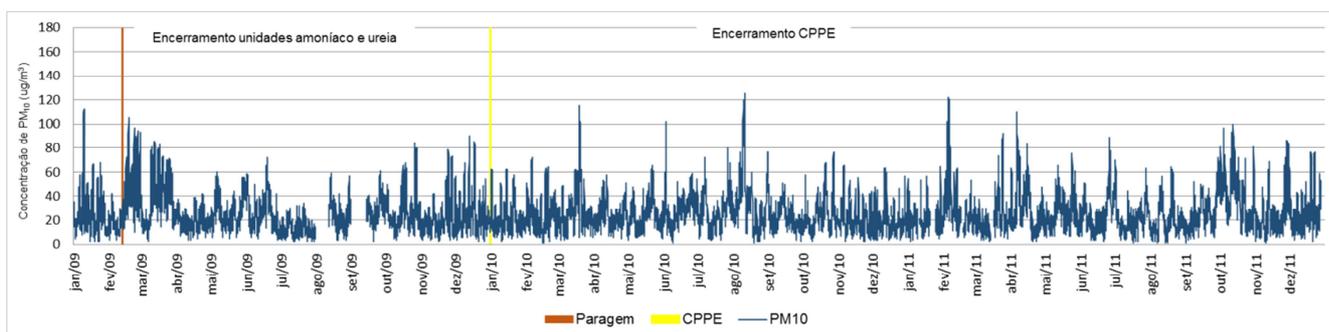


Figura 5.54 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2009 a 2011, na estação do Lavradio

## Concentração de SO<sub>2</sub> (Lavradio)

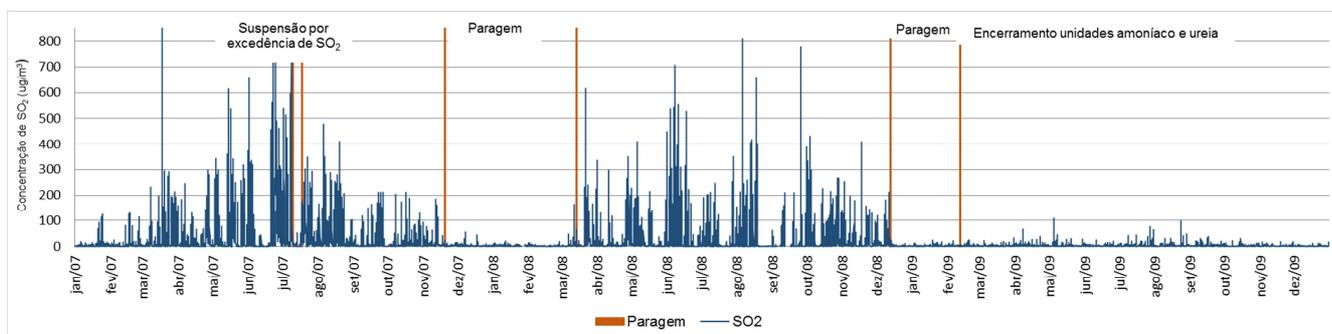


Figura 5.55 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2007 a 2009, na estação do Lavradio

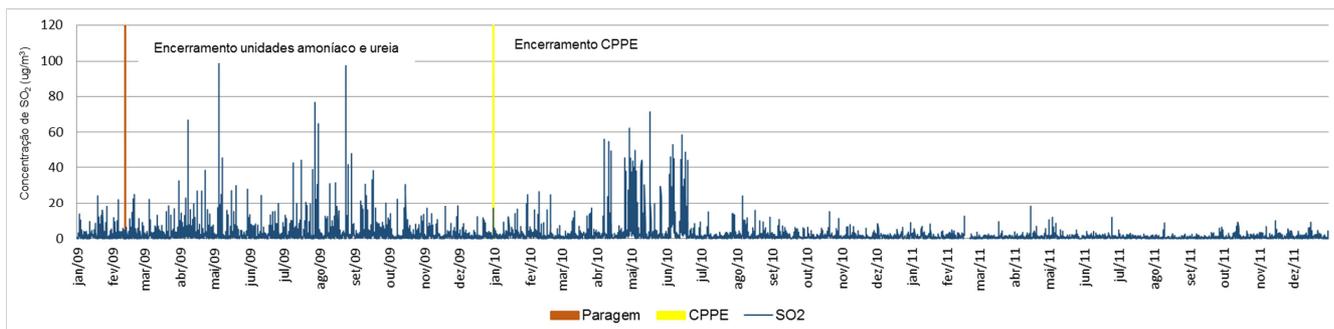


Figura 5.56 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2009 a 2011, na estação do Lavradio

As figuras apresentam as alturas de paragem da fábrica de amoníaco, quer as paragens por excedência de SO<sub>2</sub>, quer a paragem definitiva, bem como o encerramento da CPPE. Para o caso das PM<sub>10</sub> nota-se uma ligeira alteração na concentração média depois das paragens da fábrica de amoníaco e do encerramento definitivo das duas unidades industriais. No caso do SO<sub>2</sub> tornam-se ainda mais evidentes todas as alturas de paragem e de encerramento das indústrias, mostrando a importância destas fontes, especialmente da fábrica de amoníaco, para a emissão deste poluente.

#### - Evolução da concentração média diária para a estação da Escavadeira

Idêntica análise é efetuada para a estação da Escavadeira, em que para os períodos específicos dos anos de 2007 a 2011 são detalhados em quatro gráficos as evoluções das concentrações de PM<sub>10</sub> e SO<sub>2</sub> para esta estação. Na Figura 5.57 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2007 a 2009, na estação da Escavadeira, na Figura 5.58 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2009 a 2011, na estação da Escavadeira, na Figura 5.59 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2007 a 2009, na estação da Escavadeira e na Figura 5.60 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2009 a 2011, na estação da Escavadeira.

## Concentração de PM<sub>10</sub> (Escavadeira)

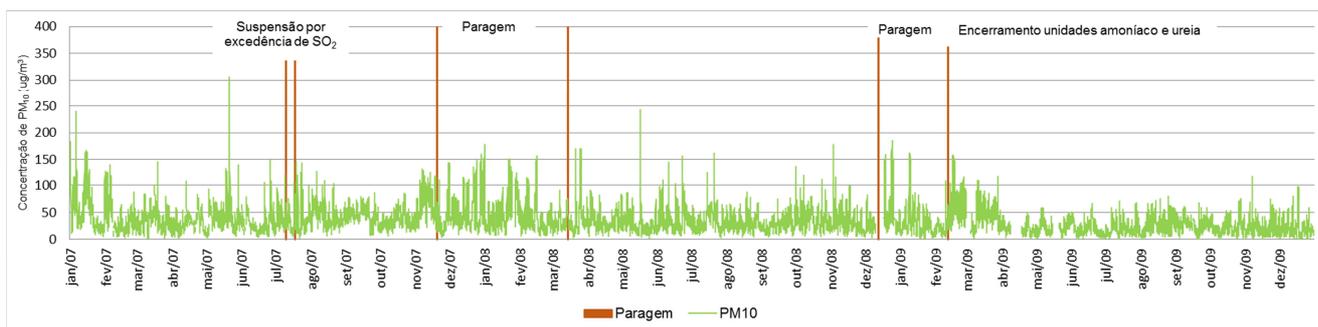


Figura 5.57 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2007 a 2009, na estação da Escavadeira

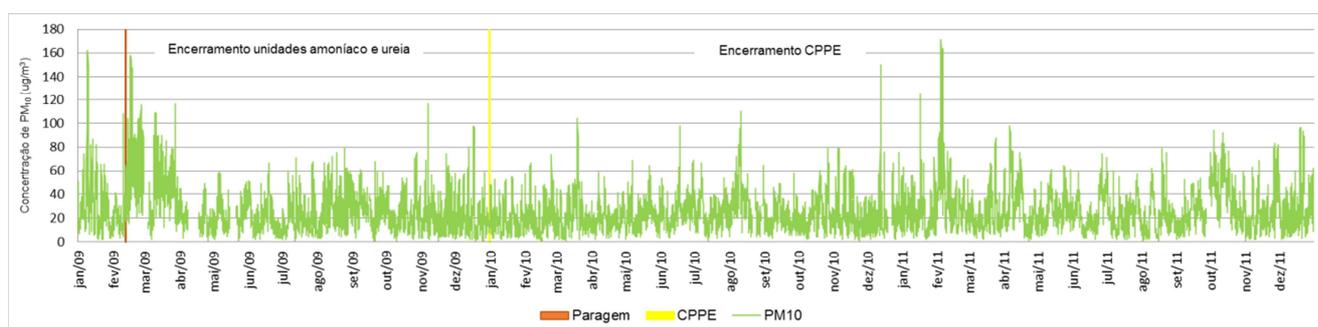


Figura 5.58 - Evolução da concentração média diária de PM<sub>10</sub>, de 2009 a 2011, na estação da Escavadeira

## Concentração de SO<sub>2</sub> (Escavadeira)

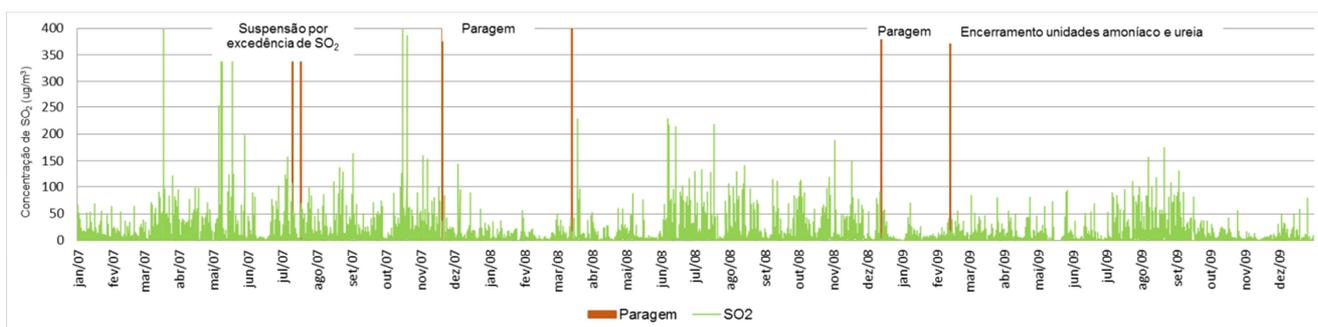


Figura 5.59 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2007 a 2009, na estação da Escavadeira

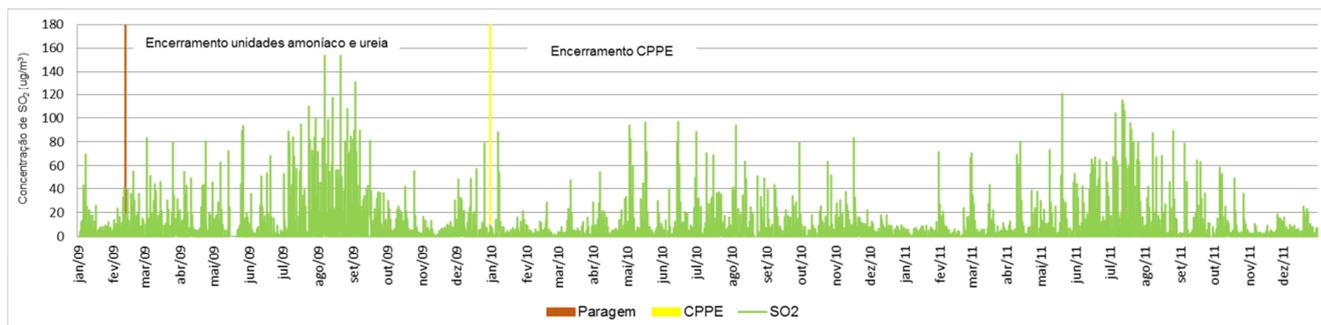


Figura 5.60 - Evolução da concentração média diária de SO<sub>2</sub>, de 2009 a 2011, na estação da Escavadeira

A análise efetuada para a estação da escavadeira mostra os mesmos resultados verificados para a estação do Lavradio quer para o caso das PM<sub>10</sub> quer para o SO<sub>2</sub> confirmando a importância que as indústrias têm na libertação destes dois poluentes. Apesar de tudo os resultados para a estação do Lavradio são ligeiramente mais expressivos uma vez que se encontra fisicamente mais próxima da zona industrial. É ainda de salientar que em Dezembro de 2008 terminou a eletrificação da linha de comboio entre o Barreiro e Praias-Sado, verificando-se também a contribuição da diminuição desta fonte para a concentração de PM<sub>10</sub>.

### 5.3.2.5 Notas conclusivas

Da análise da evolução das concentrações médias diárias e médias mensais de PM<sub>10</sub> e SO<sub>2</sub> ao longo dos anos, desde janeiro de 2000 até dezembro de 2011, verifica-se de um modo geral uma melhoria nos níveis de qualidade do ar ao longo deste período. Verifica-se que este fato se encontra intimamente ligado ao encerramento progressivo de diversas unidades industriais na cidade, sendo as mais importantes as fábricas de Amoníaco, fábrica de Ureia e central térmica da CPPE. Outros aspetos que poderão ter também tido impacto na diminuição dos níveis da poluição atmosférica, são os aspetos relacionados com a diminuição da emissão de poluentes por parte dos veículos automóveis, na melhoria dos fluxos de tráfego rodoviário e por parte do transporte ferroviário que passou a ser elétrico.

---

### 5.3.3 Estudo da QAI na escola básica D. Luís Mendonça Furtado

#### 5.3.3.1 Resumo

Com o objetivo de caracterizar a qualidade do ar, no interior das escolas, foi feito um estudo de QAI no interior de uma sala de aula na Escola Básica do 2º e 3º ciclo D. Luís Mendonça Furtado, no Barreiro. Este trabalho permitiu estudar a relação entre a concentração de partículas no interior com a concentração de partículas ( $PM_{2,5}$  e  $PM_{10}$ ) no exterior (QAI/QAE).

#### 5.3.3.2 Método

A caracterização da exposição das crianças às partículas atmosféricas foi feita medindo as concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  no exterior e no interior da escola. A escola escolhida dispunha de uma estação de monitorização da qualidade do ar no interior do espaço exterior da escola, o que permitiu uma comparação em tempo real entre as medições de  $PM_{10}$  no interior e no exterior. As medições das concentrações no interior foram feitas hora a hora pelo equipamento de monitorização de partículas *Beta Gauge Dust Monitor*, ao longo de duas semanas em períodos diferentes (devido a limitações do equipamento), uma para  $PM_{10}$  e a outra para  $PM_{2,5}$ .

Para compreender a geração de PM no interior, registaram-se todas as atividades desenvolvidas, desde as aulas, às atividades de limpeza, de acordo com a hora de começo e fim da atividade. Estes registos estão resumidos na Tabela 5.47. Verificou-se que a sala de aula é limpa diariamente às 7.30h, sendo que na tabela referida só se registam as atividades de limpeza extraordinárias. As aulas estão representadas por um sombreado e as atividades de limpeza extraordinárias estão representadas pela designação "Limpar". O x representa os períodos de atividade letiva em que o equipamento de monitorização se encontrava desligado.

Tabela 5.47 - Atividades desenvolvidas na sala de aula

Hora	Seg.	Ter	Qua	Qui	Sex.
8:30 a.m.					
9:15 a.m.					
10:30 a.m.					
11:15 a.m.					
12:10 a.m.				Limpar.	
1:15 p.m.				Limpar.	Limpar.
2:00 p.m.					Limpar.
3:00 p.m.			Limpar.		
3:45 p.m.					
4:40 p.m.					

De referir que esta escola (como a maioria das escolas do Barreiro) não está munida de um sistema de ventilação mecânica nem de unidades de tratamento de ar, sendo a ventilação feita apenas através da abertura de portas e janelas.

Para analisar o comportamento das PM no interior, foi feita uma caracterização da sala de aula. A sala de aula está equipada com mobiliário escolar padrão e um quadro. A dimensão e orientação das janelas também foram tidas em conta, bem como o material do chão e o tipo de proteção das janelas. Esta caracterização está resumida na Tabela 5.48.

Tabela 5.48 - Caracterização da sala de aula

Volume (m <sup>3</sup> )	180
N.º Janelas	7
Área das janelas (m <sup>2</sup> )	2/janela
Orientação das janelas	NE/SE
Proteção das janelas	Persiana
Tipo de chão	Madeira
Mobiliário	Aglomerado de madeira e metal

### 5.3.3.3 Resultados e discussão

Apesar de as medições de PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> no interior terem sido feitas em diferentes períodos de tempo, a evolução entre estas duas classes de PM foi também analisada, mas uma vez que os períodos de monitorização são diferentes, não podem ser feitas análise diretas das relações PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> nem os valores das concentrações de PM<sub>2,5</sub> e PM<sub>10</sub> podem ser diretamente comparáveis. A Figura 5.61 mostra o comportamento das PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> medidas

no interior, no mesmo período do dia, em dois dias diferentes de medições. Como podemos ver, as PM apresentam um comportamento semelhante, quer sejam  $PM_{10}$  ou  $PM_{2,5}$ , na sua evolução diária. É visível, da análise da evolução, a importância que a atividade no interior da sala de aula tem na concentração de partículas quer  $PM_{10}$  que  $PM_{2,5}$ . Este aspeto é visível no fato das concentrações ao sábado e ao domingo serem muito inferiores às concentrações de partículas durante a semana, período em que existe atividade letiva. À noite e aos fins-de-semana tanto as concentrações de  $PM_{10}$  como as de  $PM_{2,5}$  são baixas, indiciando que a principal fonte de partículas decorre das atividades letivas no interior da sala de aulas. Este fato é também visível na Tabela 5.49 onde se verifica que a razão entre as concentrações de  $PM_{10}$  do ar interior e as concentrações de  $PM_{10}$  no exterior são superiores a 1 durante os dias de semana (período de aulas) e inferiores a 1 durante a noite e ao fim de semana.

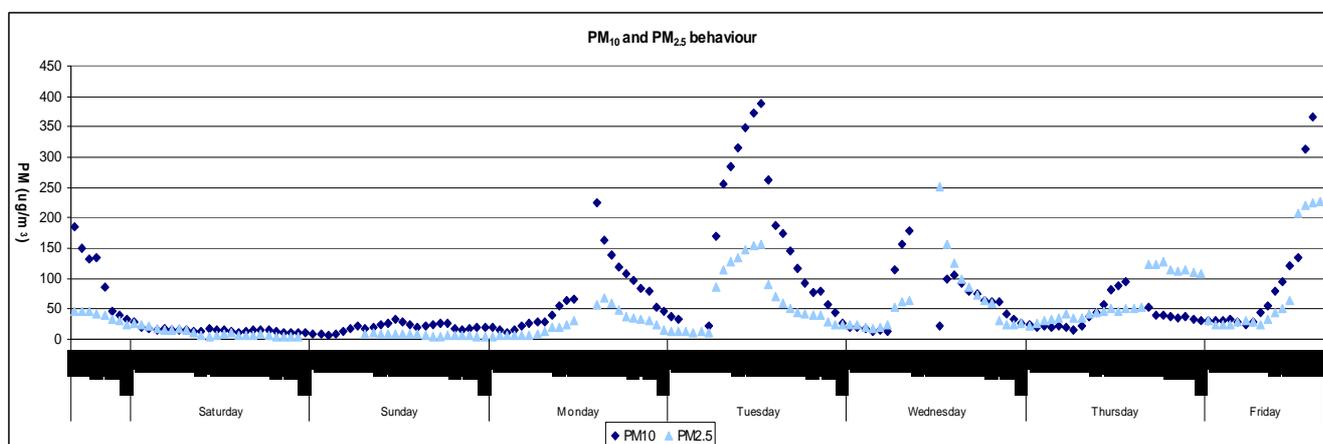


Figura 5.61 – Evolução da concentração de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  no interior da sala de aula

De forma a comparar a influência das diferentes fontes de PM dentro da sala de aula, os valores das concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  foram analisados em dois períodos principais distintos: os dias de semana e os fins-de-semana. Estes dois períodos permitem estudar o comportamento das PM com e sem as potenciais fontes interiores. A Figura 5.62 mostra o comportamento das concentrações de  $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$  interiores e  $PM_{10}$  do exterior, ao fim de semana. Esta figura refere-se aos valores das concentrações de  $PM_{10}$  medidas no interior e  $PM_{10}$  medidas no exterior num fim-de-semana (valores representados por linhas), conjuntamente com as concentrações de  $PM_{2,5}$  medidas no interior e  $PM_{10}$  medidas no exterior noutro fim-de-semana (valores representados por figuras geométricas).

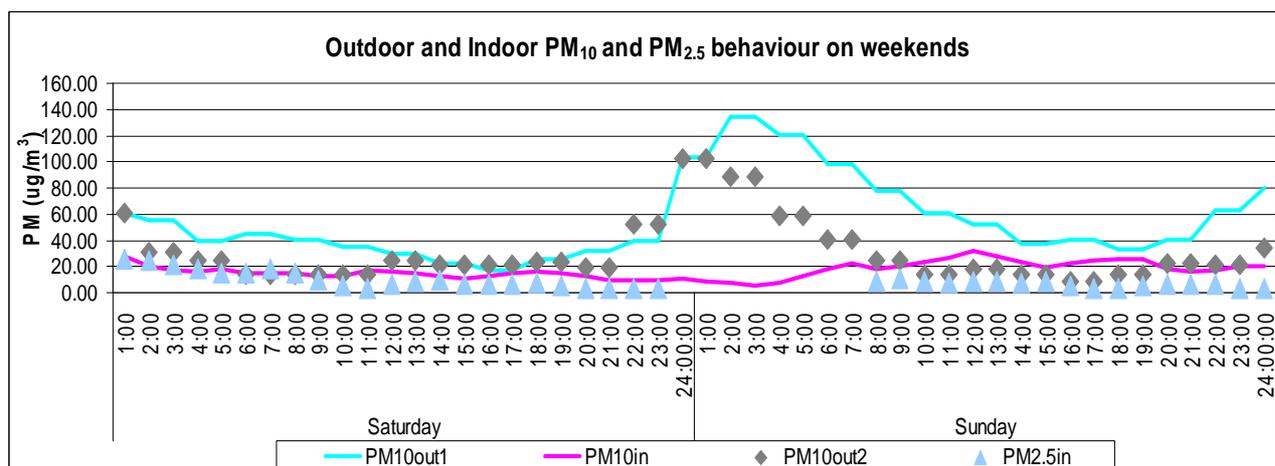


Figura 5.62 – Evolução da concentração de PM<sub>10</sub> do exterior e PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> do interior ao fim-de -semana

Tendo em conta que a figura representa dois fins-de-semana diferentes, pode-se constatar a concordância nos perfis de concentração exterior em ambos os fins-de-semana. O valor mais alto é alcançado cerca da 1h da manhã de domingo, sendo provavelmente devido ao tráfego rodoviário decorrente das atividades de diversão noturna. Pela análise da evolução dos valores de concentração exterior e de concentração interior verifica-se que o edifício garante boa proteção das fontes do exterior, dado que quase não existe variação dos valores de concentração interior mesmo nos períodos de pico de concentração exterior, ou imediatamente após estes se verificarem.

A Tabela 5.49 apresenta o rácio médio entre as concentrações de PM<sub>10</sub> do interior e do exterior em três períodos diferentes: fins-de-semana, dias de semana e totalidade dos dias da semana. Consideraram-se também os períodos individualizados noturnos e diurnos. Da análise da tabela verifica-se o rácio PM<sub>10</sub> interior/PM<sub>10</sub> exterior para a totalidade da semana é superior a 1 (1,29) indiciando a importância das fontes interiores na concentração de PM<sub>10</sub> na sala de aula. Este aspeto é ainda mais visível durante o dia quando o rácio atinge o valor de 2,4. Pelo contrário durante a noite este rácio decresce para 0,70 indiciando que em períodos em que não há atividade na sala de aula as concentrações interiores são inferiores às concentrações exteriores. Durante os fins-de-semana o rácio é sempre inferior a 1 devido ao fato que a inexistência de atividade na sala contribui para a inexistência de fontes interiores. Verifica-se ainda que durante os dias de semana este rácio atinge o valor máximo de 3,04 durante o dia, permitindo-se concluir da importância da atividade na sala de aulas como fonte interna de PM<sub>10</sub>.

Tabela 5.49 - Rácio entre PM<sub>10</sub> no interior e no exterior

		PM <sub>10</sub> Int/ PM <sub>10</sub> Ext
Total semana	Global	1,29
	Dia	2,41
	Noite	0,70
Fim-de- semana	Global	0,40
	Dia	0,53
	Noite	0,27
Dia de semana	Global	1,94
	Dia	3,04
	Noite	0,85

### 5.3.3.4 Notas conclusivas

Medições de PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub> foram efetuadas dentro de uma sala de aula e comparadas com a concentração de PM<sub>10</sub> do exterior para estudar o impacto das fontes do exterior e do interior num ambiente escolar. As medições foram feitas em duas semanas distintas, uma para PM<sub>10</sub> e outra para PM<sub>2,5</sub>, mas os resultados foram comparados para o mesmo período do dia. As duas classes de PM estudadas comportam-se de forma idêntica, aumentando nas horas de atividade devido às fontes interiores. A concentração mais baixa no interior é alcançada aos fins-de-semana e de noite, quando a sala de aula está fechada e sem atividade, o que mostra a boa proteção da poluição do exterior. O rácio entre as concentrações de PM<sub>10</sub> no interior e no exterior mostrou a importância das fontes do interior, pois durante os dias de semana, especialmente durante o dia, este rácio apresenta o valor mais elevado (3,04).

## 5.3.4 Estudos de geometria da Av. Bocage (edifícios)

### 5.3.4.1 Introdução

Da análise dos resultados do Cap. 5.2.2.4 ficou já patente a importância da geometria e orientação dos edifícios, em ruas com o perfil de *street canyon* com tráfego rodoviário no seu interior, nos níveis de concentração de poluentes, nomeadamente PM<sub>10</sub>. Nesse capítulo

---

estudou-se a influência da direção do vento nos valores da concentração de  $PM_{10}$  numa via do tipo *street canyon* com tráfego rodoviário importante, a Av. Bocage. Com o objetivo de estudar a influência que novas geometrias teriam nos níveis de concentração de  $PM_{10}$  nessa avenida, testaram-se novas configurações nos edifícios, nomeadamente com a introdução de aberturas entre os edifícios dessa avenida, ou com a uniformização dos blocos e verificou-se os resultados que essas alterações têm nas concentrações de  $PM_{10}$ .

#### **5.3.4.1.1 Configurações estudadas**

Foram consideradas quatro disposições (cenário A, cenário B, cenário C e cenário D) para a configuração dos edifícios no lado sul da Avenida do Bocage, para o estudo da dispersão de  $PM_{10}$  no interior da avenida. O cenário A corresponde genericamente à disposição atual, com edifícios de baixa envergadura e bastante semelhantes no lado norte da avenida e um bloco de edifícios de envergadura intermédia intercalados com três edifícios de elevada altura “colados” a este bloco. O estudo desta configuração foi apresentado no cap 5.2.2.4 desta tese. A primeira nova configuração testada para os edifícios da avenida correspondeu à introdução de um afastamento de 4 m entre os edifícios do bloco de apartamentos do lado sul. A esta nova configuração (virtual) designou-se por cenário B. A terceira configuração testada para os edifícios da avenida correspondeu ao aumento do afastamento entre os edifícios do bloco de apartamentos do lado sul da avenida para 6 m. Esta configuração designou-se por cenário C. A quarta configuração testada para os edifícios da avenida consiste em alterar a configuração dos edifícios residenciais do lado sul para um único bloco compacto mantendo a volumetria uniforme dos edifícios originais, ou seja, a volumetria da configuração real da avenida. A esta configuração designou-se por cenário D. A Figura 5.63 mostra uma representação gráfica dos diferentes cenários considerados.

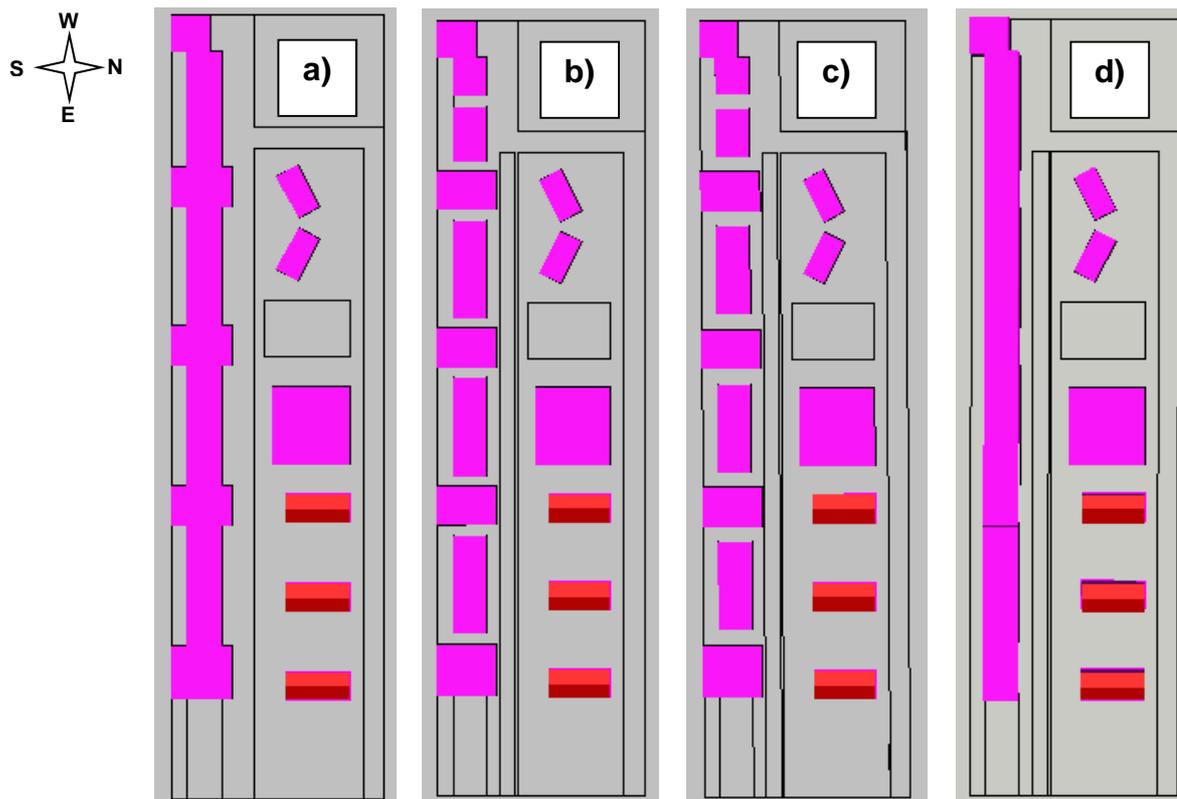


Figura 5.63 - Cenários considerados: a) atual, b) espaçamento de 4 m, c) espaçamento de 6 m, d) bloco compacto com o mesmo volume

### 5.3.4.2 Cenário B – Rua com afastamento de 4 m entre edifícios

A primeira nova configuração testada para os edifícios da avenida correspondeu à introdução de um afastamento de 4 m entre os edifícios do bloco de apartamentos do lado sul. A esta nova configuração (virtual) designou-se por cenário B. Apesar da alteração na configuração dos edifícios mantiveram-se, no entanto, os sete pontos de controlo cujos valores são comparados com a configuração atual (cenário A). Foram utilizados os mesmos pressupostos considerados anteriormente para a configuração atual (cenário A) e descritos anteriormente (propriedades, condições de fronteira, emissão de poluentes, tráfego rodoviário e concentrações de fundo) (Capítulo 5.2.2.4). A Figura 5.64 apresenta uma representação gráfica do cenário B.

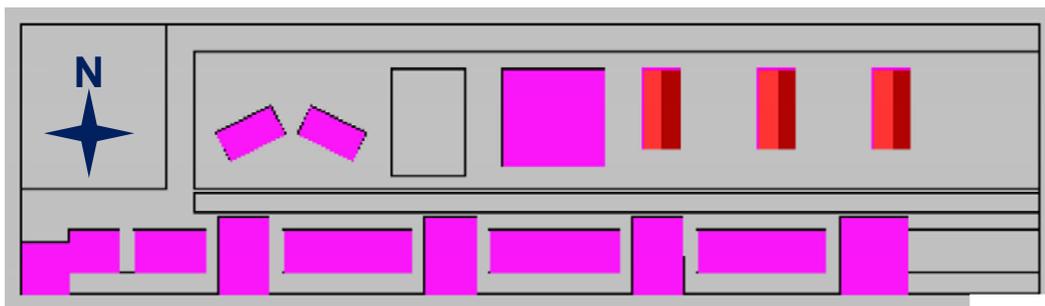


Figura 5.64 - Geometria considerada para o cenário B (espaçamento de 4 m entre edifícios)

A Figura 5.65 apresenta os resultados obtidos da simulação para os contornos das concentrações de  $PM_{10}$  para o cenário B, para as quatro direções principais do vento (oeste, norte, sul e este). Os resultados apresentados referem-se a valores de concentração a 1,5 m de altura e referem-se apenas às contribuições das emissões originárias do tráfego rodoviário, não sendo consideradas as concentrações de fundo (*background*) nesta figura.

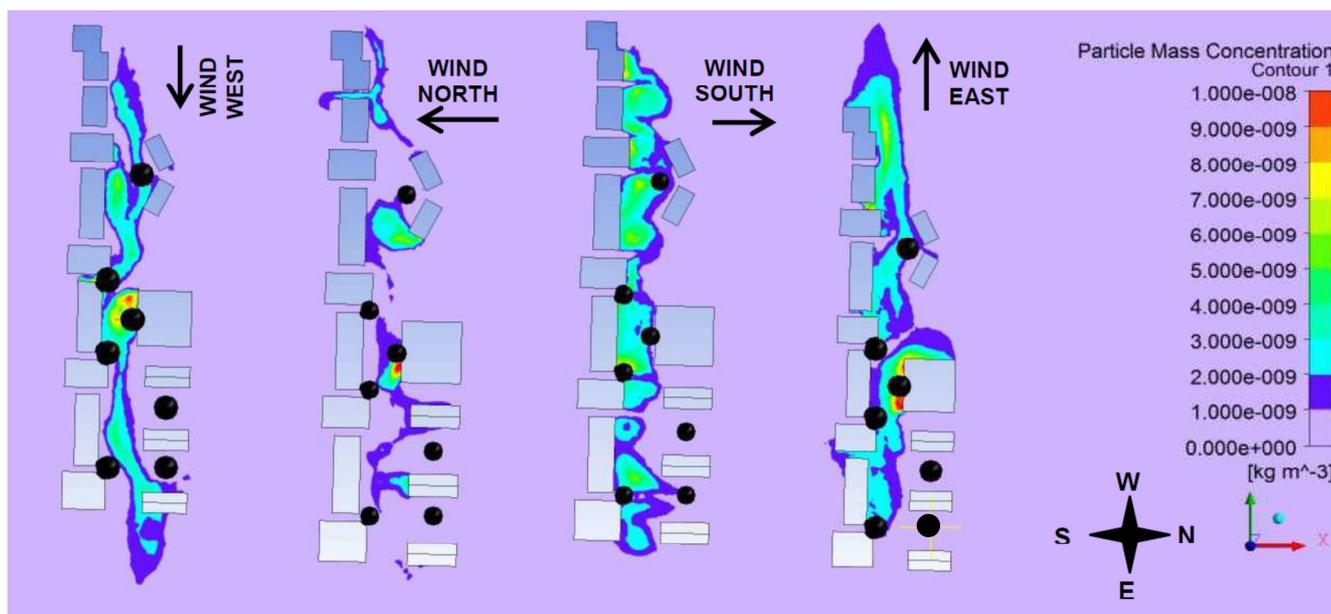


Figura 5.65 - Contornos de concentrações de  $PM_{10}$  a 1,5 m de altura para o cenário B para as quatro direções de vento principais.

A Tabela 5.50 mostra os resultados dos valores obtidos da simulação para os valores das concentrações de  $PM_{10}$  a uma altura de 1,5 m, considerando todos os tipos de emissões (tráfego e fundo) para o cenário B. Estas concentrações são apresentadas para os mesmos sete pontos estratégicos localizados nesta avenida e referidos no capítulo 5.2.2.4. São também, à semelhança do que foi feito para a situação atual (cenário A) Tabela 5.19)

apresentados valores médios de concentração de PM<sub>10</sub> para o plano localizado a uma altura de 1,5 m acima do solo, bem como os valores calculados para o índice AQ.

Tabela 5.50 – Concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário B

Designação	Localização	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento oeste	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento sul	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento este	AQ Index (µg/m <sup>3</sup> )
Ponto 1	Escola	22,3	20,8	22,7	22,2	21,8
Ponto 2	Bingo	25,7	23,2	21,8	27,6	24,1
Ponto 3	Estacionamento (meio)	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Ponto 4	Estacionamento (ponta)	20,0	20,0	20,7	20,0	20,1
Ponto 5	Esquina prédio alto	20,0	20,0	20,4	21,2	20,2
Ponto 6	Edifício resid.I (este)	21,0	20,1	23,9	20,7	21,2
Ponto 7	Edifício resid. (oeste)	23,3	20,0	21,2	20,0	21,6
Média	Plano 1,5m (domínio)	20,6	20,4	20,6	20,9	20,5

Da análise da Figura 5.65 e da Tabela 5.50 é possível concluir que as condições de vento norte promovem, para este cenário, a melhor dispersão de poluentes. A análise dos contornos horizontais dos valores de concentração de PM<sub>10</sub> indicam que a implementação de uma abertura de 4 m entre edifícios, genericamente e globalmente, diminui as concentrações de PM<sub>10</sub> na avenida. Tal deve-se ao facto destas aberturas reduzirem os efeitos de criação de vórtices no interior da avenida, resultando numa melhor ventilação da rua e maior capacidade de dispersão de poluentes ao longo do *street canyon* e subsequentemente numa diminuição global dos valores de concentração de PM<sub>10</sub>. Estes resultados estão em concordância com os trabalhos de Chan (Chan *et al*, 2003).

#### 5.3.4.3 Cenário C – Rua com afastamento de 6m entre edifícios

A terceira configuração testada para os edifícios da avenida corresponde ao aumento do afastamento entre os edifícios do bloco de apartamentos do lado sul da avenida para 6 m. Esta configuração designou-se por cenário C (Figura 5.66). Apesar da alteração introduzida na configuração dos edifícios, mantiveram-se mais uma vez os sete pontos de controlo e mais uma vez foram utilizados todos as mesmas condições considerados anteriormente para as configurações testadas (cenários A e B).

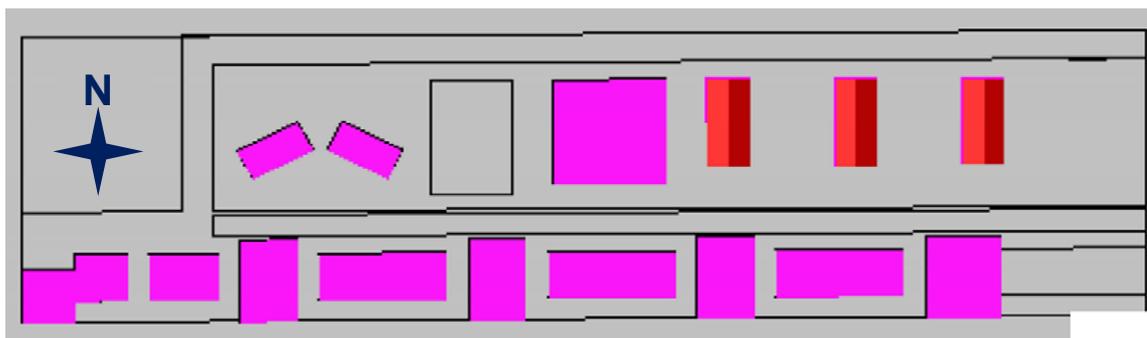


Figura 5.66 - Geometria considerada para o cenário C (espaçamento de 6 m entre edifícios)

A Figura 5.67 apresenta os resultados obtidos da simulação para os contornos das concentrações de  $PM_{10}$  para o cenário C, para as quatro direções principais do vento (oeste, norte, sul e este). Os resultados apresentados referem-se a valores de concentração a 1,5 m de altura e apenas à contribuição das emissões originárias do tráfego rodoviário, não sendo considerada a concentração de fundo (*background*) nesta figura.

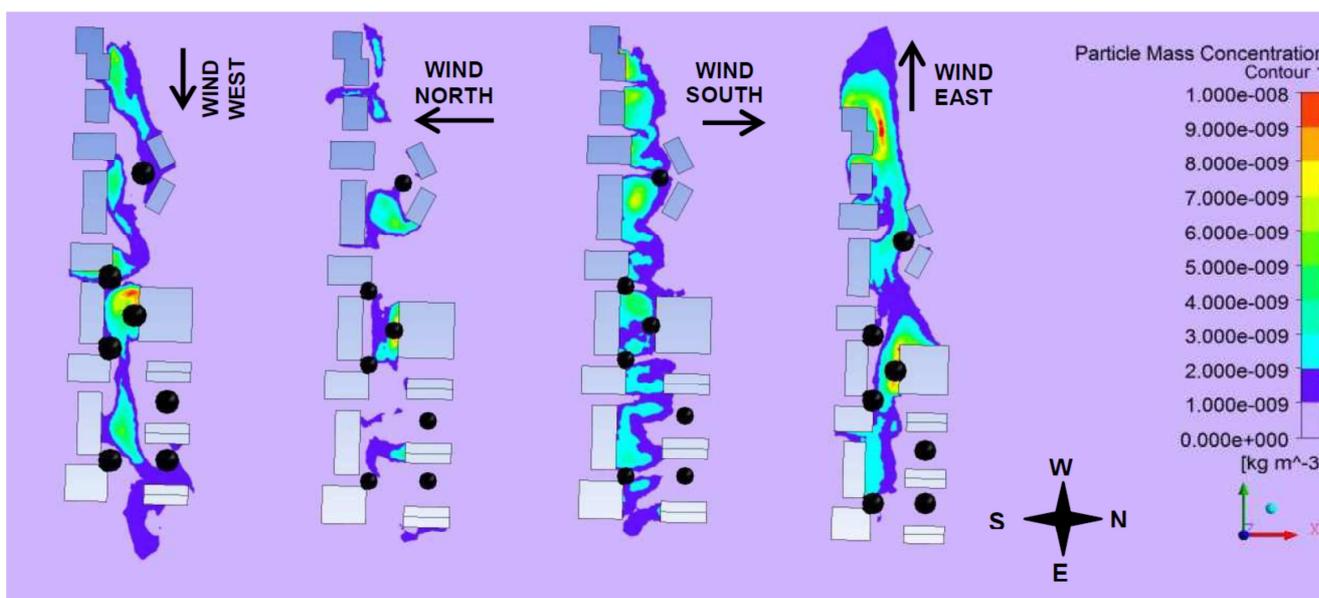


Figura 5.67 - Contornos de concentrações de  $PM_{10}$  a 1,5 m de altura para o cenário C para as quatro direções de vento principais.

A Tabela 5.51 mostra os resultados dos valores obtidos da simulação para os valores das concentrações de  $PM_{10}$ , a uma altura de 1,5 m, considerando todos os tipos de emissões (tráfego e fundo) para este cenário C. Estas concentrações são apresentadas para os mesmos sete pontos estratégicos localizados nesta avenida e também são apresentados os valores para o índice AQ.

Tabela 5.51 - Concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5m de altura para o cenário C

Designação	Localização	PM <sub>10</sub> Conc.	PM <sub>10</sub> Conc.	PM <sub>10</sub> Conc.	PM <sub>10</sub> Conc.	AQ Index (µg/m <sup>3</sup> )
		(µg/m <sup>3</sup> ) Vento oeste	(µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte	(µg/m <sup>3</sup> ) Vento sul	(µg/m <sup>3</sup> ) Vento este	
Ponto 1	Escola	20,9	20,8	21,0	21,2	20,8
Ponto 2	Bingo	25,9	26,8	21,1	26,8	24,9
Ponto 3	Estacionamento (meio)	20,0	20,0	20,3	20,0	20,1
Ponto 4	Estacionamento (ponta)	20,4	20,0	20,5	20,0	20,3
Ponto 5	Esquina prédio alto	20,0	20,0	20,1	20,1	20,1
Ponto 6	Edifício resid.I (este)	20,1	20,1	20,2	20,5	21,2
Ponto 7	Edifício resid. (oeste)	22,9	22,9	20,0	20,1	21,2
Média	Plano 1,5m (domínio)	20,6	20,4	20,6	20,9	20,6

Da análise dos contornos das concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura (Figura 5.67) para o cenário C, bem como da tabela de resultados (Tabela 5.51) é possível verificar que a implementação de um espaçamento de 6 m entre edifícios (cenário C), comparativamente ao espaçamento de 4 m (Cenário B), não representa uma diminuição visível nos valores de concentrações ao longo da avenida, isto de um modo genérico. Pode-se deste modo concluir que o aumento do espaçamento de 4 m para 6 m não traz benefícios significativos aos níveis de qualidade do ar na avenida, no que se refere a PM<sub>10</sub>. O desenvolvimento desta discussão será efetuado no capítulo 5.3.4.5 sendo feita uma comparação entre os quatro cenários de configuração.

#### 5.3.4.4 Cenário D – Rua com edifícios alterados mantendo a volumetria

A quarta configuração testada para os edifícios da avenida correspondeu à alteração da configuração dos edifícios residenciais do lado sul da avenida para um único bloco compacto, mas mantendo a volumetria dos edifícios originais, ou seja, a volumetria da configuração real da avenida. A esta configuração designou-se por cenário D (Figura 5.68). Mais uma vez se mantiveram todos os outros pressupostos já anteriormente considerados, para as configurações anteriormente testadas (cenários A, B e C).

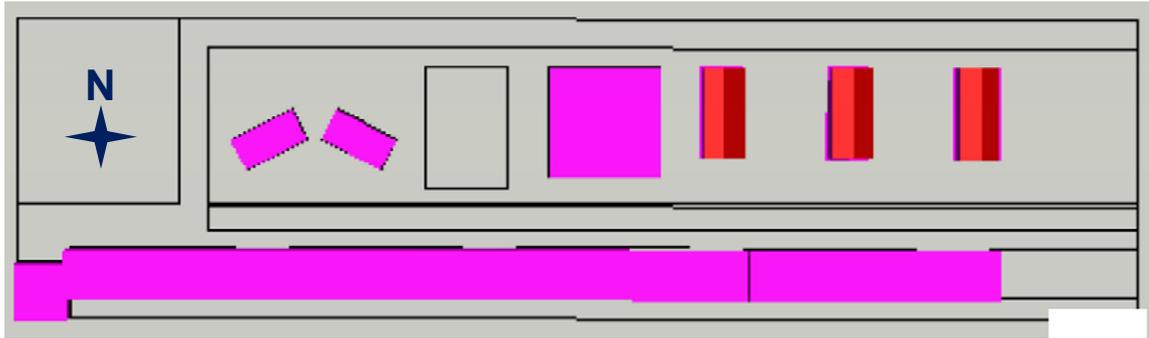


Figura 5.68 - Geometria considerada para o cenário D (edifícios como um bloco)

A Figura 5.69 apresenta os resultados obtidos da simulação para os contornos das concentrações de  $PM_{10}$  para o Cenário D, para as quatro direções principais do vento (oeste, norte, sul e este). Os resultados apresentados referem-se a valores de concentração a 1,5 m de altura e referem-se apenas às contribuições das emissões originárias do tráfego rodoviário, não sendo consideradas as concentrações de fundo (*background*) nesta figura.

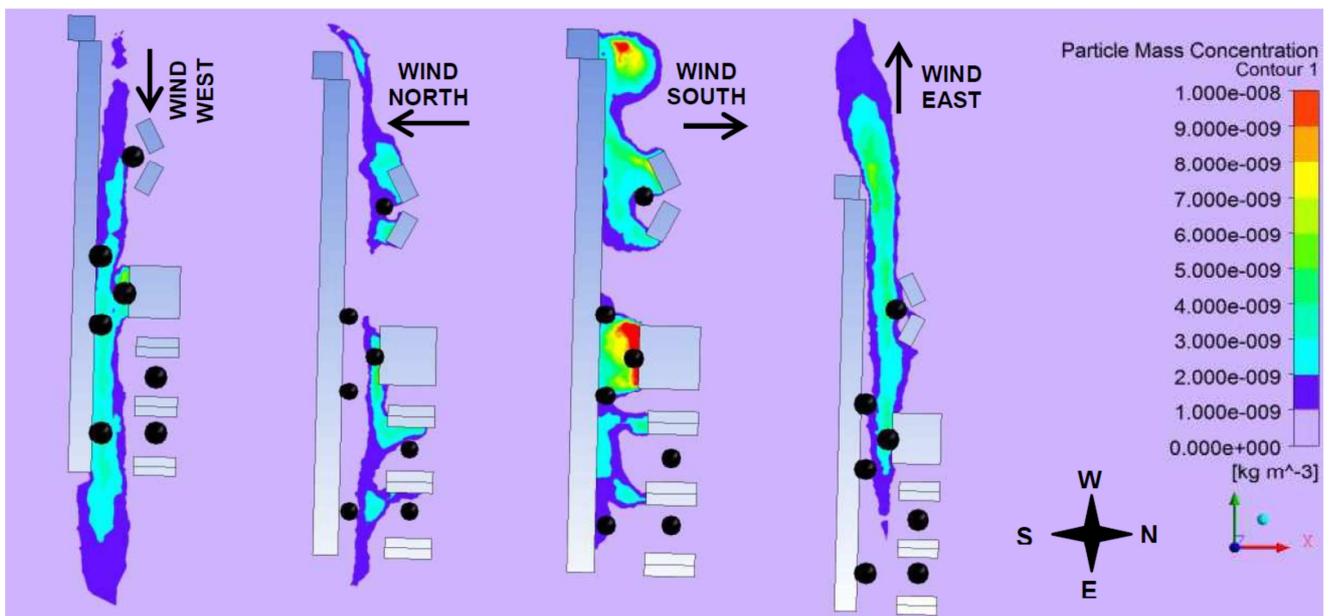


Figura 5.69 - Contornos de concentrações de  $PM_{10}$  a 1,5 m de altura para o cenário D para as quatro direções de vento principais.

A Tabela 5.52 mostra os resultados dos valores obtidos da simulação para o cenário D, para os valores das concentrações de  $PM_{10}$  a uma altura de 1,5 m, considerando todos os tipos de emissões (tráfego e fundo). Estas concentrações são apresentadas para os mesmos sete

pontos estratégicos localizados nesta avenida, bem como são apresentados os valores para o índice AQ.

Tabela 5.52 - Concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o cenário D

Designação	Localização	PM <sub>10</sub> Conc.	PM <sub>10</sub> Conc.	PM <sub>10</sub> Conc.	PM <sub>10</sub> Conc.	Indicador AQ (µg/m <sup>3</sup> )
		(µg/m <sup>3</sup> ) Vento oeste	(µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte	(µg/m <sup>3</sup> ) Vento sul	(µg/m <sup>3</sup> ) Vento este	
Ponto 1	Escola	20,0	21,3	21,5	22,0	20,8
Ponto 2	Bingo	24,1	22,8	30,7	23,0	24,7
Ponto 3	Estacionamento (meio)	20,0	20,1	20,0	20,0	20,0
Ponto 4	Estacionamento (ponta)	20,0	20,2	20,6	20,0	20,0
Ponto 5	Esquina prédio alto	23,2	20,4	21,1	20,1	21,6
Ponto 6	Edifício resid.I (este)	23,3	20,0	21,9	20,4	21,8
Ponto 7	Edifício resid. (oeste)	22,2	22,2	21,4	20,7	21,3
Média	Plano 1,5m (domínio)	20,4	20,4	20,8	20,6	20,4

Da análise dos contornos das concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura (Figura 5.69) bem como da análise da tabela de resultados (Tabela 5.52) para o cenário D, é possível verificar que os valores mais elevados de concentração de PM<sub>10</sub> se verificam (para esta geometria) para as condições de vento predominante de sul. Para as restantes orientações genericamente esta geometria promove uma boa dispersão de poluentes. Tal deve-se ao facto dos edifícios residenciais terem a mesma altura e a mesma largura e funcionarem como um bloco provocando menos recirculações que nos anteriores cenários são causadas por diferentes geometrias dos edifícios, permitindo uma boa dissipação dos poluentes, nessas situações.

#### 5.3.4.5 Comparação dos resultados para os quatro cenários

A Tabela 5.53 apresenta o resumo dos resultados obtidos para as concentrações de PM<sub>10</sub> para o plano horizontal para um plano horizontal localizado a 1,5 m acima do nível do solo. Estes resultados representam as concentrações totais considerando todas as contribuições (tráfego e emissões de fundo), para as quatro configurações diferentes (cenários A, B, C e D) e para as quatro direções principais do vento.

Tabela 5.53 - Quadro resumo comparativo das concentrações médias de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura para os cenários A, B, C e D

Vento oeste Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )				Vento norte Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )				Vento sul Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )				Vento este Conc. PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )			
A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
20,8	20,6	20,6	20,4	20,5	20,4	20,4	20,4	21,0	20,6	20,6	20,8	21,1	20,9	20,9	20,6

Da análise desta tabela, verifica-se que para a direcção de vento oeste é possível observar que os valores mais baixos para as concentrações de PM<sub>10</sub> no plano a 1,5 m de altura são obtidos para o cenário D (20,4 µg m<sup>-3</sup>), ou seja, quando os edifícios residências do lado sul têm a mesma altura e largura, funcionando como um bloco. Para as condições de vento este, também é o cenário D que resulta nos valores mais baixos de concentração de PM<sub>10</sub>, a 1,5 m de altura (20,6 µg m<sup>-3</sup>). Estas duas direcções de vento (oeste e este) correspondem a situações de *along-canyon wind*.

Para as direcções de vento norte e sul (*cross-canyon wind*) as configurações que conduzem os valores mais baixos de concentrações de PM<sub>10</sub>, no plano a 1,5 m de altura, são as configurações correspondentes aos cenários B e C respetivamente (20,4 µg m<sup>-3</sup> - vento norte, 20,6 µg m<sup>-3</sup> – vento sul). A análise dos resultados mostra que a introdução de afastamentos (4m ou 6m) entre os edifícios residenciais (cenários B e C) ajuda o atravessamento e circulação do vento transversalmente à avenida, melhorando a dispersão de poluentes e conduzindo consequentemente a níveis de concentração de PM<sub>10</sub> mais reduzidos, sendo este resultado mais evidente para as direcções de vento norte e sul, ou seja situações de *cross-canyon wind* (Figura 5.70, Figura 5.72 e Figura 5.73) comparativamente com o cenário original (cenário A). Verifica-se também que a introdução destes espaçamentos entre os edifícios provoca uma melhor remoção de poluentes, especialmente nas zonas de recirculação local onde não existiam estes afastamentos, isto quando comparamos os cenários B e C com o cenário A. No entanto, o aumento da dimensão do afastamento entre os edifícios residenciais de 4m para 6m não introduz melhorias significativas na concentração média de PM<sub>10</sub>, nem no perfil geral da avenida, podendo no entanto produzir pequenas diferenças localizadas sem expressão global importante. Estas recirculações locais em geral, permitem maior dispersão de partículas, mas em alguns pontos e particularmente para as condições de vento este podem potenciar a retenção de poluentes nalgumas geometrias específicas.

---

O cenário A, correspondente à geometria atual com edifícios de diferentes alturas e volumes e sem espaçamento entre eles, apresenta dos piores resultados em termos de concentração de  $PM_{10}$ , devido ao aparecimento de recirculações localizadas dificultando a remoção dos poluentes (Figura 5.72 e Figura 5.73). Por outro lado a configuração de edifícios com o mesmo volume (cenário D) apresenta-se como uma boa solução para as situações em que o vento se encontra alinhado com a avenida como sendo as condições de vento este e oeste (*along-canyon wind*) uma vez que nesta situação não existem recirculações locais significativas no interior do *street canyon*, promovendo deste modo a dispersão de poluentes.

Considerando no entanto as direções de vento norte e sul verifica-se que se compararmos o cenário D com o cenário A, existe uma ligeira melhoria nas concentrações de  $PM_{10}$  para o cenário D. Mas se compararmos o cenário D com o cenário B e C e para estas direções de vento transversal (norte e sul), verifica-se um ligeiro aumento das concentrações no caso do cenário D. Este resultado explica-se pelo facto de para estas duas direções de vento (norte e sul) o escoamento é transversal (*cross-canyon wind*) ao bloco compacto de edifícios, dificultando a dissipação de poluentes. Estes resultados encontram-se em sintonia com os trabalhos de (Chan *et al*, 2003), que referem que as variações na altura e profundidade dos edifícios urbanos e sua geometria podem promover ou dificultar a dispersão de poluentes devido às recirculações que induzem.

Também os resultados anteriormente discutidos, em que se verifica a diminuição da concentração de  $PM_{10}$  para as geometrias em que foram introduzidos espaçamentos entre os edifícios (cenários B e C), acontecem preferencialmente quando as condições de vento são transversais ao *street canyon* (*cross-canyon wind*), encontrando-se em sintonia com os trabalhos de (Chan *et al*, 2003). Considerando os pontos de controlo verifica-se também que de um modo geral e global, dos sete pontos de controlo analisados, o ponto onde as concentrações são mais elevadas é o ponto 2 (Bingo). O resumo dos valores de concentração de  $PM_{10}$  para este ponto 2 e para uma altura de 1,5 m de altura encontra-se resumido na Tabela 5.54.

Tabela 5.54 - Concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5 m de altura para o ponto 2 (bingo) para os quatro cenários e para as quatro direções de vento

Cenário	Localização	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento oeste	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento sul	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento este	Índice AQ (µg/m <sup>3</sup> )
A	Ponto 2 (Bingo)	23,0	28,6	27,1	27,0	25,4
B	Ponto 2 (Bingo)	25,7	23,2	21,8	27,6	24,1
C	Ponto 2 (Bingo)	25,9	26,8	21,1	26,8	24,9
D	Ponto 2 (Bingo)	24,1	22,8	30,7	23,0	24,7

Analisando os resultados obtidos para este hot-spot (ponto 2, Bingo) correspondendo ao ponto onde, dos sete pontos de controlo da avenida, foram atingidos os valores mais elevados de concentração de PM<sub>10</sub> a 1,5m de altura, verificamos que o valor mais elevado se verifica para o cenário D para condições de vento sul (30,7 µg m<sup>-3</sup>). Neste cenário (D) e nestas condições, a direção do vento é transversal ao alinhamento dos edifícios na avenida. Sendo os edifícios do lado do vento (sul), a montante do escoamento de dimensão superior aos edifícios a jusante do escoamento, o que provoca duas recirculações, uma recirculação primária e uma recirculação secundária, sendo esta recirculação a responsável pela má dispersão de poluentes nestas condições, resultando em valores elevados de concentrações de PM<sub>10</sub> junto à parede do edifício a jusante do escoamento, o que coincide com a proximidade do ponto 2. Estes resultados encontram-se de acordo com os trabalhos de (Assimakopoulos *et al.*, 2003). Também para o cenário D mas em condições de vento norte, onde os edifícios de menor altura se encontram a montante do escoamento, o que melhora a dissipação de poluentes, também estes resultados se encontram de acordo com (Assimakopoulos *et al.*, 2003). Já para o caso do cenário A este efeito não é tão importante pois os edifícios de ambos os lados da avenida no local do ponto 2 têm aproximadamente a mesma altura.

Para os cenários B e C (e ainda analisando o caso específico deste ponto 2), as diferenças na altura dos edifícios não são significativas (tal como no caso do cenário A) sendo que neste caso toma particular importância a introdução das aberturas nos edifícios de respetivamente 4m e de 6m, em condições de ventos transversais norte e sul (cross-canyon wind) que promovem a dissipação dos poluentes nestas condições. Verifica-se pelas Figura 5.70, Figura 5.71, Figura 5.72, Figura 5.73 e Figura 5.74 o efeito tridimensional do escoamento

devido a estas aberturas, mostrando a importância da simulação tridimensional nas configurações do tipo *street canyon*.

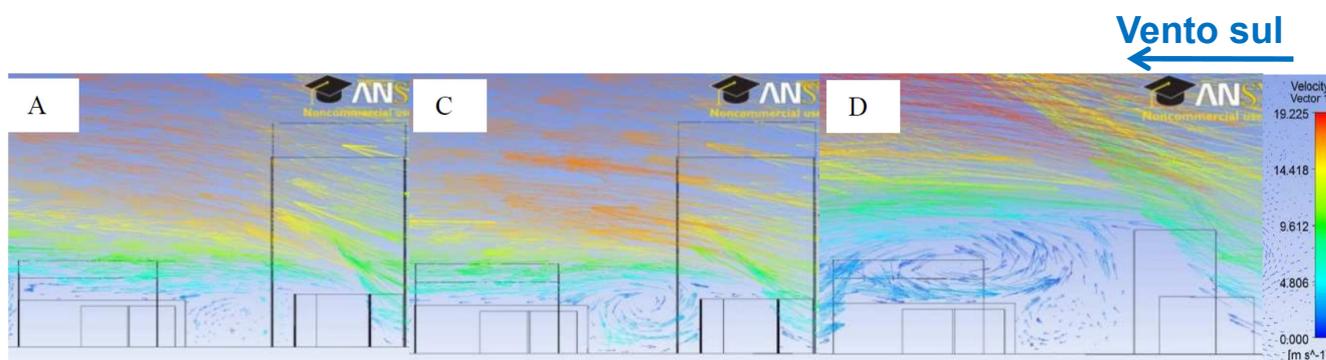


Figura 5.70 - Vetores de velocidade do vento para um plano vertical passando pelo ponto 2 para condições de vento sul (cenários A, C e D)

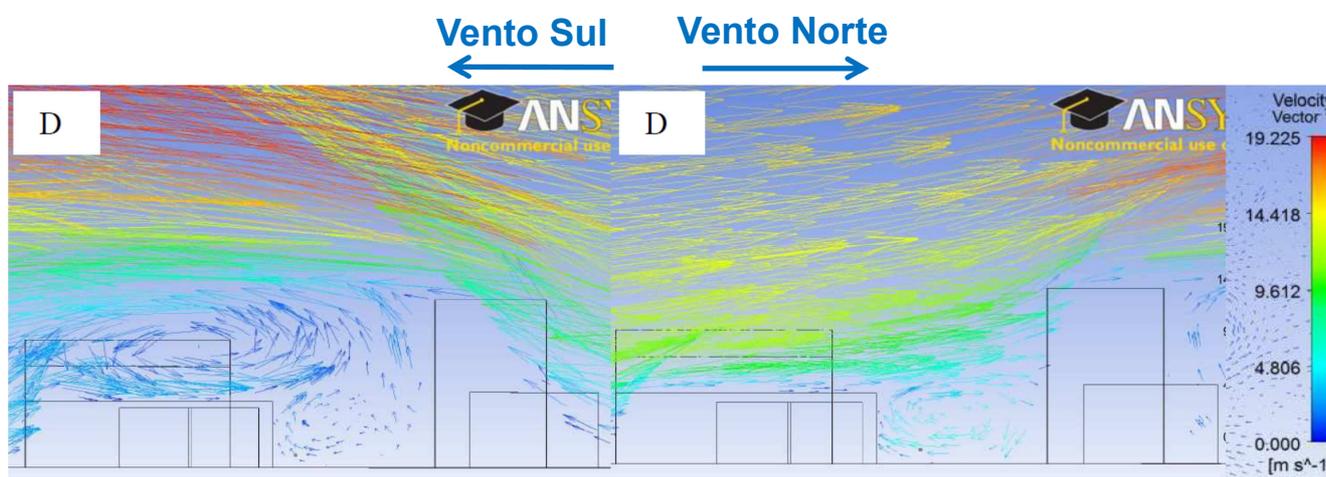


Figura 5.71 - Vetores de velocidade do vento para um plano vertical passando pelo ponto 2 para condições de vento sul e vento norte (cenário D)

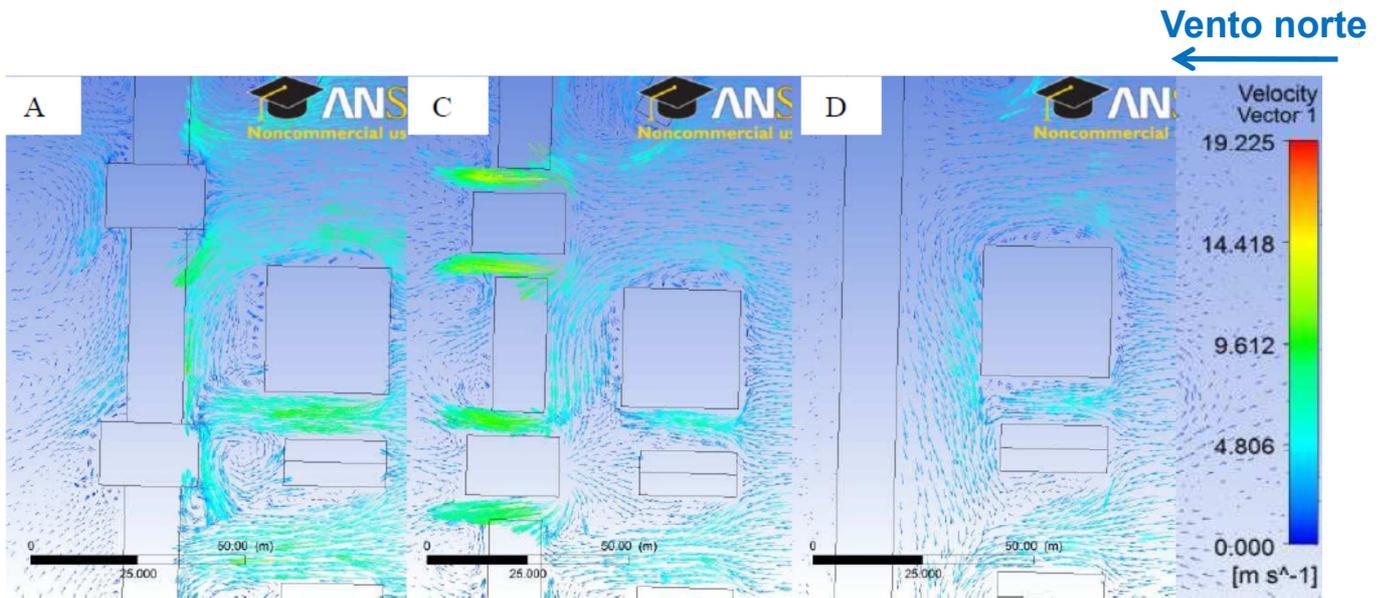


Figura 5.72 - Vetores de velocidade do vento para um plano horizontal a 1,5 m de altura para condições de vento norte (cenários A, C e D)

**Vento sul**  
→

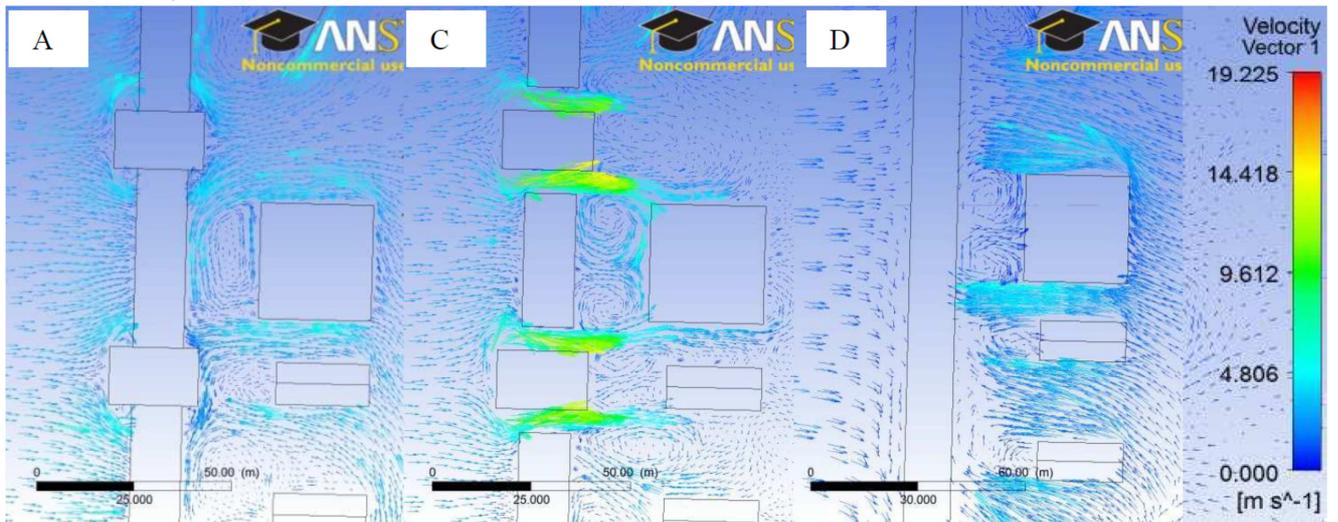


Figura 5.73 - Vetores de velocidade do vento sul para um plano horizontal a 1,5 m de altura (cenários A, C e D)

↓ Vento oeste

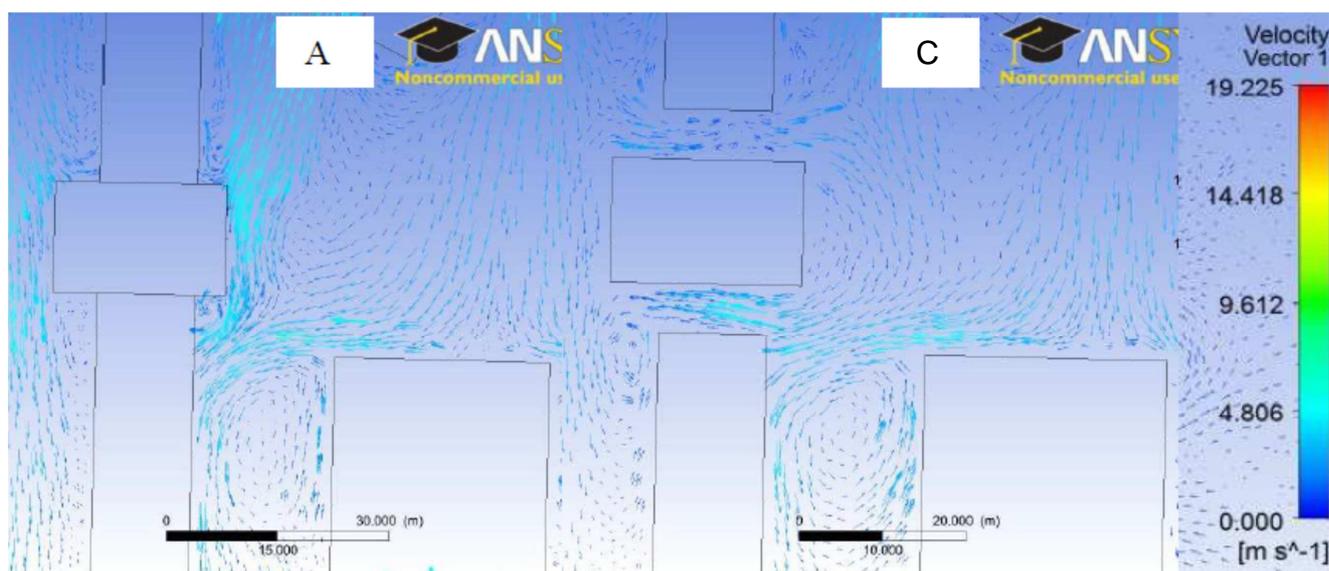


Figura 5.74 - Vetores de velocidade do vento para um plano horizontal a 1,5 m de altura para condições de vento oeste (cenários A e C)

A Tabela 5.55 apresenta um resumo dos valores das concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5m de altura para os quatro cenários estudados (A, B, C e D), para os pontos 1 a 7 e para o plano considerado (1,5m de altura) e para as quatro direções do vento (norte, sul, este e oeste).

Tabela 5.55 – Resumo das concentrações de PM<sub>10</sub> a 1,5m de altura para os quatro cenários estudados (A, B, C e D) para os pontos analisados (1 a 7) e para as quatro direções do vento

Designação	PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento oeste				PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento norte				PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento sul				PM <sub>10</sub> Conc. (µg/m <sup>3</sup> ) Vento este			
	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Ponto 1	21,6	22,3	20,9	20,0	21,2	20,8	20,8	21,3	20,7	22,7	21,0	21,5	22,3	22,2	21,2	22,0
Ponto 2	23,0	25,7	25,9	24,1	28,6	23,2	26,8	22,8	27,1	21,8	21,1	30,7	27,0	27,6	26,8	23,0
Ponto 3	20,1	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,1	20,1	20,0	20,3	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
Ponto 4	20,4	20,0	20,4	20,0	20,0	20,0	20,0	20,2	20,1	20,7	20,5	20,6	20,0	20,0	20,0	20,0
Ponto 5	20,5	20,0	20,0	23,2	20,6	20,0	20,0	20,4	22,7	20,4	20,1	21,1	20,0	21,2	20,1	20,1
Ponto 6	22,2	21,0	20,1	23,3	21,5	20,1	20,1	20,0	21,9	23,9	20,2	21,9	21,0	20,7	20,5	20,4
Ponto 7	25,0	23,3	22,9	22,2	20,9	20,0	22,9	22,2	22,5	21,2	20,0	21,4	20,7	20,0	20,1	20,7
Valor médio (Plano 1,5m)	20,8	20,6	20,6	20,4	20,5	20,4	20,4	20,4	21,0	20,6	20,6	20,8	21,1	20,9	20,9	20,6

Analisando os resultados da Tabela 5.55 e verificamos que o ponto com valor de concentração mais elevado dos pontos de controlo considerados e para todos os cenários,

---

corresponde ao ponto 2 do cenário D ( $30,7 \mu\text{g m}^{-3}$ ) Verifica-se que neste ponto 2, e para este cenário D, os valores da concentração de  $\text{PM}_{10}$  são de  $30,7 \mu\text{g m}^{-3}$  para as condições de vento sul (*cross-canyon wind*), de  $23,0 \mu\text{g m}^{-3}$  em condições de vento este (*along-canyon wind*), e de  $22,8 \mu\text{g m}^{-3}$  em condições de vento norte (*cross-canyon wind*). Deste modo verifica-se a influência da direcção do vento no resultado das concentrações neste ponto específico. Por outro lado se analisarmos o mesmo hot spot (ponto 2), sob condições de vento sul (*cross-canyon wind*), verificamos que o valor das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  decai de um valor de  $27,1 \mu\text{g m}^{-3}$  (cenário A) para  $21,8 \mu\text{g m}^{-3}$  (cenário B) e  $21,1 \mu\text{g m}^{-3}$  (cenário C), devido à introdução de espaços entre os edifícios, representando uma diminuição ~20% e ~22% para os cenários B e C, comparativamente com o cenário A.

Para este mesmo ponto 2, e sob condições de vento este (*along-canyon wind*), os resultados mostram ainda que as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  diminuem de um valor de  $27,0 \mu\text{g m}^{-3}$  (cenário A) para  $23,0 \mu\text{g m}^{-3}$  (cenário D) com esta alteração na configuração dos edifícios, representando uma diminuição de ~15% comparativamente ao cenário A, devido ao alinhamento do escoamento nestas condições.

Da análise dos resultados da Tabela 5.55 é possível verificar que este ponto 2 apresenta valores elevados de concentrações de  $\text{PM}_{10}$  (hot-spot) para a generalidade dos cenários estudados e direcções de vento. Verifica-se também que os resultados das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  para os diversos pontos de controlo, apresentam variações consideráveis com a variação da direcção do vento e com a alteração do cenário estudado.

A análise dos resultados das concentrações de  $\text{PM}_{10}$  para todo o plano localizado a 1,5m de altura permite-nos ter uma visão mais global da qualidade do ar na avenida. Verifica-se para este plano, todas as alterações à configuração atual da avenida (cenário A) conduzem a uma diminuição dos valores da concentração de  $\text{PM}_{10}$  em todos os cenários simulados (cenários B, C e D). Deste modo verifica-se que para a configuração atual da avenida (cenário A) valores de concentração de  $\text{PM}_{10}$  de  $20,8 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento oeste),  $20,5 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento norte),  $21,0 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento sul) e  $21,1 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento este), a introdução das alterações referidas faz diminuir as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  no cenário B, para os valores de  $20,6 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento oeste),  $20,4 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento norte),  $20,6 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento sul) e  $20,9 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento este). Para o cenário C as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  também são inferiores para todas as direcções de vento comparativamente ao cenário A. Verificando-se os valores de concentração  $20,6 \mu\text{g m}^{-3}$

---

(vento oeste),  $20,4 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento norte),  $20,6 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento sul) e  $20,9 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento este), constatando-se no entanto não ter havido nenhuma melhoria entre o cenário B e C, concluindo-se deste modo pela inexistência de qualquer vantagem no aumento do afastamento entre edifícios de 4m para 6m. Também para o cenário D, as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  diminuem para todas as direções de vento comparativamente ao cenário A, verificando-se os valores de  $20,4 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento oeste),  $20,4 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento norte),  $20,8 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento sul) e  $20,6 \mu\text{g m}^{-3}$  (vento este). De um modo global é visível que para os resultados das concentrações para este plano localizado a 1,5m de altura, as introdução de afastamentos entre os edifícios de 4m ou 6m (cenários B e C) conduzem globalmente a valores mais baixos nas concentrações de  $\text{PM}_{10}$  para situações de vento transversal à avenida (*cross-canyon wind*, ou seja ventos norte e sul), enquanto que a geometria uniforme dos edifícios (cenário D) conduz globalmente a melhores resultados em situações de vento alinhado com a avenida (*along-canyon wind*, ou seja ventos oeste e este), devido ao efeito de escoamento em canal, que promove a dissipação dos poluentes para estas duas orientações do vento.

A Tabela 5.56 apresenta os valores calculados para o índice AQ para as quatro configurações estudadas (cenários A, B, C e D). Considerando o valor médio global para o plano a 1,5m de altura, os resultados mostram o valor mais baixo do índice AQ para o cenário D ( $20,4 \mu\text{g m}^{-3}$ ), enquanto o cenário A apresenta o valor mais elevado ( $20,8 \mu\text{g m}^{-3}$ ). A variação do valor do índice AQ para este plano horizontal não é muito significativa. No entanto, tendo em conta pontos específicos que mostram os *hot spots*, a localização com a maior redução (7%) é no ponto 7, que exhibe uma diminuição de  $22,8 \mu\text{g m}^{-3}$  do cenário A para  $21,2 \mu\text{g m}^{-3}$  no cenário C.

Tabela 5.56 – Resumo dos valores do índice AQ para os quatro cenários considerados (A,B,C e D) para os pontos estudados (1 a 7)

Designação	Localização	Cenário A	Cenário B	Cenário C	Cenário D
Ponto 1	Escola	21,3	21,8	20,8	20,8
Ponto 2	Bingo	25,4	24,1	24,9	24,7
Ponto 3	Estacionamento (meio)	20,1	20,0	20,1	20,0
Ponto 4	Estacionamento (ponta)	20,2	20,1	20,3	20,0
Ponto 5	Esquina prédio alto	20,9	20,2	20,1	21,6
Ponto 6	Edifício resid.I (este)	21,7	21,2	21,2	21,8
Ponto 7	Edifício resid. (oeste)	22,8	21,6	21,2	21,3
Valor médio	Plano 1,5m (domínio)	20,8	20,5	20,6	20,4

### 5.3.4.6 Notas conclusivas

Da análise dos resultados é possível concluir que as alterações nas configurações da rua do tipo *street canyon* estudada, nomeadamente na geometria dos seus edifícios, influenciam as concentrações de PM<sub>10</sub> na rua. Verificou-se que neste caso específico é possível reduzir as concentrações de PM<sub>10</sub> e, logo, melhorar a qualidade do ar na rua, através de alterações nas configurações dos edifícios. Verificou-se ainda que a direcção do vento desempenha também um papel importante na variação das concentrações de PM<sub>10</sub> na rua e que a melhor geometria em termos de resultados nas concentrações de poluentes para uma determinada direcção, não é necessariamente a melhor geometria para uma direcção do vento diferente. Verificou-se também que a geometria irregular dos edifícios pode potenciar a formação de vórtices nas saliências dos mesmos, promovendo a retenção de poluentes ao nível dos peões, enquanto a geometria uniforme dos edifícios sem saliências ajuda a evitar tais formações. A introdução de afastamentos entre os edifícios (cenário B e C) em situações de vento transversal (*cross-canyon wind*) conduz a níveis de concentração de PM<sub>10</sub> mais reduzidas. Verificou-se que para *hot spots* específicos (ponto 2) e em condições de vento transversal sul (*cross-canyon wind*), os níveis de concentração de PM<sub>10</sub> reduzem-se ~20% e ~22% nos cenários B e C respetivamente, em comparação com o cenário A, apenas devido à introdução destes afastamentos entre os edifícios. Conclui-se ainda que, quando se tem em conta os valores médios das concentrações de PM<sub>10</sub> para um plano localizado 1,5m acima do nível da estrada, não se verificam melhoramentos significativos com o aumento do

---

afastamento entre edifícios para 6 m, em comparação com o afastamento de apenas 4 m, para a mesma direção do vento. Para condições de vento alinhado com a rua (*along-canyon wind*), de um modo geral a configuração dos edifícios com dimensões uniformes (cenário D) promove uma melhor dissipação dos poluentes ao nível dos peões. Os resultados mostram que, neste cenário D e para um *hot spots* específico (ponto 2, condições de vento este), as concentrações de PM<sub>10</sub> diminuem ~15% comparativamente ao cenário A, devido ao alinhamento do escoamento nestas condições.

Estes resultados permitem concluir da importância da configuração das vias urbanas na qualidade do ar urbano, mostrando que a configuração dos edifícios desempenha um papel importante, que influencia os valores das concentrações médias globais de poluentes em vias urbanas mas também as concentrações elevadas em pontos específicos (*hot spots*) das vias.

---

## 5.4 Enquadramento final

No capítulo 5.1 quando foi apresentada e explicado o objetivo de desenvolvimento de uma metodologia que permitisse enquadrar, sistematizar, estudar, relacionar e entender os diversos e multidisciplinares aspetos que contribuem para a qualidade do ar em ambientes urbanos e estudar a sua influência na saúde, nomeadamente no que se refere a crianças. Apresentou-se na Figura 5.1 um esquema simplificado e resumido do objetivo a atingir: estudar a relação entre a qualidade do ar em ambiente urbano (neste caso especificamente para as  $PM_{10}$ ) e respetivo impacte na saúde infantil (neste caso especificamente crianças). No entanto, do desenvolvimento desta metodologia e da sua aplicação ao caso específico da cidade do Barreiro ficou claro que esta relação é complexa, existindo como intervenientes diversas variáveis que interagem entre si e cujas relações causa-efeito não são de modo nenhum diretas, sendo muita vezes biunívocas, não sendo fácil definir em cada caso quais as variáveis causa e quais as variáveis efeito.

Esta relação complexa entre estas variáveis multidisciplinares intervenientes, enquadradas em diversos aspetos como a qualidade do ar, a meteorologia, a geometria urbana, os edifícios, as vias rodoviárias e pedonais, a indústria, o tráfego, as emissões de fundo, os horários, as atividades, a exposição e a saúde, encontra-se resumida na Figura 5.75 sendo visível a dificuldade em relacionar todos estes aspetos.

Na pesquisa bibliográfica efetuada não foi encontrada qualquer metodologia que de forma integrada e multidisciplinar tivesse em conta todas as variáveis envolvidas e as suas relações, que permitisse caracterizar a qualidade do ar em meio urbano nas suas diversas vertentes, a exposição humana aos poluentes atmosféricos e a sua influência na saúde.

Na tentativa de contribuir para o entendimento destes aspetos apresentou-se e desenvolveu-se a presente metodologia que se pretende que possa ser aplicada em casos semelhantes de estudo da relação entre a qualidade do ar e a saúde, em ambiente urbano e cujas principais conclusões são apresentadas resumidas no capítulo 6.2.

Na Tabela 5.57 apresenta-se um resumo das principais variáveis utilizadas na metodologia, os meios e os métodos utilizados para as obter e o respetivo grupo disciplinar em que se enquadram. Ao longo da tese foi explicado o modo como estas variáveis foram obtidas no caso da aplicação à cidade do Barreiro, no entanto esta metodologia quando aplicada a outros casos deverá ser adaptada a esse caso de estudo, pois muito provavelmente as variáveis disponíveis ou que é possível obter poderão não ser exatamente as mesmas.

Tabela 5.57 – Resumo das variáveis multidisciplinares utilizadas na metodologia

<b>Variável</b>	<b>Meio ou método</b>	<b>Grupo disciplinar</b>
Velocidade do vento Direção do vento Frequência Temperatura do ar Radiação	Estações IMA Estações privadas Modelação meteorológica	Meteorologia
Concentração de PM <sub>10</sub> Concentração de CO Concentração de NO, NO <sub>x</sub> Concentração de SO Concentração de O <sub>3</sub>	Estações rede QA Equipamentos de QA Campanhas de monitorização Modelação de macroescala Modelação de microescala Relação Indoor/Outdoor Modelação de relação entre poluentes	Qualidade do ar exterior e interior
Localização Taxas de emissão Temperatura de emissão Velocidade de emissão Altura das chaminés Diâmetro das chaminés	Estudos camarários Registos das indústrias Campanhas de monitorização Modelos de emissão de poluentes	Industria
Localização vias Tipo de veículo Tipo de combustível Velocidade veículos Taxas de emissão	Estudos camarários Campanhas de monitorização Modelos de emissão de poluentes	Tráfego Rodoviário
Num.crianças admitidas no S.U. Sintomatologia s.d.r Sintomatologia asma Sintomatologia tosse Distribuição etária	Equipas de médicos Inquéritos Estudos estatísticos Registos hospitalares Modelos de exposição Lag temporal	Saúde

Com a identificação destas variáveis, pretende-se que a presente metodologia possa ser aplicada em situações de estudo em que os poluentes sejam outros (por exemplo PM<sub>2,5</sub> e nanopartículas) e o grupo de análise também possa ser outro (por exemplo idosos).

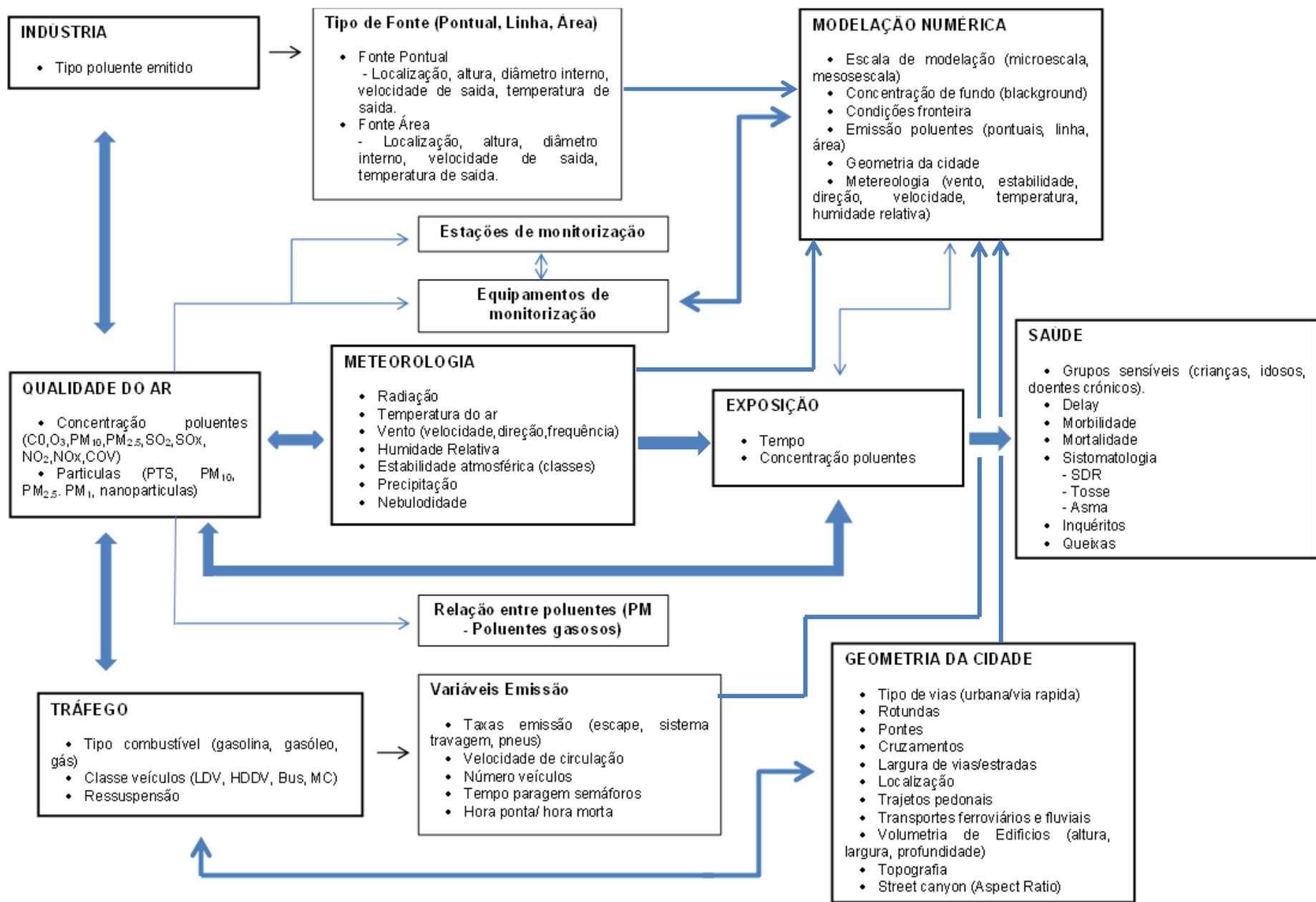


Figura 5.75 – Estrutura global da metodologia apresentada



---

## 6 FECHO

### 6.1 Introdução

Ao longo da presente tese foi apresentada e desenvolvida uma metodologia que pretende ser o mais completa possível no estudo global da qualidade do ar em ambientes urbanos e seu impacte na saúde com foco principal no poluente atmosférico partículas  $PM_{10}$ .

A presente metodologia apresentada ao longo desta tese pretende ser um guia para todos aqueles que pretenderem estudar a qualidade do ar em ambientes urbanos bem como o seu impacto na saúde, em particular no caso das crianças.

Pretendeu-se deste modo identificar os diversos aspetos a considerar no desenvolvimento deste tipo de estudo, apontando as variáveis que poderão ter implicações no seu desenvolvimento, estudar as relações existentes entre essas variáveis e as respetivas consequências, bem como identificar as principais dificuldades que estão associadas à aplicação desta metodologia.

### 6.2 Conclusões

Foi apresentada e desenvolvida uma metodologia para o estudo da qualidade do ar em ambientes urbanos e seu impacte na saúde, dando particular enfase e detalhe ao caso específico das partículas  $PM_{10}$ .

Foram identificadas as principais variáveis a recolher, necessárias para a aplicação da metodologia apresentada, bem como o modo e locais de recolha dessas variáveis e a identificação da sua importância.

A metodologia apresentada foi aplicada a um caso específico da cidade do Barreiro e ao estudo do impacte das concentrações de  $PM_{10}$  na saúde de crianças.

Da aplicação desta metodologia ao caso específico da cidade do Barreiro e das diversas vertentes analisadas apresentam-se as principais conclusões:

---

## 1) Modelação numérica de microescala numa avenida com tipologia do tipo *street canyon* (Avenida do Bocage)

- Verificou-se através da modelação numérica de microescala numa avenida específica com tipologia de *street canyon* (Avenida do Bocage) que o valor mais elevado de concentrações  $PM_{10}$  a 1,5m de altura é atingido num ponto específico (ponto 2 – edifício do Bingo) para condições específicas de vento norte (*cross-canyon wind*), ponto esse que se encontra próximo do edifício de maior área (largura e comprimento), que devido à sua dimensão dificulta a dissipação de poluentes para fora do *street-canyon*.

- Verificou-se que alterações nas configurações desta avenida, nomeadamente na geometria dos seus edifícios, influenciam os valores das concentrações de  $PM_{10}$  no interior do *street canyon*, verificando-se que neste caso específico é possível reduzir as concentrações de  $PM_{10}$  e, logo, melhorar a qualidade do ar na rua, através de alterações nas configurações dos edifícios

- Verificou-se que a introdução de afastamentos entre os edifícios em situações de vento transversal ao *street canyon* (*cross-canyon wind*) conduz a níveis de concentração de  $PM_{10}$  mais baixas, comparativamente à configuração da mesma rua sem afastamento entre os edifícios. Nestas condições de *cross-canyon wind*, os níveis de concentração de  $PM_{10}$  chegam a reduzir-se ~22% (ponto 2 – vento sul, cenário C), apenas devido à introdução destes afastamentos entre os edifícios.

- Verificou-se que para condições de vento alinhado com a rua (*along-canyon wind*), a configuração dos edifícios com dimensões uniformes promove uma melhor dissipação dos poluentes ao nível dos peões. Os resultados mostram que, neste cenário e para *hot spots* específicos (ponto 2 – vento este), as concentrações de  $PM_{10}$  diminuem ~15% devido ao alinhamento do escoamento nestas condições.

## 2) Modelo de estimativa de $PM_{10}$ com base em poluentes gasosos

- Verificou-se que é possível estimar as concentrações atmosféricas urbanas de  $PM_{10}$  na cidade do Barreiro com base nos valores das concentrações atmosféricas de outros poluentes gasosos ( $CO$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $O_3$ ,  $SO_2$ ) e nos valores de variáveis meteorológicas

---

(temperatura do ar, humidade relativa do ar e velocidade do vento), utilizando modelos lineares generalizados;

- Para as concentrações atmosféricas da cidade do Barreiro, verificou-se que o modelo linear generalizado que melhor estima as concentrações atmosféricas urbanas de  $PM_{10}$  com base nos valores das concentrações atmosféricas de outros poluentes gasosos e nos valores de variáveis meteorológicas é um modelo que utiliza como dados, valores da temperatura máxima diária do ar acima dos  $25^{\circ}C$  ( $R^2=0,649$ ), revelando a importância da temperatura elevadas do ar na formação de partículas secundárias.

### **3) Exposição de crianças devido a trajetórias pedonais no interior de *street canyon***

- Verificou-se que a exposição de crianças às concentrações urbanas de  $PM_{10}$  devido aos seus percursos pedonais é fortemente dependente das concentrações atmosféricas mas também do tempo de exposição;

- Verificou-se que a exposição de crianças às concentrações urbanas de  $PM_{10}$  devido aos seus percursos pedonais é fortemente dependente das direções de vento. Observou-se que uma determinada trajetória pedonal pode ser a melhor escolha para uma direção do vento, específica, mas a mesma trajetória pode ser a pior escolha para uma direção do vento diferente.

### **4) Relação entre a radiação solar e a concentração de poluentes atmosféricos urbanos**

- Verifica-se que existe uma forte correlação entre a temperatura do ar ambiente e a radiação solar, verificando-se valores do coeficiente de correlação de Pearson  $\rho=0,46$  (temperatura média diária do ar com radiação) e  $\rho=0,55$  (temperatura máxima diária do ar com radiação);

- Verifica-se que existe uma correlação importante entre os valores das concentrações de  $PM_{10}$  e a temperatura do ar ambiente. Este fato é mais relevante para temperaturas do ar superiores a  $25^{\circ}C$  observando-se valores do coeficiente de correlação de Pearson  $\rho=0,22$  (concentração média de  $PM_{10}$  com temperatura média diária do ar) e  $\rho=0,30$  (concentração média de  $PM_{10}$  com temperatura máxima diária do ar);

- Verifica-se que existe uma forte correlação entre a concentração de ozono no ar e a temperatura média diária do ar  $\rho=0,53$  (concentração máxima de ozono com temperatura

---

média diária do ar), verificando-se um aumento dos valores da concentração de ozono com o aumento da temperatura média do ar.

## 5) Relações entre os poluentes atmosféricos no ambiente urbano

- Verifica-se que existem correlações importantes entre os valores das concentrações dos diversos poluentes atmosféricos, analisados entre si, observando-se uma forte relação entre as concentrações de CO e as famílias NO<sub>x</sub> ( $\rho=0,82$  CO<sub>max</sub> com NO<sub>med</sub>,  $\rho=0,80$  CO<sub>max</sub> com NO<sub>x med</sub>,  $\rho=0,84$  CO<sub>pico</sub> com NO<sub>med</sub>,  $\rho=0,77$  CO<sub>pico</sub> com NO<sub>x pico</sub>);

- Verifica-se um valor de correlação importante entre as concentrações de SO<sub>2</sub> e de O<sub>3 pico</sub> ( $\rho=0,42$ ) e entre as concentrações de SO<sub>2</sub> e de O<sub>3 max</sub> ( $\rho=0,36$ ), não apresentando o SO<sub>2</sub> mais nenhuma correlação importante com outro poluente;

- Verifica-se que as concentrações de PM<sub>10</sub> se encontram correlacionadas com as concentrações de todos os poluentes, apresentando a maior correlação com NO<sub>2</sub> ( $\rho=0,47$  PM<sub>10</sub> com NO<sub>2med</sub>) e a menor correlação com O<sub>3</sub> ( $\rho=0,28$  PM<sub>10</sub> com O<sub>3 pico</sub>;  $\rho=0,18$  PM<sub>10</sub> com O<sub>3 max</sub>);

- Verifica-se que o Ozono apresenta correlações negativas com NO e NO<sub>x</sub> ( $\rho=-0,58$ , O<sub>3</sub> com NO<sub>med</sub>;  $\rho=-0,46$  O<sub>3</sub> com NO<sub>x med</sub>) o que é explicável pelo fato dos NO<sub>x</sub> serem precursores do Ozono.

## 6) Qualidade do ar e saúde

- Verificam-se correlações moderadas entre diversas sintomatologias de doenças do foro respiratório (sdr, tosse e asma) e as concentrações de poluentes verificando-se que essas correlações atingem os valores máximos ao fim de *lags* temporais de 2 a 6 dias;

- Verifica-se que as correlações mais fortes entre as variáveis de sintomatologia de doenças respiratórias (sdr, tosse e asma) e as concentrações de poluentes atmosféricos para situações de *lag* 0 (consequências no próprio dia) verificam-se para a sintomatologia da asma, apresentando os valores mais elevado para o coeficiente de correlação com o CO<sub>max</sub> ( $\rho=0,26$  asma CO<sub>max</sub>) e com o CO<sub>pico</sub> ( $\rho=0,25$  asma CO<sub>pico</sub>). Verifica-se ainda que para as situações de *lag* 0 temporal uma correlação importante entre a asma e os NO<sub>x</sub>,  $\rho=0,21$  (asma

---

com  $\text{NO}_{\text{med}}$ ,  $\rho=0,21$  (asma com  $\text{NO}_{\text{x med}}$ )  $\rho=0,21$  (asma com  $\text{NO}_{\text{x pico}}$ ). Já a correlação com as  $\text{PM}_{10}$  apresenta um valor pouco representativo  $\rho=0,09$  (asma com  $\text{PM}_{10}$ ) para a situação de lag 0 (próprio dia);

- Verifica-se que para a situação analisada de lag 0 temporal (consequências no próprio dia), observam-se valores negativos de correlação entre a sintomatologia de asma e o  $\text{O}_3$   $\rho=-0,23$  (asma e  $\text{O}_3_{\text{max}}$ ) e  $\rho=-0,22$  (asma e  $\text{O}_3_{\text{pico}}$ ), bem como correlação negativa entre asma e  $\text{SO}_{2\text{med}}$  ( $\rho=-0,12$ );

- Verifica-se que desfasando a análise entre as sintomatologias de saúde (sdr, tosse e asma) e as concentrações de poluentes atmosféricos ( $\text{O}_3$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{CO}$ ) considerando lags temporais de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 15 dias, de um modo global, as correlações máximas entre estas sintomatologias e as concentrações dos poluentes  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{CO}$  e  $\text{PM}_{10}$  ocorrem ao fim de lags temporais que variam de 2 a 6 dias dependendo do poluente e a sintomatologia considerada;

- Verifica-se que entre os poluentes  $\text{SO}_2$  e  $\text{O}_3$ , analisando a evolução do coeficiente de correlações de Pearson ( $\rho$ ) e as sintomatologias analisadas, para as lags temporais de 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 15 dias, este coeficiente de correlação mantêm-se mais ou menos constante e negativo ao longo de todo o período analisado, indiciando a inexistência de correlações de curto prazo (*short-term*) entre as observações com sintomatologia de asma e as concentrações atmosféricas destes dois poluentes.

### 6.3 Trabalhos futuros

No decorrer do presente trabalho foram identificados alguns aspetos importantes que poderão ser considerados e desenvolvidos em futuros trabalhos de modo a complementar a metodologia proposta na presente tese.

O primeiro aspeto diz respeito à necessidade de compreender melhor os mecanismos de interação entre o tráfego rodoviário e a qualidade do ar, nomeadamente através do desenvolvimento de estudos que considerem os diversos aspetos da mobilidade rodoviária como velocidade dos veículos, tempo de paragem dos semáforos, número de vias nas

---

estradas, implementação de rotundas versus cruzamentos e sua relação com o nível de concentração de poluentes atmosféricos urbanos.

Um segundo aspeto diz respeito ao interesse de estender a presente metodologia a outros poluentes atmosféricos, nomeadamente provenientes de combustíveis NO, NO<sub>x</sub>, CO, COV's e Ozono.

Um terceiro aspeto diz respeito ao interesse de estender a presente metodologia a outros grupos sensíveis da população à poluição atmosférica, nomeadamente os idosos e os pacientes com doenças crónicas do foro respiratório.

Um quarto aspeto diz respeito ao interesse em estender a presente metodologia a partículas de menor diâmetro como PM<sub>2,5</sub> e nano-partículas.

Um quinto e último aspeto diz respeito à utilização da metodologia proposta, aplicada e adaptada a outra cidade, envolvendo todos os aspetos identificados e mencionados nesta tese.

## 6.4 Lista de publicações

Os estudos e resultados apresentados nos diversos capítulos ao longo da presente tese foram publicados parcial ou totalmente em diversas publicações científicas cuja listagem é apresentada abaixo.

### 6.4.1 Artigos publicados em revistas científicas internacionais com arbitragem

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2014), **Analysis of Pedestrian Short-Term Exposure on a High Traffic City Street**, Sustainable Development & Planning journal, WIT Press., volume 9, Number 4 ISSN: 1743-7601, DOI: 10.2495/SDP-V9N4-500-513.

Garcia, J., Cerdeira, R., Coelho, L.M., Kumar, P., Carvalho M.G., (2014) **Influence of Pedestrian Trajectories on School Children Exposure to PM<sub>10</sub>**, Journal of Nanomaterials,

---

Hindawi Pub. Corp, Volume 2014, Article ID 505649, 9 pages, 2014.  
doi:10.1155/2014/505649.

Garcia, J., Teodoro, F., Cerdeira, R., Coelho, L.M., Carvalho M.G., (2014) **Developing a methodology to predict PM<sub>10</sub> Urban Concentrations using GLM**, Transaction: Ecology and the Environment, WIT Press volume 183 ISSN: 1743-3541, ISBN: 978-1-84564-782-7

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Kumar, P., Carvalho, M.G., (2013), **Influence of virtual changes in building configurations of a real street canyon on the dispersion of PM<sub>10</sub>**, Urban Climate, Volume 5, pp 68-81, Elsevier.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2012), **Personal exposure to particle concentration in a busy street**, WIT Transactions on Ecology and The Environment, Vol.157, WIT Press, ISSN 1743-3541 (on-line), DOI:10.2495/AIR120101.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2012), **Studying street geometry influence in PM<sub>10</sub> concentration**, Int. J.Environment and Pollution, Vol.50, Nos.1/2/3/4, DOI:10.1504/IJEP, 2012.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2012), **Studying street geometry influence in PM<sub>10</sub> concentration**. International Journal of Environment and Pollution. No 1–4: pp. 283-292. DOI:10.1504/IJEP.2012.051200.

Garcia, J.N.P.M., Coelho, Gouveia, C.M.P., Cerdeira, R.S.S., Louro, C.S.C., (2010), **Analyses of human exposure to urban air quality in a children population**, International Journal of Environment and Pollution, vol 40, N° 1/2/3, pp 94-108, ISSN 0957-4352, 10.1504/IJEP.2010.030886.

#### **6.4.2 Artigos publicados em atas de conferências internacionais**

Garcia, J.M., Teodoro, F., Cerdeira, R., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2014), **Developing a methodology to predict PM<sub>10</sub> outdoor urban concentrations using GLM**. Proceedings of Air Pollution 2014 - 22nd International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution, Opatija, Croatia, 7-9 May 2014.

---

Garcia, J., Teodoro, F., Cerdeira, R., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G. (2014), **A methodology to Estimate PM<sub>10</sub> Outdoor Urban Concentrations Using GLM**, 9th International Conference on Air Quality Science and Applications, Proceedings of Abstracts Book, pp 208, Garmisch-Partenkirchen, 24-28 March 2014.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares N., Coelho L.M.R, Carvalho, M.G., (2013), **Study of children exposure to Particulate Matter Indoor Air in School Classrooms**, VII Mediterranean Congress of Climatization, Proceedings Book, pp 648-655, Istanbul, 3-4 October 2013.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2013), **Sensitivity Analysis on PM Traffic Emission Modeling Parameters**, Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, DOI:10.3141/2270-16, pp 105-160, Madrid, Spain, 6-9 May 2013.

Garcia, J.M., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2011), **Studying The Effect Of Street Geometry In Particle Concentration**, Proceedings of 14th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, HARMO14, H14-227, Kos, Greece, 2-6 October 2011.

Garcia, J., Cerdeira,R., Coelho, L.M.R., (2010), **Simulation of street canyon effect in a street of Barreiro city in Portugal**, Proceedings 13<sup>th</sup> Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, DOI:10.1504/IJEP.2012.051200, Paris, France, 1-4 June 2010.

Garcia, J., Louro, Cerdeira, R., Rosado, A. R., Coelho, L., Gouveia, C., (2007), **Exposure to Road Traffic and Respiratory Symptoms**, Proceedings of 6th International Conference on Urban Air Quality (UAQ 2007), Chipre, 27-29 March 2007.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Gouveia, C., Cerdeira, R., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2005), **Studying Public Health Impact Relating Children Exposure with Urban Air Quality**, 5<sup>th</sup> Proceedings of International Conference on Urban Air Quality, Valencia, 29-31 March 2005.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Couveia, C., Cerdeira, R., Louro, C., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2005), **Analysis of Human Exposure to Urban Air Quality in a Children Population**, Proceedings of 10<sup>th</sup> International Conference on Harmonisation within Atmospheric

---

Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, pp 526-531, Sissi (Malia), Crete, Greece, 17-20 October 2005.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Gouveia, C., Cerdeira, R., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2005), **Studying Public Health Impact Relating Children Exposure with Urban Air Quality.** Proceedings of the 5th International Conference on Urban Air Quality, Valencia, 227.

---

## REFERÊNCIAS

Abbey, N. N., McDonnell, W., Burchette, R., Knutsen, S., Beeson, W., Yang, J., (1999). **Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in non-smokers.** American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Vol. 159, No. 2, pp. 373-382.

Abt, E., Suh, H.H., Catalano, P., Koutrakis, P., (2000), **Relative Contribution of Outdoor and Indoor Particle Source to Indoor Concentrations.** Environmental Science & Technology., vol. 34, no. 17, 3579-3587.

ACAP, (2010). **Estatísticas do sector automóvel. Edição de 2010.** Associação Automóvel de Portugal

Adachi K., Tainosho, Y., (2004). **Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust.** Environmental International 30: 1009-1017.

ADENE, (2009). **Metodologia para auditorias periódicas de QAI em edifícios de serviços existentes no âmbito do RSECE, Nota técnica NT-SCE-02.** Agencia para a Energia

Afgan, N.H., Carvalho, M.G., (2000). **Sustainable assesmant method for energy systems: indicators, criteria, and decision.** Kluwer Academic Publishers, Massachusetts.

Aga, E., Samoli, E., Touloumi, G., Anderson, H.R., Cadum, E., Forsbergz, B., Goodman, P., Goren, A., Kotesovec, F., Kriz, B., Macarol-Hiti, M., Medina, S., Paldy, A., Schindler, C., Sunyer, J., Tittanen, P., Wojtyniak, B., Zmirouzzz, D., Schwartz, J., Katsouyanni, K., (2003). **Short-term effects of ambient particles on mortality in the elderly: results from 28 cities in the APHEA2 project.** European Respiratory Journal; 21: Suppl. 40, 28s – 33s.

Alves, C., Scotto, M., Freitas, M., (2010). **Air pollution and emergency admissions for cardiorespiratory diseases in Lisbon (Portugal).** Química Nova, nº 2, 33:337 - 344.

Amorim, J.H., Lopes, M., Borrego, C., Tavares, R., Miranda, A.I., (2010). **Air quality modelling as a tool for sustainable urban traffic management.** Ecology and the Environment, volume 136.

Anderson, H.R., Derwent, R.G., Stedman, J., (2001). **Air Pollution and Climate Change.** St George's Hospital Medical School. 2 Met Office.

---

Ansys, (2009a). **ANSYS Fluent 12.0, Getting Started Guide**. Ansys Fluent Guides.

Ansys, (2009b). **ANSYS Fluent 12.0, Theory Guide**. Ansys Fluent Guides.

ANSYS FLUENT, (2008), **Ansys Fluent Tutorial 03 – Simulation of wind around buildings**. ANSYS, Inc

ANSYS FLUENT, (2009). **Manual, Chapter 4. Turbulence**. ANSYS, Inc. January.

APHEIS, (2005). **Air Pollution and Health: a European Information System**. Centro Nacional de Microbiologia, Boletín Epidemiológico Semanal. Vol. 13 nº 9/97-108.

ApSimon, H.M., Gonzalez del Campo, M.T., Adams, H.S., (2000). **Modelling long-range transport of primary particulate material over Europe**. Atmospheric Environment, Volume 35: 343 - 352.

ASHRAE, (2001) **Fundamentals**. American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.

Assimakopoulos, V.D., ApSimona, H.M., Moussiopoulos, N., (2003). **A numerical study of atmospheric pollutant dispersion in different two-dimensional street canyon configurations**. Atmospheric Environment, Volume 37, Issue 29, Pages 4037 - 4049.

Avol, W., Gauderman, S., Tan, S.L., Peters, J.,(2001). **Respiratory effects of relocating to areas of differing air pollution levels**. American Journal of Respiratory Critical Care Medicine, 164(11):2067 - 2072.

Awasthi, S., Chaudhry, K.K., (2009). **Numerical simulation and wind tunnel studies of pollution dispersion in an isolated street Canyon**. International Journal of Environment and Waste Management, Volume 4, 1 - 2, 243 - 255.

Ballester, F., Sáez, M., Pérez-Hoyos, S., Iñíguez, C., Gandarillas, A., Tobias, A., Bellido, J., Biggeri, A., Baccini, M., Bellini, P., Terracini, B., (2006). **Air pollution and cardiovascular admissions association in Spain: results within the EMECAS project**. Journal of Epidemiological Community Health. Apr 2006; 60(4): 328–336

---

Blocken, B., Stathopoulos, T., Carmeliet, J., (2007). **CFD simulation of the atmospheric boundary layer: wall function problems**. Atmospheric Environment 41(2): 238 - 252.

Borrego, C., Miranda, A.I., Conceição, M., Martins, J., Barros, N., Carvalho, A.C., Valinhas, M.J., Nunes, M., Tchepel, O., Tomé, M., Carvalho, A., Pinto, C., Santos, P., (1999). **A qualidade do ar: do local ao global**. Actas da 6ª Conferencia Nacional sobre a Qualidade do Ambiente, Lisboa 20 a 22 Out 1999, 945 - 949.

Borrego, C., Tchepel, O., Costa, A.M., Amorim, J.H., Miranda, A.I., (2003). **Emission and dispersion modelling of Lisbon air quality at local scale**. Atmospheric Environment 37, 5197 – 5205.

Braga, A.L.F., Saldiva, P.H.N., Pereira, L.A.A., Menezes, J.J.C., Conceição, G.M.S., Lin, C.A., Zanobetti, A., Schwartz, J., Dockery, D.W., (2001). **Health effects of air pollution exposure on children and adolescents in São Paulo**. Pediatric Pulmonology, Nº 31, 106 - 113.

Branis, M., Rezacová, P., Domasová, M., (2004). **The effect of outdoor air and indoor human activity on mass concentrations of PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>1</sub> in a classroom**. Environmental Research, 99(2):143–149.

Britter, R.E., Hanna, S.R., (2003). **Flow and dispersion in urban areas**. Annual Revue of .Fluid Mechanics. 35:469-96.

Brown, M.J., Muller, C., Bush, B., Stretz, P., (1998). **Exposure estimates using urban plume dispersion and traffic microsimulation models**. Proceedings of 10<sup>th</sup> Conference on Air Pollution Meteorology, Phoenix, AZ, USA, Jan. 10 - 15.

Camarão, A., Pereira, A.S., Silva, J.M.L., (2008). **A Fábrica – 100 Anos da CUF no Barreiro**. Editorial Bizâncio, 1ª Edição.

Camargo, C.A., Schatz, Jr. M., (2003). **The Relationship of Gender to Asthma Prevalence, Healthcare Utilization, and Medications in a Large Managed Care Organization**. Academic Emergency Medicine, 10: 508.

---

Carruthers, D., Mckeown, A., Hall, D., Porter, S., (1999). **Validation of ADMS against wind tunnel data of dispersion from chemical warehouse fires.** Atmospheric Environment, 33: 1937 - 1953.

Carruthers, D.J., Edmunds, H.A., Lester, A.E., McHugh, C.A., Singles, R.J., (1998). **Use and Validation of ADMS-Urban in Contrasting Urban and Industrial Locations.** International Journal of Environment and Pollution, 14, 364 - 374.

Carvalho, A. L. F. (2013), **Avaliação da Exposição a Partículas em Redes de Metropolitano.** Tese de mestrado, I.S.T

CCPA, (2001). **Ambient Particulate Matter Characterization Guidelines.** Canadian Chemical Producer's Association.

CE, (2001). **Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha - Sexto Programa de Acção em Matéria de Ambiente.** Comissão Europeia

CERC, (2003), **Guia do Utilizador do ADMS-Urban, Versão 2.0.** Cambridge Environmental Research Consultants Ltd

CERC, (2001). **Validation of ADMS-Urban and ADMS-Roads Against M4 and M25 Motorway Data.** Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

CERC, (2002). **Flowstar, Modelling Flow Over Complex Terrain.** User Guide. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

CERC, (2003a) **ADMS-Urban User Guide, Version 2.0.** Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

CERC, (2003b). **ADMS-Urban, Urban Air Quality Management System.** User Guide. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

CERC, (2004) **Guia do Utilizador do Flowstar, Versão 7.0, 2004.** Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.

Cordeira, C. L., Coelho, L., Garcia, J., Gouveia, C., Coelho, P. J., Bertrand, T., (2007), **Traffic Pollutant Emissions in Barreiro City,** Air Pollution XV, Transaction: Ecology and the

---

Environment, volume 101, (chapter of the Book), Online ISSN: 1743 - 3541, DOI:10.2495/AIR070311, Print ISBN: 978-1-84564-067-5, Edited By: C.A. BREBBIA, Wessex Institute of Technology, UK , Published: 2007.

Cerdeira, C. L., Coelho, L., Garcia, J., Gouveia, C., Ferreira, T., Batista, N., (2006), **Environmental Effects on Respiratory Diseases**, WSEAS Transactions on Environment and Development, Issue 8, Vol 2, ISSN 1790 - 5079, August 2006.

Cerdeira, R., (2011). **Simulação numérica da qualidade do ar na cidade do Barreiro**. Tese Mestrado em Tecnologia Ambiental, EST/IPS.

Cerdeira, R. L., Coelho, L., Garcia, J., Gouveia, C., Coelho, P. J., Bertrand, T., (2006), **Traffic Pollutant Emissions in Barreiro City**, Proceedings of Urban Transport 2006, DOI:10.2495/AIR070311, Praga, República Checa, 12-14 July 2006.

Cerdeira, R., Louro, C., Coelho, L., Garcia, J., Gouveia, C., Ferreira, T., Batista, N., (2006). **Seasonality and Air Quality Effect in Health**. EED'06/WSEAS International Conference on Environment, Ecosystems and Development, Veneza, Itália, 20 - 22 de Novembro de 2006.

Cerdeira, R., Louro, C., Coelho, L., Garcia, J., Gouveia, C., Ferreira, T., Baptista, N., (2007). **Qualidade do ar e doenças respiratórias no Barreiro**. Actas da 9ª Conferência Nacional de Ambiente, 1, 135 - 140.

Cerdeira, R., Coelho, L.M.R., Gouveia, C., Garcia, J.M., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2004). **Simulação da Dispersão de Poluentes Atmosféricos para Prever o Impacte da Qualidade do Ar na Saúde**. 8ª Conferência Nacional de Ambiente 27 - 29 Outubro.

Chan, A.T., William, T.W. A., Ellen, S.P. S., (2003). **Strategic guidelines for street canyon geometry to achieve sustainable street air quality—part II: multiple canopies and canyons**. Atmospheric Environment 37: 2761 – 2772.

Chan, T., Dong, G., Leung, C., Cheung, C., Hung, W., (2002). **Validation of a two-dimensional pollutant dispersion model in an isolated street canyon**. Atmospheric Environment, Vol. 36, 5:861 - 872.

---

Chen, B., Hong, C., Kan, H., (2003). **Exposures and health outcomes from outdoor air pollutants in China.** School of Public Health, Fudan University.

Chen P., Lai, Y., Wang, J., Yang, C., Hwang, J., Kuo, H., Huang, S., Chan, C., (1998). **Adverse Effect of Air Pollution on Respiratory Health of Primary School Children in Taiwan.** Environmental Health Perspectives, Volume 106, Number 6.

Chen, Y., Sheen, P., Chen, E., Liu, Y., Wu, T., Yang, C.C., (2004). **Effects of Asian dust storm events on daily mortality in Taipei, Taiwan.** Environmental Research 95: 151 - 155.

Cho, J. L., Jung, C., Chun, Y., Kim, Y., (2008). **Relationship between particulate matter measured by optical particle counter and mortality in Seoul Korea during 2001.** Journal of Environmental Health, 37 - 43.

Christopher, M. L., Helen, H. S., Catalano, P.J., Koutrakis, P., (2001). **Using Time-and Size-Resolved Particulate Data to Quantify Indoor Penetration and Deposition Behaviour.** Environmental Science & Technology. vol. 35, no. 10, 2089 - 2099.

Ciccone, G., Forastiere, F., Agabiti, N., Biggeri, A., Bisanti, L., Chellini, E., Corbo, G., Dell'Orco, V., Dalmasso, P., Volante, T.F., Galassi, C., Piffer, S., Renzoni, E., Rusconi, F., Sestini, P., Viegi, G., (1998). **Road traffic and adverse respiratory effects in children. SIDRIA Collaborative Group.** Occupational Environmental Medicine, 55; 771 - 778.

Clancy, L., Goodman, P., Sinclair, H., Dockery, G.W., (2002). **Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study.** The Lancet, Vol 360, October 19.

Clarke, R. W., Coull, B., Reinisch, U., Catalano, P., Killingsworth, C.R., Koutrakis, P., Kavouras, I., Murthy, G.G., Lawrence, J., Lovett, E., Wolfson, J.M., Verrier, R.L., Godleski, J.J., (2000). **Inhaled concentrated ambient particles are associated with hematologic and bronchoalveolar lavage changes in canines.** Environmental health perspectives, 108: 1179 – 1187.

Coelho, J.M.R., Garcia, J., Gouveia, R. C., Louro, C., (2006), **Analyses of respirable particles reduction in school classrooms,** Proceedings of Healthy Buildings 2006 (HB2006), pp 217-222, Lisboa, Portugal, 4-8 de June 2006.

---

Coelho, L.M.R., Cerdeira, R., Couveia, C., Garcia, J.M., Louro, C., (2005), **Estudo da Influência da Indústria e do Tráfego na Qualidade do Ar na Cidade do Barreiro**, Acta do 4º Encontro Nacional do Colégio de Engenharia Mecânica da Ordem dos Engenheiros, Lisboa, Portugal, 2-4 Junho 2005.

Coelho, L.M.R., Garcia, J., Gouveia, C., Cerdeira, R., Louro, C., (2005). **Evaluation of Particulate Emissions from Traffic in a New Bridge Barreiro-Lisboa**. 8th International Conference on Energy for a Clean Environment, 27-30 Junho.

Collett, K. O., (1997). **Air quality modelling: a technical review of mathematical approaches**. Meteorological Applications, 4: 235 – 246.

Conceição, G.M.S., Saldiva, P. H. N., Singer, J. M., (2001). **Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbi-mortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo**. Revista Brasileira de Epidemiologia, 206 Vol. 4, Nº 3, pp 206-219.

Costa, A.H.P., Macedo, J.M.G., (2008). **Manual de planeamento de acessibilidades e transportes**. Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte.

Crosignani, P., Tittarelli, A., Borgini, A., Codazzi, T., Rovelli, A., Porro, E., Contiero, P., Bianchi, N., Tagliabue, G., Fissi, R., Rossitto, F., Berrino, F., (2004). **Childhood leukemia and road traffic: A population-based case-control study**. International Journal of Cancer, 108:596–599.

Daisey, J., Angell, W., Apte, M., (2003). **Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information**. Indoor Air, 13(1): 53 - 64.

Davies, F., Middleton, D., Bozier, K., (2007). **Urban air pollution modelling and measurements of boundary layer height**. Atmospheric Environment 41:4040-4049.

DL79/2006, (2006). **Decreto-Lei n.º 79/2006, de 4 Abril (2006). RSECE – Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios**.

---

Domingos, J., Pinto, M., Pontes, M., (1980). **Ocorrência média anual no território Português das classes de estabilidade atmosférica Pasquill-Guiford**. Técnica. Nº 460, XLII:27-42, 1980.

Dominici, F., (2004). **Time-Series Analysis of Air Pollution and Mortality: A Statistical Review**. Health Effects Institute, Research Report 123.

E.E.A., (2005), **Environment and Health**. EEA report, Denmark – Copenhagen, No 10/2005.

E.E.A., (2011), **Air Quality in Europe – 2011 report**. EEA technical report, Denmark – Copenhagen, No 12/2011.

Eiguren-Fenandes, A., Shinyashiki, M., Schmitz, D.A., Di Stefano, E., Hinds, W., Kumagai, Y., Cho, A.K., Froines, J.R., (2010) **Redox and electrophilic properties of vapour and particle-phase components of ambient aerosols**. Environmental Research 10 (3), 207-212.

Ellis, K., McHugh, C., Carruthers, D., Stidworthy, A., (2001). **Comparison of ADMS-Roads, CALINE4 and UK DMRB model predictions for roads**. 7th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Italy, May 2001.

EPA, (2002). **Child-specific exposure factors handbook**. U.S. Environmental Protection Agency.

EPA, (2003), **Guia do Utilizador do Mobile 6.1 e Mobile 6.2**. U.S. Environmental Protection Agency.

EU, (2005). **Estratégia temática sobre a poluição atmosférica**. U.S. Environmental Protection Agency.

Eurostat, (2003) **Panorama of Transport – Statistical overview of transport in the European Union Part 1**, Comunidade Europeia.

Fernandes, E.O., (2000). **Energy and Climate Change: While waiting for a New Energy Paradigm**. Climate Change, Science, Economics and Politics, 3 e 4 Nov, F.K.Gulbenkian.

---

Fernandes, U., Costa, M., (2011), **Particle emissions from a domestic pellets-fired boiler**, Fuel Processing Technology, doi:10.1016/j.fuproc.2011.08.020.

Galán, I., Tobias, A., Banegas, J.R., Aranguéz, E., (2003). **Short-term effects of air pollution on daily asthma emergency room admissions**. European Respiratory Journal, 22: 802–808.

Garber, W., Colosio, J., Grittner, S., Larssen, S., Rasse, D., Schneider, J., Houssiau, M., (2002). **Guidance on the Annexes to Decision 97/101/EC on Exchange of Information as revised by Decision 2001/752/EC**. European Commission, DG Environment.

Garcia, J.M., Teodoro, F., Cerdeira, R., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2014a). **Developing a methodology to predict PM<sub>10</sub> outdoor urban concentrations using GLM**. Proceedings of Air Pollution 2014 - 22nd International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Air Pollution, Opatija, Croatia, 7-9 May 2014.

Garcia, J.M., Teodoro, F., Cerdeira, R., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2014b). **A methodology to estimate PM<sub>10</sub> outdoor urban concentrations using GLM**. Proceedings of Air Quality 2014 - 9th International Conference on Air Quality - Science and Application, Garmisch-Partenkirchen, 24-28 March 2014.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2014c), **Analysis of Pedestrian Short-Term Exposure on a High Traffic City Street**, Sustainable Development & Planning journal, WIT Press.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2013a), **Study of children exposure to Particulate Matter Indoor Air in School Classrooms**, VII Mediterranean Congress of Climatization, Proceedings Book, pp 648-655, Istanbul, 3-4 October 2013.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Carvalho, M.G., (2013b), **Sensitivity Analysis on PM Traffic Emission Modeling Parameters**, 15th International Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, DOI:10.3141/2270-16, pp 105-160, Madrid, Spain, 6-9 May 2013.

---

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., Kumar, P., Carvalho, M.G., (2013c), **Influence of virtual changes in building configurations of a real street canyon on the dispersion of PM<sub>10</sub>**, Urban Climate, Volume 5, pp 68-81, Elsevier.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2012a), **Studying street geometry influence in PM<sub>10</sub> concentration**, International Journal of Environment and Pollution, Vol.50, Nos.1/2/3/4, DOI:10.1504/IJEP, 2012.

Garcia, J., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2012b), **Personal exposure to particle concentration in a busy street**, WIT Transactions on Ecology and The Environment, Vol.157, WIT Press,ISSN 1743-3541 (on-line), DOI:10.2495/AIR120101.

Garcia, J.M., Cerdeira, R., Tavares, N., Coelho, L.M.R., (2011), **Studying The Effect Of Street Geometry In Particle Concentration**, Proceedings of 14th Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, HARMO14, H14-227, Kos, Greece, 2-6 October 2011.

Garcia, J.N.P.M., Coelho, Gouveia, C.M.P., Cerdeira, R.S.S., Louro, C.S.C., (2010a), **Analyses of human exposure to urban air quality in a children population**, International Journal of Environment and Pollution, vol 40, N<sup>o</sup> 1/2/3, pp 94-108, ISSN 0957-4352, 10.1504/IJEP.2010.030886.

Garcia, J., Cerdeira,R., Coelho, L.M.R., (2010b), **Simulation of street canyon effect in a street of Barreiro city in Portugal**, Proceedings 13th Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, DOI:10.1504/IJEP.2012.051200, Paris, France, 1-4 June 2010.

Garcia, J., Louro, Cerdeira, R., Rosado, A. R., Coelho, L., Gouveia, C., (2007), **Exposure to Road Traffic and Respiratory Symptoms**, Proceedings of 6th International Conference on Urban Air Quality (UAQ 2007), Chipre, 27-29 March 2007.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Gouveia, C., Cerdeira, R., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2005a), **Studying Public Health Impact Relating Children Exposure with Urban Air Quality**, 5th Proceedings of International Conference on Urban Air Quality, Valencia, 29-31 March 2005.

---

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Couveia, C., Cerdeira, R., Louro, C., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2005b), **Analysis of Human Exposure to Urban Air Quality in a Children Population**, Proceedings of 10th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, pp 526-531, Sissi (Malia), Crete, Greece, 17-20 October 2005.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Gouveia, C., Cerdeira, R., Ferreira, T., Baptista, M.N., (2005c). **Studying Public Health Impact Relating Children Exposure with Urban Air Quality**. 5th International Conference on Urban Air Quality, Valencia, 227.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Gouveia, C., Cerdeira, R., Ferreira, T., Baptista, M. N., (2004). **Generating Scenarios to Predict Air Quality Impact in Pubic Health**. Proceedings of 9th International Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Garmisch-Partenkirchen, 380-384, volume 2.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Ribeirete, A., Nogueira, M., Machado, P., Magalhães, R., (2002). **Air quality analysis in the city of Setúbal – Scenarios generation to support municipality decisions**. Proceedings of 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia 14-17 October 2002, 468-473.

Garcia, J.M., (2001a). **Qualidade do ar exterior em ambiente urbano**. Tese de Mestrado, Instituto Superior Técnico, Technical University of Lisbon.

Garcia, J.M., Coelho, L.M.R., Simão, C., Carvalho, M.G., (2001b). **Study of the impact of urban air quality on human health based in a children population: – Proposal for a model**. Proceedings of 7th International Conference on Harmonisation Within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Belgirate 28-31 May 2001, 469-473.

Gauderman, G. Gilliland, H. Vora, E. Avol, D. Stram, R. McConnell, D. Thomas, F. Lurmann, H. Margolis, E. Rappaport, K. Berhane, J. Peters, (2002). **Association between air pollution and lung function growth in southern California children**. American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, 166:76-84, 2002.

---

Gent, P. Koutrakis, K. Belanger, E. Triche, T. Holford, M. Bracken, B. Leaderer, (2009). **Symptoms and medication use in children with asthma and traffic-related sources of fine particle pollution.** Environmental Health Perspectives, nº 7, 117:1168-1174.

Ghio , A. J., Kim, C., Devlin, R.B., (2000). **Concentrated ambient air particles induce mild pulmonary inflammation in healthy human volunteers.** American journal of respiratory and critical care medicine, 162: 981–988.

Gilliland FD, Berhane K, Rappaport EB, Thomas DC, Avol E, Gauderman WJ, London SJ, Margonis HG, McConnell R, Islam KT, Peters JM, (2000). **The effects ao ambient air pollution on school absenteeism due to respiratory illnesses.** Journal of Epidemiology, Vol 12, No1, 43-54.

Gomes, J.F.P (1993). **Qualidade do ar – ISQ**, Edições técnicas.

Gomes, P.M.F (2008). **Qualidade do ar em zonas industriais – Caso de estudo do Barreiro.** Tese de Mestrado FCT/UNL.

Gouveia, C.M., R.S. Cerdeira, J.M. Garcia, M. Nogueira & L.M.R. Coelho, (2004). **Numerical modelling for studying the impact of urban air pollution in natural reserves around Setúbal city.** Proceedings of IESS Conference, Osnabrück, Germany 14-17 June 2004.

Gouzee N, Mazijn B, Bilharz S, (1995). **Indicators of Sustainable Development for Decision-Making.** Report of the workshop of Ghent, Belgium, 9-11, Submitted to UN Comission on Sustainable Development. Federal Planning Office of Belgium.

H. Adams, M. Nieuwenhuijsen, R. Colvile, M. McMullen and P. Khandelwal, (2001). **Fine particle (PM<sub>2,5</sub>) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK.** The Science of the Total Environment, 279:29-44.

Hajat S., Haines A., Goubet S.A, Atkinson R.W., Anderson H.R. (1999). **Association of air pollution with daily GP respiratory consultations for asthma and other lower conditions in London.** Thorax, num 54, 597-605.

---

Halliburton, B.W., Carras J.N., Nelson P.F., (2006). **Fine particle emission from power stations- Technology assessment report 55**. Cooperative Research Centre for Coal in Sustainable Development, QCAT Technology Transfer Centre.

Hamlyn D., R. Britter, (2005). **A numerical study of the flow field and exchange processes within a canopy of urban-type roughness**. Atmospheric Environment, vol. 39, 18:3243-3254.

Hammond GF, (2000a). **Energy and the Environment, Towards a Collaborative Research Agenda: Challenges for Business and Society**. Mcmillan Press, Basinstoke.

Hammond GF, (2000b). **Energy, Environment and Sustainable Development: a UK Perspective**. Transactions. ICHemE Journal, Vol 78, Part B.

Hanna, S, B. Egan, J. Purdum, J. Wagler, (2001). **Evaluation of the ADMS, AERMOD, and ISC3 dispersion models with the OPTEX, Duke Forest, Kincaid, Indianapolis and Lovett field datasets**. International Journal of Environment and Pollution, Vol. 16, 1/2/3/4/5/6:301-314.

Harrison, R.M., Yin, J.X. (2000). **Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?**. Science of Total Environment, 249: 85-101

Hauser, R., Godleski, J.J., Hatch, V., Christiani, D.C., (2001) **Ultrafine particles in human lung macrophages**. Archives of Environmental Health, 56, 150-156.

Henkes, R., F. vander Flugt, C. Hoogendoorn, (1991). **Natural convection flow in a square cavity calculated with Low-Reynolds-Number turbulence models**. International Journal of Heat and Mass Transfer, 34:1543-1557.

Hertel, R. Berkowicz, e S. Larssen, (1990). **The operational street pollution model (OSPM)**. 18th international meeting of NATO/CCMS on air pollution modeling and its application, Vancouver, Canada, 741-749.

---

Heyder, J., (2004). **Deposition of inhaled particles in the human respiratory tract and consequences for regional targeting in respiratory drug delivery.** The American Thoracic Society, 1, 315-320.

HMSO, (1996). **Indicators of Sustainable Development for the United Kingdom.** Indicators Working Group, Environmental Protection and Statistics and Information Management Division, Department of the Environment. London.

Holmes, L. Morawska, (2006). **A review of dispersion modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available.** Atmospheric Environment, 40: 5902-5928, 2006.

Hunter, L.J., Johnson, G.T., Watson, I.D., (1992). **An investigation of three-dimensional characteristics of flow regimes within the urban canyon.** Atmospheric Environment 26B (4), 425–432.

Iijima, H. Tago, K. Kumagai, M. Kato, K. Kozawa, K. Satob, N. Furutab, (2008). **Regional and seasonal characteristics of emission sources of fine airborne particulate matter collected in the center and suburbs of Tokyo, Japan as determined by multielement analysis and source receptor models.** Journal of Environmental Monitoring, 10:1025–1032.

Ingo D., Wolfgang B., Rainer B., Wolfgang M.J., Achim L., (2004). **Experiences When Modelling Roadside PM<sub>10</sub> Concentrations.** 9<sup>th</sup> Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes; June 2004.

Jalaludin B.B., O'Toole B.I., Leederd S.R., (2004). **Acute effects of urban ambient air pollution on respiratory symptoms, asthma medication use, and doctor visits for asthma in a cohort of Australian childrens.** Environmental Research 95, 32–42.

Jeong, S.J., Andrews, M.J., (2002). **Application of the k-e turbulence model to the high Reynolds number skimming flow field of an urban street canyon.** Atmospheric Environment, 36, 1137 – 1145.

Jiménez E., C. Linares, L. Rodríguez, M. Bleda, J. Díaz, (2009). **Short-term impact of particulate matter (PM<sub>2,5</sub>) on daily mortality among the over-75 age group in Madrid (Spain).** Science of the Total Environment, 407:5486–5492.

---

Kalos, G., Kassomenos P., Pielke R.A. (1993). **Synoptic and mesoscale weather conditions during air pollution episodes in Athens.** *Boundary-Layer Meteorology*. 62, 163-184.

Katsouyanni K, Toulomi G, Samoli E, (2002). **Confounding and effect modification in the shortterm effects of ambient particles on total mortality: Results from 29 european cities within the APHEA2 project.** *Epidemiology* 2001; 12:521-513.

Kemp K. (2002). **Trends and sources for heavy metals in urban atmosphere.** *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms* 189: 227-232.

Ketzel, M., Berkowicz, R., (2004). **Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition.** *Atmospheric Environment* 38, 2639-2652.

Kim J., Baik, (2004). **A numerical study of the effects of ambient wind direction on flow and dispersion in urban street canyons using the RNG  $k-\epsilon$  turbulence model.** *Atmospheric Environment*, Vol. 38, 19:3039-3048.

Kirchner S., Ramalho O., Riberon J., Segala C., O'Kelly P., Pilch E., (2005). **Energetic and health impact of air exchange rate in two elementary schools – Final Report.** *Observatoire de la qualité de l'air intérieur*.

Koenig J.Q., Mar T.F., Allen R.W., Jansen K., Lumley T., Sullivan J.H., Trenga C.A, Larson T.V., Liu J.S., (2005). **Pulmonary Effects of Indoor- and Outdoor-Generated Particles in Children with Asthma.** *Environmental Health Perspectives*, Vol 113, no4, 449-503.

Kumar, P., A. Garmory, M. Ketzel, R. Berkowicz e R. Britter, (2009). **Comparative study of measured and modelled number concentrations of nanoparticles in an urban street canyon.** *Atmospheric Environment*, Vol. 43, 4:949-958.

Kumar, P., Fennell, P., Langley, D., Britter, R., (2008). **Pseudo-simultaneous measurements for the vertical variation of coarse, fine and ultra fine particles in an urban street canyon.** *Atmospheric Environment*, 42: 4304-4319.

---

Kumar, P., Ketzel M., Vardoulakis S., Pirjola L., Britter R., (2011). **Dynamics and dispersion modeling of nanoparticles from road traffic in the urban atmospheric environment – a review.** Journal of Aerosol Science, 42, pp.580-603.

Kumar, P., Robins, A., Vardoulakis, S., Britter, R., (2010). **A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls.** Atmospheric Environment 44, 5035-5052.

Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R.M., Norford, L., Britter, R., (2014a). **Ultrafine particles in cities.** Environment International 66, 1-10.

Kumar, P., (2014b). **A review of fundamental drivers governing the emissions, dispersion and exposure to vehicle-emitted nanoparticles at signalised traffic intersections.** Atmospheric Environment 97, 316-331.

Laschober C., Limbeck A, Rendl J, Puxbaum H. (2004). **Particulate emissions from on-road vehicles in the Kaisermuhlen-tunnel (Vienna, Austria).** Atmospheric Environment, 38, 2187-2195

Launder B., Spalding, D., (1972). **Lectures in mathematical models of turbulence.** Academic press, London, England.

Lazaridis M., Semb A., Larssen S., Hjellbrekke A.G., Hov O., Hanssen J.E., Schaug J., Torseth K. (2002). **Measurements of particulate matter within the framework of the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) I. First results.** Science of Total Environment 285: 209-235.

Lee S.C., (1997). **Comparison of indoor and outdoor air quality at two staff quarters in Hong Kong.** Environment International, Vol. 23, No. 6, pp. 791-797.

Leeuw, F., Horálek, (2009). **Assessment of the health impacts of exposure to PM<sub>2,5</sub> at a European level.** European Topic Centre on Air and Climate Change technical paper 1.

Li, X., C. Liu, D. Leung, K. Lam, (2006). **Recent progress in CFD modeling of wind field and pollutant transport in street canyons.** Atmospheric Environment, 40 (29), 5640-5668.

---

Liu D.L., Nazaro W.W., (2003). **Particle penetration through building cracks**. *Aerosol Science and Technology*. 37 (7), pp. 565-573.

Lohmeyer, A., (2001). **Comparison of the procedures of different modelers for air pollutant concentrations in a street canyon – The Podbielski Street exercise**. <http://www.lohmeyer.de/podbi/>.

Loomis D, (2000). **Sizing up air pollution research**. *Epidemiology* 11, 2-4.

Lough G.C., Schauer J.J., Park J.S., Shafer M.M., Deminter J.T., Weinstein J.P. (2005). **Emissions of metals associated with motor vehicle roadways**. *Environmental Science Technology* 39: 826-836.

Louro, C. Cerdeira L. Coelho, J. Garcia, C. Gouveia, T. Ferreira, N. Batista (2006), **Effects of Urban Pollution on Children's Health**, *WSEAS Transactions on Environment and Development Journal*, Issue 4, Vol 2, April 2006, ISSN 1790-5079, pp 322-328.

Louro, C. Cerdeira L. Coelho, J. Garcia, C. Gouveia, T. Ferreira, N. Batista, (2006), **Effects of the Atmospheric Environment on Children's Health**, *Proceedings of IASME/WSEAS International Conference on Energy, Environment, Ecosystems and Sustainable Development*, pp 328-335, Atenas, Grécia, 11-13 July 2006.

Manoli E., Voutsas D., Samara C., (2002). **Chemical characterization and source identification/apportionment of fine and coarse air particles in Thessaloniki, Greece**. *Atmospheric Environment*, 36: 949-961.

Marjamäki, M., Keskinen J., (2001). **Vehicle exhaust particulates characterisation, properties, instrumentation and sampling requirements**. Delivery 2 from Project Characterisation of Exhaust Particulate Emissions from Road Vehicles (PARTICULATES).

Marko V., (2005). **Characteristics and Sources of Fine Particulate Matter in Urban Air**. Publications of the National Public Health Institute.

Martins, A., Cerqueira M., Ferreira F., Borrego C., Amorim J. H. (2009). **Lisbon air quality: evaluating traffic hot-spots**. *International Journal Environment and Pollution*, Volume 39, 374, pp.306-320.

---

Martins, L.C, et al (2002). **Air Pollution and emergency room visits due to pneumonia and influenza in São Paulo, Brazil.** Revista Saúde Pública 2002, 36(1):88-94.

Maynard, B. Coull, A. Gryparis, J. Schwartz, (2009) **Mortality risk associated with short-term exposure to traffic particles and sulphates.** Environmental Health Perspects, 115(5): 751-755.

Mietinen P, Hamalainen RP, (1999). **Indexes for fixed and flexible environment target setting: a decision analytical perspective.** International Journal of Environment and Pollution, Vol 12, Nos 2 3, 147-164.

Monin, A. Obukhov, (1954). **Basic laws of turbulent mixing in the ground layer of the atmosphere.** Transboundary Geophysics, Institute Akad. Nauk, USSR, 151:163-187.

Morawska L, Zhang J. (2002). **Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures.** Chemosphere 49: 1045-1058.

Moschandreas, J.,D., Saksena S. (2002). **Modelling exposure to particulate matter.**Chemosphere. No 49, pp. 1137–1150.

Mosley R.B., Greenwell D., Sparks L., Guo Z., Tucker W.G., Fortmann R., Whitfield C. (2001). **Penetration of Ambient Fine Particles into the Indoor Environment.** Aerosol Science and Technology 34: 127–136.

Mossetti S., Angius S. and Angelino E.(2004). **Assessing the Impact of Particulate Sources in the Milan Urbain Area.** Proceedings, volume 2 of Harmonization within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Garmich-Partenkirchen, Germany, 1-4 June 2004.

Murena F., Favale G., Vardoulakis S. Solazzo E. (2009). **Modelling dispersion of traffic pollution in a deep street Canyon: Application of CFD and operational Models.** Atmospheric Environment 43 2303-2311.

NAEI (2010). **Vehicle Emission Factor Database.** National Atmospheric Emission Inventory, UK.

---

Nazridoust K. (2007). **Gaseous And Particulate Dispersion In Street Canyons**. Department of Mechanical and Aeronautical Engineering, Clarkson University, Potsdam.

Nelder J.A., Wedderburn R.W.M. (1972). **Generalized linear models**. Journal of Research Statistic Society; 35: pg 370-84.

Nicholson, K.W., Branson J.R., (1990). **Factors affecting resuspension by road traffic**. Science of Total Environment 93: 349-358.

Nightingale, J. A., Maggs, R., Cullinan, P., Donnelly, L.E., Rogers, D.F., Kinnersley, R., Chung, K.F., Barnes, P.J. Ashmore, M., Newman-Taylor, A., (2000). **Airway inflammation after controlled exposure to diesel exhaust particulates**. American journal of respiratory and critical care medicine, 162: 161–166.

Nikić D., (1999). **Air pollution and respiratory symptoms in preschool children**. Institute for Public Health Niš.

O'Farrel D, (1999). **Environmental Indices: Transparent Models and Links to Human Activity, Advances in Sustainable Development Environmental Indices**. EOLSS Publishers Co., Oxford, UK.

OECD, (2000). **Towards Sustainable Development, indicators to measure progress**. Proceedigs of the OECD Rome Conference.

Oke, T, (1987). **Boundary layer climates**, 2nd Edition, Halsted, New York.

Oke, T.R., (1988). **Street design and urban canopy layer climate**. Energy and Buildings 11, 103–113.

Omron, (2011). **Industrial Automation Guide 2011**. Omron Europe BV.

Ostro, B., (1984). **A search for a threshold in the relationship of air pollution to mortality: a reanalysis of data on London winters**. Environmental Health Prospects, 58:397-399.

Owega S., Evans G.J., Jervis R.E., Fila M., D'Souza R., Khan B., (2004). **Long-range sources of Toronto particulate matter (PM<sub>2,5</sub>) identified by Aerosol Laser Ablation Mass Spectrometry (LAMS)**. Atmospheric Environment, 38: 5545-5553.

---

Palau, J., G. Pérez-Landa, J. Dí'eguez, C. Monter, and M. Millán, (2005). **The importance of meteorological scales to forecast air pollution scenarios on coastal complex terrain.** Atmospheric Chemistry and Physics, 5:2771–2785.

Park, Seong-Kyu; Kim, Shin-Do; Lee, Heekwan (2004). **Dispersion characteristics of vehicle emission in an urban street Canyon.** Science of the Total Environment 323 (2004) 263-271.

Passoni, L., V. Poluzzi, M. Deserti, E. Minguzzi, M. Stortini, G. Bonafe, S. Sajani, (2009). **Air quality assessment in Bologna by an urban dispersion model.** International Journal of Environment and Waste Management, Volume 4, Numero 1-2, 112 – 125.

Pavageau, M., Schatzmann, M., (1999). **Wind tunnel measurements of concentration fluctuations in an urban street canyon.** Atmospheric Environment 33, 3961–3971.

Pekkanen J, Remes ST, Husman T, Lindberg M, Kajosaari M, Koivikko A, Soininen L, (1997). **Prevalence of asthma symptoms in video and written questionnaires among children in four regions of Finland.** European Respiratory Journal; 10 : 1787-1794.

Peng R.D, Dominici F., Pastor-Barriuso R., Zeger S., Samet J.M., (2004). **Seasonal Analyses of Air Pollution and Mortality in 100 U.S. Cities.** Berkeley Electronic Press.

Pérez-Boíllos M.J., Saurina C., Gómez F., Tenías J.M., (2002). **The EMECAM project: a multicentre study on air pollution and mortality in Spain: combined results for particulates and for sulfur dioxide.** Occupancy Environmental Medicine; 59:300–308.

Peters A.,Skorkovsky J.,Kotesovec F.,Brynda J.,Spix C.,Wichmann E., Heinrich J. (2000). **Associations between Mortality and Air Pollution in Central Europe.** Environmental Health Perspectives, Volume 108, Number 4.

Peters, A., Dockery D. W., Heinrich, J., Wichmann, H.E., (1997). **Short-term effects of particulate air pollution on respiratory morbidity in astmatic children.** European Respiratory Journal 1997; 10: 872-879.

Pio C.A., Castro L.M., Cerqueira M.A., Santos I.M., Belchior F., Salgueiro M.L. (1996). **Source assessment of particulate air pollutants measured at the southwest European coast.** Atmospheric Environment, 30: 3309-3320.

---

Pissimanis, G. Karras, V. Notaridou, (1991). **On the meteorological conditions during some strong smoke episodes in Athens.** Atmospheric Environment, 25B: 193-202.

Pohjola M, Kousa A, Aarnio P, Koskentalo T, Kukkonen J, Härkönen J, Karppinen A. (2000). **Meteorological Interpretation of Measured Urban PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub> Concentrations in the Helsinki Metropolitan Area.** In: Longhurst JWS, Brebbia CA, Power H (eds.), Air Pollution VIII. Wessex Institute of Technology Press.

Pong-Lai, H., (2003). **Modelling of air quality in street canyons** Thesis (M.Phil.). Hong Kong University of Science and Technology.

Pope, C. A. (2000). **What do epidemiologic findings tell us about health effects of environmental aerosols?** Journal of Aerosol Medicine 13, 335-354.

Poupard, O., P. Blondeau, V. Iordache, F. Allard, (2004). **Statistical analysis of parameters influencing the relationship between outdoor and indoor air quality in schools.** Atmospheric Environment.

Putaud, J.P. et al. (2002) **A European Aerosol Phenomenology: physical and chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe.** <http://ies.jrc.cec.eu.int/Download/cc>, Joint Research Centre, Ispra, Italy.

Qian Z., Chapman R.S., Hu W., Wei F., Korn L.R., Zhang J. (2004). **Using air pollution based community clusters to explore air pollution health effects in childrens.** Environment International 30, 611 – 620.

Quercus, (1999). **A Qualidade do ar na cidade – Guia para Autoridades locais e Organizações Não Governamentais.** Quercus – Associação Nacional para Conservação da Natureza.

Ramos T.B., Rodrigues V.J., Marcelino M.M. Delgado C., Gomes M.L. (2000). **SIDS – Sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável para Portugal.** Direcção Geral do Ambiente.

Reis, N., (2006). **Fundamentos da dispersão atmosférica.** Departamento de Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, UFES.

---

Reynolds, S., P. Roth and J. Seinfeld, (1973). **Mathematical modeling of photochemical air Pollution**. Atmospheric Environment 7.

Ribeiro H., Cardoso M.R.A. (2003). **Air pollution and children's health in São Paulo (1986–1998)**. Social Science & Medicine 57, 2013–2022.

Riddle A., Carruthers D., Sharpe A., McHugh C., Stocker J., (2003). **Comparisons between ANSYS FLUENT and ADMS for atmospheric dispersion modelling**. Journal of Atmospheric Environment nº10.1016.

Righi, S., P. Luciallic e E. Pollini, (2009). **Statistical and diagnostic evaluation of the ADMS-Urban model compared with an urban air quality monitoring network**. Atmospheric Environment, volume 43, issue 25, 3850-3857.

Rodriguez S., Querol X., Alastuey A., Viana M., Alarcon M., Mantilla E., Ruiz C.R., (2004). **Comparative PM<sub>10</sub>-PM<sub>2,5</sub> source contribution study at rural, urban and industrial sites during PM episodes in Eastern Spain**. Science of Total Environment, 328: 95-113.

Rosa, S. Zarrilli, L. Paesano, U. Carbone, B. Boggia, M. Petretta, A. Maisto, F. Cimmino, G. Puca, A. Colao, G. Lombardi, (2003). **Traffic pollutants affect fertility in men**. Human Reproduction, nº 5, 18:1055-1061.

Ruellan S, Cachier H., (2001). **Characterisation of fresh particulate vehicular exhausts near a Paris high flow road**. Atmospheric Environment, 35: 453-468.

Sabatino, D., S. Buccolieri, Pulvirenti B, Britter (2008). **Flow and Pollutant Dispersion in Street Canyons using ANSYS FLUENT and ADMS-Urban**. Environmental Model Assessment, 13:pp.369–381.

Sagrado, A., J. Beeck, P. Rambaud e D. Olivari, (2002). **Numerical and experimental modelling of pollutant dispersion in a street canyon**. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 90: 321–339.

Salvi, S.S., Nordenhall, C., Blomberg, A., Rudell, B., Pourazar, J., Kelly, F.J., Wilson, S., Sandstrom, T., Holgate, S.T., Frew, A.J. (2000). **Acute exposure to diesel exhaust**

---

**increases IL-8 and GRO-alpha production in healthy human airways.** American journal of respiratory and critical care medicine, 161: 550–557.

Samoli E, Schwartz J, Wojtyniak B, (2001). **Investigating regional differences in short-term effects of air pollution on daily mortality in the APHEA project: A sensitivity analysis for controlling long-term trends and seasonality.** Environmental Health Perspectives 2001; 109:349-353.

Santiago J.L., Martín F. (2004). **Modelling the air flow in symmetric and asymmetric street canyons.** Proceedings of the 9th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes.

Santos F.D., Forbes K., Moita R., (2002). **Climate change in Portugal scenarios, impacts and adaptation measures SIAM Project.** Gradiva Publicações Lda.

Schneider, T., K.A. Jensen, P.A. Clausen, A. Afshari, L. Gunnarsen, P. Wahlin, M. Glasius, F. Palmgren, O.J. Nielsen and C.L. Fogh, (2004). **Prediction of indoor concentration of 0.5-4 µm particles of outdoors origin in an uninhabited apartment.** Atmospheric Environment, 38, 6349-6359.

Schwartz J., Laden F., Zanobetti A., (2002). **The Concentration–Response Relation between PM<sub>2,5</sub> and Daily Deaths.** Environmental Health Perspectives, Vol 110, Num 10.

Segala C., Fauroux B., Just J., Pascual L., Grimfeld, Neukirch F., (1998). **Short-term effect of winter air pollution on respiratory health of asthmatic children in Paris.** European Respiratory Journal; 11: 677–685.

Seinfeld J.H., Pandis S.N., (1998). **Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change.** John Wiley & Sons, Inc., New York.

Sharma VK, (1999). **Development of air quality indices for Mumbai, India.** International Journal of Environment and Pollution, Vol 11, No 1, 141-146.

Slaughter J.C., Kim E., Sheppard L., Sullivan J.H., Larson T.V., Clainborn C. (2004). **Association between particulate matter and emergency room visits, hospital**

---

**admissions and mortality in Spokane, Washington.** Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology, 1–7.

Solazzo E., Xiaoming C, Vardoulakis S., (2009). **Improved parameterisation for the numerical modelling of air pollution within an urban street canyon.** Environmental Modelling & Software 24, 381–388.

Solazzo, E., X. Cai e S. Vardoulakis, (2008). **Modelling wind flow and vehicle-induced turbulence in urban streets.** Atmospheric Environment”, Vol. 42, 20:4918-4931.

Soto, K.F, Garza, K.M., Shi, Y., Murr, L.E., (2008). **Direct contact cytotoxicity assays for filter-collected, carbonaceous (soot) nanoparticles material and observations of lung cell response.** Atmospheric Environment, Vol 42, 1970-1982.

Sternbeck J., Sjödin A., Andreasson K. (2002). **Metal emissions from road traffic and the influence of resuspension - results from two tunnel studies.** Atmospheric Environment, Vol 36: 4735-4744.

Styer P, McMillan N, Gao F, (1995). **Efect of outdoor airborne particulate matter on daily death Counts.** Environmental Health Perspectives; 103:490-497.

Sunyer J. (2001). **Urban air pollution and chronic obstructive pulmonary disease: a review.** European Respiratory Journal, num 17, 1024–1033.

T. Pierce, V. Isakov, B. Haneke and J. Paumier, (2008). **Emission and air quality modeling tools for near-roadway applications.** Environmental Protection Agency.

Tang W., Huber A. (2006). **Application of CFD simulations for short-range atmospheric dispersion over open fields and within arrays of buildings.** Proceedings of AMS 14th Joint Conference on the Applications of Air Pollution Meteorology with the A&WMA, Atlanta, GA, Jan 30 - Feb 2.

Taracido M., Arribas F., Daponte A, Alonso E, Cañada A, Guillén-Grima F, Cirera L., Tenias J.M., Ballester F., Perez-Hoyos S., Rivera M.L., (2002). **Air Pollution and hospital emergency room admissions for chronic obstructive pulmonary disease in Valencia, Spain.** Archives of Environmental Health. 2002 Jan-Feb; 57(1):41-7.

---

Thatcher T.L., Laia A.C.K, Moreno-Jacksona R., Sextroa R.G., Nazaroff W.W., (2002). **Effects of room furnishings and air speed on particle deposition rates indoors.** Atmospheric Environment 36, 1811–1819.

Thatcher T.L., Lunden M.L., Revzan K.L., Sextroa R.G., Brown N.J., (2003). **A Concentration Rebound Method for Measuring Particle Penetration and Deposition in the Indoor Environment.** Aerosol Science and Technology, 37:847–864.

Thatcher T.L.,(1995). **Deposition, resuspension, and penetration of particulas within a residence.** Atmospheric Environment Vol. 29, No. 13, pp. 1487-1497.

Timm, A., (2007). **Estudo da difusão turbulenta empregando modelos estocásticos lagrangeanos.** Universidade Federal de Santa Maria.

Timonen K.L., Pekkanen J. (1997). **Air Pollution and Respiratory Health among Children with Asthmatic or Cough Symptoms.** American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine, Vol. 156. pp. 546–552.

Tonne, J. Yanosky, A. Gryparis, S. Melly, M. Mittleman, R. Goldberg, S. Von Klot, J. Schwartz, (2009). **Traffic particles and occurrence of acute myocardial infarction: a case–control analysis.** Occupational and Environmental Medicine, 66:797-804.

Turkman M.A., Silva G. (2000). **Modelos Lineares Generalizados da teoria à prática,** SPE, VIII Congresso da Sociedade Portuguesa de Estatística.

UE, (2001). **Programa ar limpo para a Europa (CAFE), para uma estratégia temática em matéria de qualidade do ar.** Comissão das Cominidades Europeias, COM (2001) 245 final.

US EPA, (2002). **Indoor/Outdoor School Air Monitoring Pilot Project.** Environmental Protection Agency.

US EPA, (2009). **AP-42 Emission factors.** Environmental Protection Agency.

Valkonen E, Harkonen J, Kukkonen J, Rantrakans E, Jalkanen L, Haarala S, (1995). **Application of dispersion models for evaluating the influence of urban air pollution on human health.** International Journal of Environment and Pollution, 5, 557-566.

---

Vallius, M. (2005). **Characteristics and sources of fine particulate matter in urban air**, National Public Health Institute, Department of Environmental Health.

Van Dingenen R, Raes F, Putaud J, Baltensperger U, Charron A, Facchini M-, Decesari S, Fuzzi S, Gehrig R, Hansson H. (2004). **A European aerosol phenomenology 1: physical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe**. Atmospheric Environment, Vol 38: 2561-2577.

Vardoulakis, S., Bernard E.A. Fisher, Kouli Pericleous, Norbert Gonzalez-Flesca, (2003). **Modelling air quality in street canyons: a review**. Atmospheric Environment, 37: 155-182.

Verewa, (2004) Manual Técnico Beta-Dust Monitor F-701-20.

VEREWA, (2004). **Beta-Dust Monitor F-701-20 Technical Manual Rev 0.6**. Verewa Umwelt- und Prozeßmeßtechnik GmbH.

Vincent A., Hackley, Chiara F., Ferraris, (2001). **The Use of Nomenclature in Dispersion Science and Technology**, NIST Recommended Practice Guide, NIST, Special Publication 960-3.

Vouitsis, E., Ntziachristos, L., Pistikopoulos, P., Samaras, Z., Chrysikou, L., Samara, C., Papadimitriou, C., Samaras, P., Sakellariopoulos, G., (2009). **An investigation on the physical, chemical and ecotoxicological characteristics of particulate matter emitted from light-duty vehicles**, Environmental Pollution 157, 2320–2327.

Wallace L.A., Mitchell H., O'Connor G.T., Neas L., Lippmann M., Kattan M., Koenig J., Stout J.W., Vaughn B.J., Wallace D., Walter M., Adams K., Liu L.S. (2003). **Particle Concentrations in Inner-City Homes of Children with Asthma: The Effect of Smoking, Cooking, and Outdoor Pollution**. Environmental Health Perspectives Volume 111, Number 9.

Wang, P, H. Mu, (2010). **Numerical simulation of pollutant flow and dispersion in different street layouts**. International Journal of Environmental Studies, nº 2, 67:155-167.

---

Wei, F., Hu, W., Teng, J., Chapman, R.S., (2000). **Relation analysis of air pollution and children's respiratory system disease prevalence.** China Environmental Science, 20 (3), 220–224.

Wellenius, G.A. Saldiva, P.H.N., Batalha, J.R.F., Murty G.G.K., Coull, B.A., Verrier, R.L., Godleski, J.J., (2002). **Exposure to residual oil fly ash (ROFA) particles exacerbates the effects of myocardial infarction in the rat.** Toxicological Science, 66: 327–335.

WHO (1998). **Guidance for setting air quality standards.** WHO Regional Office for Europe, document EUR/ICP/EHPM 02 01 02.

WHO (2003). **Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide.** WHO Regional Office for Europe.

WHO, (2000). **Evaluation and use of epidemiological evidence for environmental health risk assessment.** WHO Regional Office for Europe.

WHO, (2004). **Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels.** WHO Regional Office for Europe.

WHO, (2005). **Air quality guidelines - global update 2005.** WHO Regional Office for Europe.

WHO, (2008). **Update of WHO Air quality guidelines 2008.** WHO Regional Office for Europe.

WHO, (2012). **Health effects on black carbon.** WHO Regional Office for Europe.

WHO, (2013). **Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths.** International Agency for Research on Cancer (IARC), The Lancet Oncology online, <http://www.iarc.fr/en/publications/books/sp161/index.php>.

WHO, (2014). **Burden of disease from Household Air Pollution for 2012.** Public Health, Social and Environmental Determinants of Health Department, World Health Organization.

Xu, Z.Y., (1991). **Human health effects due to air pollution.** Journal Environmental Health, 8 (1), 12–16.

---

Yassin, M.F., Kellnerova, R., Janour, Z., (2009). **Numerical simulation on pollutant dispersion from vehicle exhaust in street configurations.** Environmental Monitory Assessment 156:257-273.

Zannetti, P., (1993). **Numerical simulation modeling of air pollution: an overview.** Air pollution – Computational Mechanics Publications Elsevier Applied Science, 3-11.

Zannetti, P., (1990). **Air pollution modelling.** Van Nostrand Reinhold, New York.

Zanobetti, J. Schwartz, (2009). **The effect of fine and coarse particulate air pollution on mortality: A national analysis.** Environmental Health Perspectives, nº 6, 117:898-903.

Zhiqiang, Z., W. Zhang, Z. Zhang, C. Qingyan (2007). **Evaluation of various turbulence models in predicting airflow and turbulence in enclosed environments by CFD: Part 1 summary of prevalent turbulence models.** HVAC & Refrigeration Research.

Zhou, Y, J. Levy, (2008). **The impact of urban street canyons on population exposure to traffic-related primary pollutants.** Atmospheric Environment, 42:3087-3098.

Ziomas, D. Melas, C. Zerefos, A. Bais, A. Paliatsos, (1995). **Forecasting peak pollutant levels using meteorological variables.** Atmospheric Environment, 29:3703-3711.

### **Consulta de sítios na internet**

URL1: <http://www.qualar.org/> (em julho 2007)

URL2: <http://www.qualar.org/> (em dezembro 2013)

URL4: <http://www.epa.gov/air/> (em janeiro 2014).