



**Tânia Daniela  
Lopes da Rocha  
Fontes**

**Impacte da qualidade do ar urbana na saúde pública:  
O caso da cidade do Porto**



**Tânia Daniela  
Lopes da Rocha  
Fontes**

**Impacte da qualidade do ar urbana na saúde pública:  
O caso da cidade do Porto**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente, realizada sob a orientação científica do Doutor Nelson Barros, Professor Associado do Departamento de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa e do Doutor Carlos Borrego, Professor Catedrático do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

Apoio financeiro da Fundação para a Ciência e Tecnologia (FCT) e do Fundo Social Europeu (FSE) no âmbito do III Quadro Comunitário de Apoio pela bolsa de doutoramento Ref. SFRH/BD/19027/2004 e pelo financiamento do projecto de investigação "ImpactAir - Impacte na qualidade do ar e na saúde das grandes linhas de tráfego urbano; O caso da VCI" (Ref.<sup>a</sup> POCTI/ESP/47806/2002), aprovado no âmbito do Programa Operacional.

Dedico este trabalho à minha avó.

## **O júri**

Presidente

**Doutora Maria Hermínia Deulonder Correia Amado Laurel**  
Professora Catedrática da Universidade de Aveiro

Vogais

**Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego**  
Professor Catedrático da Universidade de Aveiro (Co-Orientador)

**Doutora Maria da Conceição Antas de Barros Meneres Manso**  
Professor Associado da Faculdade de Ciência da Saúde da Universidade Fernando Pessoa

**Doutor Nelson Augusto Cruz de Azevedo Barros**  
Professor Associado da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa  
(Orientador)

**Doutora Ana Isabel Neto da Silva Miranda**  
Professora Associada da Universidade de Aveiro

**Doutora Maria da Conceição Machado Alvim Ferraz**  
Professora Auxiliar da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

**Doutor João Paulo Fernandes Teixeira**  
Investigador Auxiliar do Departamento de Saúde Ambiental do Instituto Nacional de Saúde Dr.  
Ricardo Jorge

## agradecimentos

O desenvolvimento deste trabalho só foi possível com o apoio de muitas contribuições e que sem cada uma delas, os objectivos do trabalho não teriam sido alcançados. A todos muito OBRIGADA nomeadamente:

Ao orientadores Professor Nelson Barros e Professor Carlos Borrego pelo apoio, pela orientação que foram dando durante o desenvolvimento do trabalho, pelo espírito crítico e pela paciência! Especial agradecimento ao Professor Nelson Barros, pela sua dedicação e por todo o esforço em me proporcionar todas as condições para o desenvolvimento deste trabalho, bem como todas as oportunidades dadas ao longo dos últimos sete anos de trabalho conjunto.

A todas as instituições que de uma forma ou de outra contribuíram para a concretização deste trabalho nomeadamente: à Fundação Fernando Pessoa, à Câmara Municipal do Porto (Eng<sup>o</sup> Pedro Pombeiro, Dr<sup>a</sup> Ana Paula Moreira), ao Instituto de Meteorologia (Mestre Vanda Pires), à Agência Portuguesa do Ambiente, ao Instituto Superior de Engenharia do Porto (Eng<sup>o</sup> Alexandre Gouveia) e à coordenação do programa RORENO (Dr<sup>a</sup> Maria José Bento).

Aos professores António Pereira e Maria João Guerreiro. Saliento ainda o contributo do Professor Pedro Duarte que apesar de forma indirecta representou sempre uma importante referência. Aos colegas do grupo de investigação IBMC-INEB nomeadamente à Dr<sup>a</sup> Alexandra Oliveira e ao Professor Marques de Sá. Aos colegas e amigos Catarina Brás, Ricardo Marques, Liliana Lopes, Cátia Rabaça, Bruno Azevedo, Rogério Carvalho, Andreia Rodrigues e Salvador Gonçalves pelo apoio e pelo espírito crítico.

Aos pais e irmão pelo apoio e pela paciência que sempre tiveram...

## palavras-chave

Benzeno atmosférico, emissão, concentração, modelação, exposição, dose, risco, cancro

## resumo

O benzeno foi o primeiro poluente atmosférico carcinogénico a ser regulamentado a nível europeu. Vários trabalhos têm sido publicados demonstrando a relação deste poluente com diversos tipos de neoplasias nomeadamente decorrentes de exposições a nível ocupacional. Porém, o estudo deste poluente para concentrações atmosféricas em ambientes exteriores ainda é pouco conhecido e está em clara evolução. Neste sentido, este trabalho pretende ser um contributo para o conhecimento da relação entre o benzeno atmosférico e a incidência de patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos nomeadamente linfomas de Hodgkin, linfomas de não-Hodgkin e leucemias na população residente na Área Metropolitana do Porto.

Dado a quase ausência de dados de monitorização das concentrações de benzeno atmosférico actualmente em Portugal, estas foram estimadas com base na definição de uma relação entre o benzeno e o monóxido de carbono. O conhecimento das concentrações em todo o domínio de estudo baseou-se na análise dos dados da Rede Automática de Monitorização da Qualidade do Ar porém, de modo a aumentar o detalhe espacial e temporal recorreu-se à modelação atmosférica aplicando o modelo TAPM. Para perceber a evolução temporal das concentrações, a modelação foi efectuada para os anos de 1991, 2001 e 2006 com base no ano meteorológico de 2006 e emissões para os respectivos anos ao nível da freguesia. O modelo foi previamente validado de acordo com uma metodologia proposta para este tipo de modelos.

Contudo, mais do que perceber qual a variação da qualidade do ar a nível exterior, é importante conhecer o impacto de fontes interiores e o seu efeito na população. Assim, desenvolveu-se um modelo de exposição e dose que permitem conhecer os valores médios populacionais. A modelação da exposição populacional é efectuada com base nos perfis de actividade-tempo, nos movimentos pendulares inter-concelhos e nas concentrações de benzeno em ambientes exteriores e interiores. Na modelação da dose é ainda possível variações por sexo e idade.

Por outro lado, para o estudo das patologias em análise efectuou-se uma análise epidemiológica espacial nomeadamente no que respeita à elaboração de mapas de incidência padronizados pela idade, e estudo da associação com a exposição ao benzeno atmosférico.

Os resultados indicam associação entre o benzeno e as doenças em estudo. Esta evidência é mais notória quando a análise é realizada junto às principais fontes de emissão deste poluente, vias de tráfego e postos de abastecimento de combustível. Porém, a ausência de informação limita o estudo não permitindo o controlo de potenciais variáveis de confundimento como a exposição ao fumo do tabaco.

A metodologia permite efectuar uma gestão integrada da qualidade do ar exterior e interior, funcionando como uma ferramenta de apoio à decisão para elaboração de planos de prevenção de longo prazo de potenciais efeitos na saúde das populações nomeadamente para outro tipo de patologias.

**keywords**

Atmospheric benzene, emission, concentration, modelling, exposure, dose, risk, cancer.

**Abstract**

Benzene was the first carcinogenic air pollutant to be regulated at European level. Several studies have been published showing the relationship of this pollutant with several types of cancer including exposure to occupational level. However, the study of this atmospheric pollutant in outdoor environments is still little known and in evolution. Thus, this work provides a contribution to the knowledge of the relationship between atmospheric benzene and incidence of diseases affecting the hematopoietic and lymphatic tissues including Hodgkin's disease, non-Hodgkin's disease and leukemias in population living on Oporto Metropolitan Area.

Because the almost absence of atmospheric monitoring benzene concentrations present in Portugal, these were estimated based on the study of a relationship between benzene and carbon monoxide in a know air. The knowledge of concentrations in the entire field of study was based on data analysis from Automatic Monitoring Network of Air Quality. However, to increase the spatial and temporal detail resorted to atmospheric modelling applying the TAPM model. To understand the temporal evolution of concentrations, the modelling was done for the years 1991, 2001 and 2006. There was based on the meteorological year of 2006 and emissions to their years disaggregated to administrative low level. The model was previously valid according to a methodology proposed for this type of models.

However, rather than understand the variation of air quality, it is important to know the impact of indoor sources and its effect on the population. Thus, there was developed an exposure and dose population model. The population exposure modelling is based on time-activity profiles, in commuting, and in outdoor and indoor benzene concentrations. The dose model also allows variations by gender and age.

Moreover, for the study of diseases held a spatial epidemiological analysis using mapping standardized incidence by age, and study of association with exposure to atmospheric benzene.

The results point to an association between benzene and the diseases under study. These are more obvious close to hot-spots like roads and fuel stations. However, the lack of information limits the study because does not allow control potential confounders such as smoke exposure.

The methodology allows for an integrated management of indoor and outdoor air quality, working as a support decision tool to develop plans for prevent long-term potential health effects of populations namely for other pathologies.

# ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS .....	v
ÍNDICE DE TABELAS .....	xi
ABREVIATURAS E SÍMBOLOS .....	xiii
<b>I. Introdução .....</b>	<b>1</b>
1 Enquadramento .....	1
2 Estado de arte .....	3
3 Objectivos e metodologia .....	10
4 Estrutura do trabalho .....	13
<b>II. Benzeno na atmosfera .....</b>	<b>17</b>
1 Propriedades físico-químicas do benzeno .....	17
2 Emissões de benzeno .....	18
3 Depleção do benzeno .....	20
4 Normas de qualidade do ar ambiente .....	21
5 Concentração, exposição e dose de benzeno atmosférico .....	26
5.1 Concentração de benzeno no ar exterior .....	29
5.2 Concentração de benzeno atmosférica no interior de veículos .....	32
5.3 Concentração de benzeno no ar interior .....	34
5.4 Exposição ao benzeno atmosférico .....	36
5.5 Dose potencial devido à inalação de benzeno .....	39
6 Risco carcinogénico .....	41
7 Síntese conclusiva .....	42
<b>III. Monitorização da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto .....</b>	<b>45</b>
1 Rede de monitorização automática da qualidade do ar da Área Metropolitana do Porto .....	46
1.1 Caracterização da rede .....	46
1.2 Análise da eficiência .....	48
1.3 Avaliação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto .....	49
2 Monitorização das concentrações de benzeno com amostradores passivos .....	51
2.1 Amostragem com amostradores passivos .....	52
2.2 Metodologia .....	54
2.3 Resultados .....	56
3 Estimativa da concentração de benzeno .....	57
3.1 Metodologia .....	57
3.2 Resultados .....	61
4 Síntese conclusiva .....	62
<b>IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto .....</b>	<b>65</b>
1 Meteorologia .....	67
1.1 Metodologia .....	67
1.2 Resultados .....	70
1.2.1 Validação dos dados .....	70
1.2.2 Análise dos parâmetros meteorológicos .....	70
2 Emissões atmosféricas .....	73
2.1 Inventários de emissões atmosféricas em Portugal .....	74
2.2 Modelação das emissões .....	78
2.2.1 Emissões em área .....	80
2.2.1.1 Metodologia .....	80
2.2.1.2 Resultados .....	87



2.2.2	Emissões em linha .....	91
2.2.2.1	Metodologia.....	92
2.2.2.2	Resultados .....	96
2.2.3	Emissões pontuais .....	97
3	Modelação da qualidade do ar .....	99
3.1	TAPM: The Air Pollution Model .....	101
3.2	Modelação da qualidade do ar para a situação de referência .....	104
3.2.1	Metodologia.....	105
3.2.2	Avaliação do modelo.....	107
3.2.2.1	Meteorologia .....	111
3.2.2.2	Qualidade do ar.....	114
3.2.3	Resultados .....	118
3.3	Modelação da qualidade do ar na Via de Cintura Interna.....	120
3.3.1	Metodologia.....	121
3.3.2	Avaliação do modelo.....	121
3.3.3	Resultados .....	122
4	Síntese conclusiva.....	123
<b>V.</b>	<b>Exposição, dose e risco devido à inalação de benzeno atmosférico .....</b>	<b>125</b>
1	Avaliação da exposição .....	125
1.1	Métodos para avaliação da exposição .....	125
1.2	Variabilidade e incerteza na avaliação da exposição .....	130
1.3	Metodologia .....	135
1.4	Resultados.....	143
2	Avaliação da dose .....	144
2.1	Métodos para avaliação da dose .....	145
2.2	Metodologia .....	148
2.3	Resultados.....	152
3	Avaliação do risco carcinogénico .....	154
3.1	Métodos para avaliação do risco de leucemia devido à inalação de benzeno .....	155
3.2	Metodologia .....	158
3.3	Resultados.....	158
4	Síntese conclusiva.....	159
<b>VI.</b>	<b>Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos .....</b>	<b>163</b>
1	Conceitos e considerações .....	165
2	Registo dos dados de neoplasias em Portugal .....	166
3	Análise do registo de dados de tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos .....	168
3.1	Evolução em Portugal .....	169
3.2	Análise da evolução na região Norte de Portugal.....	172
4	Epidemiologia espacial: relação entre a inalação de benzeno e a incidência de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos.....	174
4.1	Informação Geográfica na Área Metropolitana do Porto .....	175
4.2	Mapeamento de doenças.....	178
4.2.1	Métodos estatísticos aplicados a dados espaciais .....	178
4.2.2	Metodologia.....	182
4.2.3	Resultados .....	183
4.3	Estudos de associação .....	185
4.3.1	Métodos estatísticos para a comparação de mapas .....	185
4.3.2	Metodologia.....	186
4.3.3	Resultados .....	189
5	Síntese conclusiva.....	195
<b>VII.</b>	<b>Conclusões .....</b>	<b>197</b>
	<b>Bibliografia .....</b>	<b>201</b>

## **ANEXOS**

**ANEXO A** – Descrição dos dados disponíveis para as estações da rede automática de monitorização da qualidade do ar localizadas na AMP, entre 1995 e 2006.

**ANEXO B** - Concentrações de  $C_6H_6$  ( $\mu g.m^{-3}$ ) na VCI, entre 2004 e 2006.

**ANEXO C** - Emissões atmosféricas de  $NO_x$ , COVNM,  $SO_x$  e  $PM_{10}$ , na AMP por NUT V, para o ano de 2005 (Adaptado: Boavida et al. (2006)).

**ANEXO D** - Descrição do modelo ARLIPE: *Area, Line and Point Source Emissions*.

**ANEXO E** - Estimativa das emissões atmosféricas de  $NO_x$ , COVNM,  $SO_x$  e  $PM_{10}$  na AMP por NUT IV, em 2006.

**ANEXO F** – Metodologia e resultados da monitorização do tráfego rodoviário a circular na VCI.

**ANEXO G** - Emissões atmosféricas EPER registadas num raio de 30 km em volta da cidade do Porto, em 2001 e 2004.

**ANEXO H** - Avaliação da qualidade do ar, para a AMP em 2006, segundo os limites de protecção à saúde humana a alcançar em 2010.

**Anexo I** - Evolução da taxa de mortalidade padronizada, para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, em Portugal, entre 1984 e 2004.

**ANEXO J** - Número de casos diagnosticados com tumores malignos dos tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na AMP, entre 2000 e 2002.

**ANEXO K** - Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, por sexo e freguesia, registados na AMP.

# ÍNDICE DE FIGURAS

Figura I.1 - Relação da concentração de CO e benzeno em Düsseldorf e Essen na Alemanha (Adaptado: Pfeffer, et al. (1995)), e em Jagtvej em Copenhaga (Adaptado: Palmgren et al. (2000)).	5
Figura I.2 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) e CO ( $\text{mg.m}^{-3}$ ): médias de 3 horas durante a manhã (07:30-10:30) e da tarde (16:30-19:30), durante 42 dias de Inverno e Verão em 1991 ao nível do solo junto à estação de monitorização da qualidade do ar de Viale Marche em Milão (Adaptado: Guerra et al. (1995)).	6
Figura I.3 - VCI no concelho do Porto: nó do Amial.	11
Figura I.4 - Séries temporais de dados disponíveis por âmbito e fonte.	13
Figura II.1 - Emissão de benzeno na União Europeia por sector de actividade entre 1990-2020 (Adaptado: EC, (2000)).	20
Figura II.2 - Emissões de benzeno na União Europeia por país entre 1990-2020 (Adaptado: EC, (2000)).	20
Figura II.3 - Esquema do enquadramento legislativo da avaliação e gestão da qualidade do ar exterior na União Europeia e em Portugal, antes e depois de 11/06/2010.	22
Figura II.4 - Concentrações atmosféricas médias mensais de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), em 1992, na Viale Marche e Via Juvara em Milão durante as horas de ponta da manhã (07:30-10:30) e ao fim da tarde (16:30-19:30), (Guerra et al., 1995)	30
Figura II.5 - Concentração média horária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no ar exterior, num dia típico em Pádua (Cocheo et al., 2001).	30
Figura II.6 - Níveis médios de concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no ar exterior, medidos numa campanha de seis dias e três campanhas de dois dias, realizada em Nápoles (Adaptado: Murena & Vorraro, (2003)).	30
Figura II.7 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), medidas no ar exterior, em Lisboa no dia 22 de Outubro de 2002 (PEOPLE, 2003).	31
Figura II.8 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), estimada para o ar exterior, em Lisboa às 10 h do dia 12 de Junho de 2003 (Tchepel et al., 2007).	31
Figura II.9 - Concentração média diária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no ar exterior e interior, medidas em Lisboa, no dia 22 de Outubro de 2002 (PEOPLE, 2003).	36
Figura II.10 - Concentração média horária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), por microambiente, estimada em Lisboa (Adaptado: Tchepel et al. (2007)).	36
Figura II.11 - Concentração no ar exterior e exposição média diária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) atmosférico observada em algumas categorias de cidadãos num ambiente urbano Europeu (Adaptado: Cocheo et al., (2001)).	37
Figura III.1 - Diagrama FPEIR relativo às questões da poluição atmosférica local e regional (Adaptado: EEA (2003)).	45
Figura III.2 - Representatividade máxima das estações de monitorização da qualidade do ar em funcionamento no domínio de estudo entre 1995 e 2006 (estações de fundo: 3 km; estações industriais: 100 m; estações de tráfego: <10 m).	46
Figura III.3 - Processo de difusão de um amostrador passivo (PASSAM, 2009).	52
Figura III.4 - Fotografia de satélite da cidade do Porto com representação das principais vias de tráfego e pontos de amostragem nos diversos sub-domínios da VCI em estudo: Boavista, Prelada, Amial e Antas.	54
Figura III.5 - Esquema representativo da localização dos difusores passivos na VCI.	55
Figura III.6 - Amostrador passivo e respectivo abrigo colocado num poste de iluminação da VCI: sub-domínio do Amial.	55
Figura III.7 – Variação e correlação de Spearman das concentrações de $\text{C}_6\text{H}_6$ e CO ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) para dois períodos sazonais: Inverno (6-8/01/2004) e Verão (3-5/06/2004), na estação de qualidade do ar de Custóias.	58
Figura III.8 - Correlação de Spearman entre a concentração de $\text{C}_6\text{H}_6$ ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), observada e estimada, com um grau de confiança de 95%.	61
Figura IV.1 - Conjunto de ferramentas usadas na modelação do transporte e dispersão das emissões de poluentes atmosféricos de mesoscala.	66

Figura IV.2 - Estação meteorológica automática, instalada na VCI.....	68
Figura IV.3 – Coeficiente de correlação de Pearson da temperatura mínima, média e máxima (°C) mensal, entre a normal climatológica da estação da Serra do Pilar (1971/2000) e os valores observados na EMA localizada junto da VCI, para o período compreendido entre 04/2004 e 12/2006. ....	71
Figura IV.4 - Coeficiente de correlação de Pearson da velocidade do vento ( $m.s^{-1}$ ) mensal, entre a normal climatológica da estação da Serra do Pilar (1971/2000) e os valores observados na EMA localizada junto da VCI, para o período compreendido entre 04/2004 e 12/2006. ....	71
Figura IV.5 - Direcção de vento ( $^{\circ}$ ) média anual às 9 UTC, para a normal climatológica (a) da estação da Serra do Pilar (1971/2000) e para os valores observados na EMA localizada junto da VCI, para os anos 2005 (b) e 2006 (c). ....	72
Figura IV.6 - Classes de estabilidade Pasquill-Gilford mensais, calculada para a EMA localizada junto da VCI, para o ano de 2006.....	73
Figura IV.7 - Emissões atmosféricas totais em Portugal para o CO, entre 1990 e 2006 (EMEP (2009); APA (2007a); APA (2007b)). ....	75
Figura IV.8 - Emissões atmosféricas provenientes do sector dos transportes rodoviários em Portugal para o CO, entre 1990 e 2006 (APA, 2007a; 2007b; EMEP, 2009).....	77
Figura IV.9 - Emissões atmosféricas antropogénicas e biogénicas de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: Boavida et al., (2008)).....	78
Figura IV.10 - Consumo de combustíveis em Portugal por concelho ( $t.km^{-2}$ ), para 2005/2006: a) fuel; b) gás natural; c) gasolina e gasóleo; d) butano; e) propano; f) gasóleo agrícola (Adaptado: INE, (2007a)). ....	82
Figura IV.11 - Distribuição por concelho ou freguesia em Portugal Continental do: a) número de empresas EPER com emissões atmosféricas ( $empresas.km^{-2}$ ); b) número de indústrias de produção e distribuição de energia ( $empresas.km^{-2}$ ); c) número de empresas e sociedades do sector da indústria extractiva, transformadora e construção ( $empresas.km^{-2}$ ); d) população residente ( $habitantes.km^{-2}$ ) e número de edifícios ( $edifícios.km^{-2}$ ); e) parque automóvel ( $veículos.km^{-2}$ ); f) população ao serviço das sociedades ( $trabalhadores.km^{-2}$ ); g) população agrícola ( $trabalhadores.km^{-2}$ ); h) superfície agrícola utilizada ( $área agrícola.km^{-2}$ ) (Adaptado: INE (2007a); EuroGeographics (2009)).....	86
Figura IV.12 - Emissões atmosféricas antropogénicas, de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), por freguesia, na AMP em 2006. ....	89
Figura IV.13 - Emissões atmosféricas biogénicas, de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), por concelho, na AMP em 2006. ....	89
Figura IV.14 - Emissões atmosféricas de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), para o sector da produção de energia, indústria transformadora e construção, por freguesia, na AMP em 2006. ....	90
Figura IV.15 - Emissões atmosféricas de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), para o sector dos transportes rodoviários, por freguesia, na AMP em 2006. ....	90
Figura IV.16 - Emissões atmosféricas de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), para o sector do comércio e instituições, por freguesia, na AMP em 2006. ....	90
Figura IV.17 - Emissões atmosféricas de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), para as zonas residenciais, por freguesia, na AMP em 2006. ....	90
Figura IV.18 - Emissões atmosféricas de CO ( $Gg.km^{-2}$ ), para o sector da agricultura, floresta e pescas, por freguesia, na AMP em 2006. ....	91
Figura IV.19 - Localização dos sub-domínios e valores médios de inclinação da VCI na cidade do Porto. ....	93
Figura IV.20 - Variação horária do volume de tráfego a circular na VCI, por sub-domínio e período semanal, para a campanha de 2004 (30/03-05/04/2004), e volume total de tráfego na cidade do Porto (sistema SIGA) em 2004.....	94
Figura IV.21 - Correlação dos valores horários do fluxo médios de tráfego na VCI com o tráfego na cidade do Porto (sistema SIGA), no período de 30/03-05/04/04. ....	94
Figura IV.22 – Factor de emissão ponderado de $C_6H_6$ em função da velocidade por categoria de veículo na VCI (sub-domínio do Amial). ....	97
Figura IV.23 - Emissão média de $C_6H_6$ , por categoria de veículo, na VCI, para uma quarta-feira (ano de 2004).....	97
Figura IV.24 - Localização das indústrias EPER com emissões atmosféricas num raio de 30 km em torno da cidade do Porto, em 2001 e em 2004 (EuroGeographics, 2009).....	98

Figura IV.25 - Interface do modelo TAPM (menu principal).....	102
Figura IV.26 - Estrutura de funcionamento do modelo TAPM. ....	102
Figura IV.27 - Domínios meteorológicos considerados na simulação da qualidade do ar, usando o TAPM, para a AMP.....	105
Figura IV.28 - Grelha de emissões para aplicação do modelo TAPM, e indicação da localização das estações de fundo abrangidas pela rede automática de monitorização da qualidade do ar. ....	107
Figura IV.29 - Temperatura média (°C), observada e estimada, na VCI em 2006. ....	112
Figura IV.30 - Direcção (°) e velocidade do vento (m.s <sup>-1</sup> ), observada e estimada, na VCI em 2006. ....	112
Figura IV.31 - Velocidade média do vento (m.s <sup>-1</sup> ), observada e estimada, na VCI em 2006. ....	112
Figura IV.32 - Direcção média do vento (°), observada e estimada, na VCI em 2006. ....	113
Figura IV.33 - Concentração média horária (µg.m <sup>-3</sup> ), observada e estimada, na estação de Vila Nova da Telha (Ref. 1031) para: a) CO in 18/11-12/12/2006; b) O <sub>3</sub> in 05/07-05/08/2006. ....	114
Figura IV.34 - Concentração média anual de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ) no domínio de estudo em 1991, 2001 e 2006. ....	119
Figura IV.35 - Valor de <i>IQar</i> para o domínio de estudo, no ano 2006, tendo em conta os objectivos de qualidade do ar a atingir em 2010. ....	120
Figura IV.36 - Concentração média anual de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), na VCI em 2006. ....	123
Figura V.1 - Redução do número de fontes de incerteza através da sua caracterização tridimensional: nível de incerteza, avaliação do conhecimento base e subjectividade das escolhas (Adaptado: WHO/IPCS (2008)). ....	133
Figura V.2 - Principais fluxos casa-trabalho interconcelhios na AMP da população residente empregada na: a) indústria; b) administração pública; b) serviços mercantis (Oliveira, 2001)..	136
Figura V.3 - Esquema metodológico adoptado para a estimativa da exposição (µg.m <sup>-3</sup> ) ao C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> atmosférico, para a população residente na AMP.....	137
Figura V.4 - Malha de cálculo da modelação de qualidade do ar e contribuição percentual de cada célula da malha para a estimativa da concentração média de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> por concelho. ....	139
Figura V.5 - Distribuição do consumo médio diário de cigarros em Portugal (EU, 2007).....	141
Figura V.6 - Exposição média anual ao C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ) da população residente na AMP em 1991 para: a) situação de referência; b) cenário considerando população sem hábitos tabágicos no interior das habitações. ....	144
Figura V.7 - Esquema da exposição e dose para a via respiratória (Adaptado: USEPA, (1992b))....	145
Figura V.8 - Esquema metodológico para a estimativa da dose (µg.dia <sup>-1</sup> ) devido à inalação de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , para a população residente na AMP. ....	151
Figura V.9 - Estimativa da <i>LADDabs</i> de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.dia <sup>-1</sup> ), por concelho, para a população residente na AMP e com base no ano de referência de 1991. ....	152
Figura V.10 - Estimativa da <i>ADDabs</i> ao C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.kg <sup>-1</sup> .dia <sup>-1</sup> ), ao longo da vida, para a população residente no concelho do Porto no ano de referência de 2006 considerando taxa de inalação: a) recomendada para estudos de longo prazo; b) taxa de inalação em adultos de 20 m <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup> . ...	153
Figura V.11 - Risco de contrair leucemia, devido à inalação ao C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> no ar exterior, com base em dois períodos de referência, 1991 e 2006.....	159
Figura VI.1 - Mapa do território abrangido por cada registo oncológico em Portugal (Pereira, 2003). ....	167
Figura VI.2 - Taxa anual de mortalidade padronizada por idades (por 100 000 habitantes), por sexo, em Portugal (IARC, 2005) para: a) linfoma de Hodgkin (1980 e 2003); b) linfoma de não-Hodgkin (1984 e 2003); c) leucemias (1955 e 2003).....	170
Figura VI.3 - Taxa anual de mortalidade (por 100 000 habitantes) devido a linfomas de Hodgkin, por grupo etário, em Portugal entre 1980 e 2003 (IARC, 2005): a) Homens; b) Mulheres.....	171
Figura VI.4 - Taxa anual de mortalidade (por 100 000 habitantes) devido a linfomas de não-Hodgkin, por grupo etário, em Portugal entre 1984 e 2003 (IARC, 2005): a) Homens; b) Mulheres.....	171
Figura VI.5 - Taxa anual de mortalidade (por 100 000 habitantes), devido a leucemias, por grupo etário, em Portugal entre 1955 e 2003 (IARC, 2005): a) Homens; b) Mulheres. ....	171
Figura VI.6 - Taxa anual de incidência (por 100 000 habitantes) de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na região Norte de Portugal entre 1999 e 2007.....	173
Figura VI.7 - Taxa anual de incidência (por 100 000 habitantes), por sexo e tipo de tumor que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na região Norte de Portugal entre 1999 e 2007. ....	173

Figura VI.8 - Taxa de incidência média anual (por 100 000 habitantes), por sexo e classe etária, na região Norte de Portugal entre 1999 e 2007 para as neoplasias do tipo: a) linfoma Hodgkin; b) linfoma de não-Hodgkin; c) leucemia linfóide; e d) leucemia mielóide.....	174
Figura VI.9 – Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de Hodgkin, por sexo e concelho, registados na AMP.....	183
Figura VI.10 – Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de não-Hodgkin, por sexo e concelho, registados na AMP.....	184
Figura VI.11 – Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para a leucemia, por sexo e concelho, registados na AMP.....	184
Figura VI.12 – Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para as patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, por sexo e concelho, registados na AMP.....	184
Figura VI.13 - Exemplo da intersecção dos postos de abastecimento de combustível com casos de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos diagnosticadas entre 2000 e 2002 na cidade do Porto.....	188
Figura VI.14 - Exemplo da intersecção de uma subsecção com um buffer de 50 m em relação à VCI.....	189
Figura VI.15 – Taxa de incidência das doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos diagnosticadas, na VCI entre 2000 e 2002, por tipo de doença e sexo: a) Homens; b) Mulheres.....	190
Figura VI.16 – VCI: a) fases de construção; b) buffer de 300 metros na envolvente da VCI e localização da residência de doentes com doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos diagnosticadas entre 2000 e 2002, por tipo, sexo e idade.....	191
Figura VI.17 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.....	192
Figura VI.18 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de não-Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.....	192
Figura VI.19 - Taxa de incidência média anual devido a leucemias, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.....	192
Figura VI.20 - Taxa de incidência média anual devido aos linfomas que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.....	193
Figura VI.21 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.....	194
Figura VI.22 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de não-Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.....	194
Figura VI.23 - Taxa de incidência média anual devido a leucemias, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.....	194
Figura VI.24 - Taxa de incidência média anual devido a todas as doenças consideradas que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.....	195
Figura A.1 - Número de estações de monitorização da qualidade do ar em funcionamento entre 1995 e 2006 para: C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> e PM <sub>10</sub> no domínio de estudo.....	223
Figura A.2 - Eficiência média anual de monitorização dos dados de concentração de qualidade do ar entre 1995 e 2006 para: C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> e PM <sub>10</sub> no domínio de estudo.....	223
Figura B.1 - Concentrações médias de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg,m <sup>-3</sup> ), entre 03-23/03/2005 (1,º campanha), monitorizadas na VCI com difusores passivos.....	229
Figura B.2 - Concentrações médias de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg,m <sup>-3</sup> ), entre 10-31/01/2006 (2,º campanha), monitorizadas na VCI com difusores passivos.....	230
Figura B.3 - Concentrações médias de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg,m <sup>-3</sup> ), entre 12-29/09/2006 (3,º campanha), monitorizadas na VCI com difusores passivos.....	231
Figura C.1 - Emissões atmosféricas antropogénicas e biogénicas de COVNM (Gg,km <sup>-2</sup> ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).....	235
Figura C.2 - Emissões atmosféricas antropogénicas e biogénicas de NO <sub>x</sub> (Gg,km <sup>-2</sup> ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).....	235

Figura C.3 - Emissões atmosféricas antropogénicas de SO <sub>x</sub> (Gg.km <sup>-2</sup> ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).	236
Figura C.4 - Emissões atmosféricas antropogénicas de PM <sub>10</sub> (Gg.km <sup>-2</sup> ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).	236
Figura D.1 - Arquitectura de desenvolvimento do modelo ARLIPE usando três camadas.	239
Figura D.2 - Exemplo da distribuição das emissões por sector de actividade usando diferentes níveis de desagregação espacial usando o SIG.	241
Figura D.3 - Metodologia <i>top-down</i> usada no ARLIPE para a estimativa das emissões de fontes em área.	242
Figura D.4 - Metodologia usada no ARLIPE para a estimativa dos factores de emissões ponderados de emissões de fontes em linha.	245
Figura D.5 - Metodologia <i>bottom-up</i> usada no modelo ARLIPE para o cálculo das emissões em linha.	250
Figura E.1 - Emissões atmosféricas antropogénicas, de NO <sub>x</sub> (Gg.km <sup>-2</sup> ) por freguesia, na AMP em 2006.	253
Figura E.2 - Emissões atmosféricas antropogénicas de COVNM (Gg.km <sup>-2</sup> ), por freguesia, na AMP em 2006.	253
Figura E.3 - Emissões atmosféricas antropogénicas de SO <sub>x</sub> (Gg.km <sup>-2</sup> ), por freguesia, na AMP em 2006.	253
Figura E.4 - Emissões atmosféricas antropogénicas de PM <sub>10</sub> (Gg.km <sup>-2</sup> ), por freguesia, na AMP em 2006.	253
Figura E.5 - Emissões atmosféricas biogénicas de NO <sub>x</sub> (Gg.km <sup>-2</sup> ), por freguesia, na AMP em 2006.	254
Figura E.6 - Emissões atmosféricas biogénicas de COVNM (Gg.km <sup>-2</sup> ), por freguesia, na AMP em 2006.	254
Figura E.7 - Emissões atmosféricas por sector de actividade no concelho do Porto em 2006 (Gg).	254
Figura F.1 - Localização dos contadores de tráfego no centro da cidade do Porto, entre 2001 e 2004.	257
Figura F.2 - Variação média do tráfego monitorizado pelo sistema SIGA na cidade do Porto, entre os anos 2001 e 2004 por: a) mês; b) semana; c) por dia da semana; e d) hora.	260
Figura F.3 - Evolução do tráfego médio anual na cidade do Porto (contadores do Sistema SIGA) entre 2001 e 2004.	261
Figura F.4 - Variação horária do número de veículos observado e estimado, por sub-domínio da VCI, para o período de 30/03-05/05/2004.	261
Figura F.5 - Variação média diária do volume de tráfego horário na VCI por sub-domínio e tendo em conta a distinção entre dia útil e fim-de-semana para as campanhas de 2004, 2005 e 2006.	263
Figura H.1 - Concentração média horária de CO (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	271
Figura H.2 - Número de infracções ao valor limite para a protecção da saúde humana de CO (10 mg.m <sup>-3</sup> - máximo diário das médias de 8h) no domínio de estudo, em 2006.	271
Figura H.3 - Concentração média horária de NO <sub>2</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	271
Figura H.4 - Concentração média de 3 horas de NO <sub>2</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	271
Figura H.5 - Número de infracções ao valor limite horário para a protecção da saúde humana de NO <sub>2</sub> (200 µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	272
Figura H.6 - Concentração média anual para o NO <sub>2</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	272
Figura H.7 - Concentração média horária de O <sub>3</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	272
Figura H.8 - Número de infracções ao valor alvo para a protecção da saúde de O <sub>3</sub> (120 µg.m <sup>-3</sup> - máximo das médias octo-horárias do dia), no domínio de estudo, em 2006.	272
Figura H.9 - Número de infracções ao limiar de informação de O <sub>3</sub> (180 µg.m <sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.	273
Figura H.10 - Número de dias de infracção ao limiar de informação de O <sub>3</sub> (180 µg.m <sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.	273
Figura H.11 - Número de infracções ao limiar de alerta de O <sub>3</sub> (240 µg.m <sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.	273
Figura H.12 - Número de dias de infracção ao limiar de alerta de O <sub>3</sub> (240 µg.m <sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.	273
Figura H.13 - Concentração médias horária de SO <sub>2</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.	274

Figura H.14 - Concentração média diária de SO <sub>2</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006. ....	274
Figura H.15 - Concentração média diária de PM <sub>10</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.....	274
Figura H.16 - Número de infracções ao valor limite diário para a protecção da saúde humana de PM <sub>10</sub> (50 µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006. ....	274
Figura H.17 - Concentração média anual de PM <sub>10</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), no domínio de estudo, em 2006.....	275
Figura I.1 - Evolução da taxa de mortalidade padronizada (por 100 000 habitantes), para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos em Portugal por distrito, entre 1985 e 2004 (Adaptado: Risco de Morrer em Portugal, DGS, 1985-2004). ....	279
Figura I.2 - Evolução da taxa de mortalidade padronizada (por 100 000 habitantes), para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, para o sexo masculino, em Portugal por distrito, entre 1985 e 2004 (Adaptado: Risco de Morrer em Portugal, DGS, 1985-2004).....	280
Figura I.3 - Evolução da taxa de mortalidade padronizada (por 100 000 habitantes), para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, para o sexo feminino, em Portugal por distrito, entre 1985 e 2004 (Adaptado: Risco de Morrer em Portugal, DGS, 1985-2004). ....	281
Figura K.1 – Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de Hodgkin, por sexo e freguesia, registados na AMP.....	289
Figura K.2 – Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de não-Hodgkin, por sexo e freguesia, registados na AMP. ....	289
Figura K.3 - Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, para leucemias, por sexo e freguesia, registados na AMP.....	290
Figura K.4 - Valor da <i>RIP</i> média anual, entre 2000 e 2002, de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, por sexo e freguesia, registados na AMP. ....	290



# ÍNDICE DE TABELAS

Tabela II.1 - Resumo dos valores limite de protecção da saúde, para os poluentes no ar exterior: C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> , arsénio, cádmio, níquel e bezo(a)pireno. ....	23
Tabela II.2 - Concentração de benzeno (µg.m <sup>-3</sup> ), no ar exterior, em diversas cidades Europeias, estimada a partir do modelo AOPIL no âmbito do programa Auto-Oil II (EC, 2000). ....	24
Tabela II.3 - Concentração média de benzeno (µg.m <sup>-3</sup> ), exposição (µg.m <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup> ) e dose absorvida (µg.kg <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> ) referenciados em diversos estudos Europeus. ....	27
Tabela II.4 - Variação sazonal da concentração de benzeno (µg.m <sup>-3</sup> ), no ar exterior, em algumas cidades Europeias. ....	29
Tabela II.5- Concentração média de benzeno no interior de veículos e no ar exterior de uma estrada urbana e numa auto-estrada em Sidney, Austrália, durante Junho e Agosto de 1995 (Adaptado: Duffy & Nelson, (1997)). ....	33
Tabela II.6 – Concentração média de benzeno no ar interior em habitações localizadas junto à VCI, no Porto (Mayan et al., 2007). ....	36
Tabela II.7 - Estimativas da dose diária absorvida de benzeno, média e máxima, segundo vários cenários (Adaptado: Duarte-Davidson et al. (2001)). ....	40
Tabela III.1 - Concentração (µg.m <sup>-3</sup> ) e eficiência média mensal de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> registada na estação de Custóias (Ref. 1021), entre 2003 e 2006. ....	50
Tabela III.2 - Classificação do IQar proposto para o ano 2010 (APA, 2009). ....	51
Tabela III.3 - Valor de IQar médio para as estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da região do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1999 e 2006. ..	51
Tabela III.4 - Concentrações de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> monitorizadas na VCI (µg.m <sup>-3</sup> ). ....	56
Tabela III.5 - Correlação de Spearman e razão das concentrações entre o CO e o C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , entre 2003 e 2006, em Portugal. ....	59
Tabela III.6 - Concentração média sazonal de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), observada e estimada, em Janeiro e Setembro de 2006, para o sub-domínio da Boavista e Antas e concentração de fundo registada na cidade do Porto. ....	61
Tabela III.7 - Eficiência de monitorização e estimativa da concentração média anual de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), com base numa relação mensal das concentrações de CO, para as estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da aglomeração do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1995 e 2006. ....	62
Tabela IV.1 - Critérios de selecção de dados meteorológicos para posterior revisão (USEPA, 2000). ....	68
Tabela IV.2 - Emissões atmosféricas de CO, para Portugal em 2006 (APA, 2007b). ....	76
Tabela IV.3 - Cenários considerados para a desagregação das emissões atmosféricas em área, por sector de actividade (o ano de referência de 2006). ....	83
Tabela IV.4 - Emissões atmosféricas de CO, para Portugal e para os concelhos da AMP, comparando os processos de desagregação Ref. 1 e Ref. 2. ....	88
Tabela IV.5 - Valorização dos custos externos por modo de transporte (€ por 1000 passageiros.km), (INFRAS/IWW, 2004). ....	92
Tabela IV.6 - Características da via consideradas para a estimativa das emissões em linha na VCI, ....	93
Tabela IV.7 - Parâmetros tidos em conta para a estimativa das emissões em linha na VCI para o ano de referência de 2004. ....	96
Tabela IV.8 - Emissões rodoviárias de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (t.ano <sup>-1</sup> ), por categoria de veículo e por sub-domínio da VCI, em 2004. ....	97
Tabela IV.9 - Emissões atmosféricas de COVNM das indústrias classificação pelo EPER no domínio de estudo, em 2001 e em 2004 (EuroGeographics, 2009). ....	99
Tabela IV.10 – Funções IOA, NMSE, F2, e FB, (Adaptado: Park e Seok, (2007)). ....	111
Tabela IV.11 - Resultados da análise estatística da componente meteorológica TAPM para a temperatura, velocidade e direcção de vento. ....	113
Tabela IV.12 - Avaliação estatística entre as concentrações observadas e estimadas pelo modelo para o cenário 2 (2005) na AMP para: C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> and PM <sub>10</sub> . ....	116
Tabela IV.13 – Avaliação estatística entre as concentrações observadas e estimadas pelo modelo para o cenário 1 (2006) na AMP para: C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> , CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> and PM <sub>10</sub> . ....	116

Tabela IV.14 – Avaliação estatística entre as concentrações observadas e estimadas pelo modelo para o cenário 1 (2006) e 2 (2005) na AMP para: CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> and PM <sub>10</sub> .....	117
Tabela IV.15 – Incertezas de acordo o definido pela Directiva 2008/50/CE, para os poluentes CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> e PM, nas estações de fundo da rede automática de qualidade do ar localizadas no domínio de estudo em 2006. ....	118
Tabela IV.16 – Concentrações médias de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.m <sup>-3</sup> ), observadas e estimadas, na VCI em 2006. ....	122
Tabela V.1 - Tipos de modelos de exposição (WHO/IPCS, 2005). ....	129
Tabela V.2 - Tipos de incertezas, fontes associadas e exemplos (Adaptado: USEPA, 2002).....	132
Tabela V.3 - Estimativas da <i>ADDabs</i> de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (µg.dia <sup>-1</sup> ), para um adulto, segundo vários cenários. .	154
Tabela VI.1 – Coeficiente de correlação entre a dose devido à inalação de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> em 1991 e a <i>RIP</i> média anual das patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, registada entre 2000 e 2002, por patologia e sexo na AMP, por freguesia. ....	190
Tabela A.1 - Dados da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da região do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave no domínio de estudo existentes em funcionamento entre 1995 e 2006.	221
Tabela A.2 - Eficiência de monitorização e concentração média anual de CO, NO <sub>2</sub> , O <sub>3</sub> , SO <sub>2</sub> e PM <sub>10</sub> , das estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da região do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1995 e 2006. ....	224
Tabela F.1 - Plano de amostragem das campanhas de tráfego realizadas entre 30/03/2004 e 29/01/2006, nos quatro sub-domínios da VCI: Boavista, Prelada, Amial e Antas. ....	258
Tabela G.1 - Emissões atmosféricas das indústrias classificação pelo EPER no domínio de estudo, em 2001 e em 2004 (EuroGeographics, 2009). ....	267
Tabela J.1 - Composição da amostra de dados de neoplasias correspondentes a linfomas de Hodgkin (C81), linfomas de não Hodgkin (C82-85, C96) e leucemias (C90-95), por sexo, registados nos concelhos da AMP entre 2000 e 2002 (ICD-10).....	285
Tabela J.2 - Composição da amostra de dados de neoplasias correspondentes a leucemias, linfomas de Hodgkin, linfomas de não Hodgkin, por sexo e classe etária, registados na cidade do Porto, entre 2000 e 2002.....	285

# ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

## Abreviaturas

ACGIH - *American Conference of Governmental Industrial Hygienist*  
ALL - Leucemia linfóide aguda  
AML - Leucemia mielóide aguda  
AMP - Área Metropolitana do Porto  
ANLL - Leucemia não mielóide aguda  
AOP - *Auto-Oil Programme*  
APA - Agência Portuguesa do Ambiente  
ARLIPE - *Area, Line and Source Point Emissions Model*  
ASEM - *Area Source Emissions Model*  
ATSDR - *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*  
BEAM - *Benzene Exposure Assessment Model*  
BEADS - *Benzene Exposure and Absorbed Dose Simulation model*  
BD - Base de dados  
BUGS - *Bayesian Inference Using Gibbs Sampler*  
BWM - *Building Wake Module*  
CAFE - *Clean AirFor Europe*  
CHIMERE - *Chemestry-Transport Model*  
C81 - Linfoma de Hodgkin e que englobam as neoplasias do tipo esclerose múltipla e outras deste tipo  
C82-85 e C96 - Linfomas de não Hodgkin  
C90 - Doenças de mieloma múltiplo e que englobam as neoplasias do tipo mieloma múltiplo e plasmocitomas  
C91 - Leucemias linfóides crónicas e agudas  
C92-94 - Leucemias mielóides crónicas e agudas  
C95 - Leucemias SOE  
CAMx - *Comprehensive Air Quality Model with Extensions*  
CAS - *Chemical Abstract Number*  
CCDR - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional  
CE - Comunidade Europeia  
CFHA - *Suisse Comission Fédérale de l'hygiène de l'air*  
CLL - Leucemia linfóide crónica  
CML - Leucemia mielóide crónica  
CMP - Câmara Municipal do Porto  
CONCAWE - *CONservation of Clean Air and Water in Europe*  
COPERT - *Computer programme to calculate emissions from road transport*  
CORINAIR - *CORe INventory of AIR emissions*  
CSIRO - *Commonwealth Scientific and Industrial Research University Organization*  
DGGE - Direção Geral de Geologia e Energia  
DGTT - Direção Geral de Transportes Terrestres  
E - Este  
EB - Escola básica  
EC - *European Community*  
ECMWF - *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts*  
EEA - *European Economic Area*  
EGM - *Eulerian Grid Module*  
EMA - Estação Meteorológica Automática

EMEP - *European Monitoring and Evaluation Programme*  
EN - Estrada nacional  
EPA - *Environmental Protection Agency*  
EPAQS - *Expert Panel on Air Quality Standards*  
EPER - *European Pollutant Emission Register*  
F - Fumadores  
GDACE - *Gauteng Department of Agriculture Conservation and Environment of Ekurhuleni Metropolitan Municipality*  
GAM - *Geographical Analysis Machine*  
GEE - Gás com Efeito de Estufa  
GSSR - *Global Sustainable Systems Research*  
H - Homens  
HM - Homens e mulheres  
IA - Instituto do Ambiente  
IARC - *International Agency for Research on Cancer*  
ICD - *International Classification of Diseases*  
ICD-O - *International Classification of Diseases for Oncology*  
IEH - *Institute of Environment and Health*  
IGEOE - Instituto Geográfico do Exército  
IM – Instituto de Meteorologia  
INE - Instituto Nacional de Estatística  
INERIS - *Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques*  
IPCS - *International Programme on Chemical Safety*  
ISP - Instituto de Seguros de Portugal  
IVE - *International Vehicle Emission*  
IWW - *Institute for Economic Policy Research at the University of Karlsruhe, Germany*  
LPM - *Lagrangian Particle Module*  
LTE - *Line Traffic Emission Model*  
M - Mulheres  
MACBETH - *Monitoring of Atmospheric Concentration of Benzene in European Towns and Homes*  
N - Norte  
NEPM - *National Environment Protection Measure of Australia*  
NERID - *National Environmental Research Institute of Denmark*  
NF - Não fumadores  
NFR - *Nomenclature of Reference*  
NICNAS - *National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme*  
NIOSH - *National Institute Occupational Safety and Health*  
NIWA - *National Institute of Water and Atmospheric Research*  
NUT - Nomenclatura de Unidade Territorial  
NW - Noroeste  
OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico  
OEHHA - *Office of Environmental Health Hazard Assessment*  
OFEFP - *Office fédéral de l'environnement, des forêts et du Paysage*  
OSHA - *Occupational Safety and Health Administration*  
PEOPLE - *Population Exposure to Air Pollutants in Europe*  
PRM - *Plume Rise Module*  
PRTR - *Pollutant Release and Transfer Register*  
Ref. - Referência  
REHEX - *Regional Human Exposure*  
RORA - Registo Oncológico dos Açores

RORCENTRO - Registo Oncológico para a Região Centro  
RORENO - Registo Oncológico para a Região Norte  
RORSUL - Registo Oncológico para a Região Sul  
S - Sul  
SE - Sudeste  
SHEDS - *Stochastic Human Exposure and Dose Simulation model for Air Toxics*  
SIG - Sistema de Informação Geográfico  
SIGA - Sistema Inteligente de Gestão de Semáforos em Tempo Real  
SOE - Sem outra especificação  
SQL - *Structured Query Language*  
SCALE - *Science, Children, Awareness raising, Legislation, Evaluation*  
STCP - Sistema de Transportes Colectivos do Porto  
SW - Sudoeste  
TAPM - *The Air Pollution Model*  
TEE - *Traffic Emissions and Energetics*  
TREM - *Transport Emission Model for Line Sources*  
UAM - *Urban Airshed Model*  
UNECE - *United Nations Economic Commission for Europe*  
UNFCCC - *United Nations Framework Conventions on Climate Change*  
USEPA - *United States Environmental Protection Agency*  
UTC - *Coordinated Universal Time*  
VCI - Via de Cintura Interna  
WHO - *World Health Organization*  
WMO - *World Meteorological Organization*

### **Símbolos e compostos químicos**

BTX - Benzeno, Tolueno, Xileno  
C<sub>x</sub>H<sub>y</sub> - Hidrocarbonetos  
C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> - Benzeno  
Cd - Cádmio  
CO - Monóxido de carbono  
CO<sub>2</sub> - Dióxido de carbono  
COV - Compostos Orgânicos Voláteis  
COVNM - Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos  
HAP - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos  
Hg - Mercúrio  
H<sub>2</sub>O - Água  
NH<sub>4</sub> - Metano  
Ni - Níquel  
NO<sub>2</sub> - Dióxido de azoto  
NO<sub>x</sub> - Óxidos de azoto  
OH - Hidróxilo  
O<sub>2</sub> - Oxigénio  
O<sub>3</sub> - Ozono  
Pb - Chumbo  
PM<sub>10</sub> - Partículas com diâmetro inferior a 10 µm designadas de partículas inaláveis  
PM<sub>2,5</sub> - Partículas com diâmetro inferior a 2,5 µm designadas de partículas respiráveis  
SO<sub>2</sub> - Dióxido de enxofre  
SO<sub>x</sub> - Óxido de enxofre

## Parâmetros físicos e matemáticos

$a$  - Classe de idade  
 $ADD_{abs}$  - Dose absorvida diária média  
 $ADD_{pot}$  - Dose potencial diária média  
 $c$  - Classe de cilindrada  
 $C$  - Concentração  
 $C_{obs}$  - Número de casos observados  
 $C_{esp}$  - Número de casos esperados  
 $CPF$  - Factor potencial de desenvolvimento de cancro  
 $d$  - veículos a gasóleo  
 $DE$  - Duração da exposição  
 $D_{pot}$  - Dose potencial  
 $e$  - Emissão  
 $E$  - Exposição  
 $ET$  - Exposição total  
 $F2$  - Factor 2  
 $FB$  - Tendência do Bias  
 $FE$  - Factor de emissão  
 $FEP$  - Factor de emissão ponderado  
 $FC$  - Factor de consumo  
 $FP$  - Factor de ponderação  
 $fi$  = Injecção directa de combustível;  
 $g$  - veículos a gasolina  
 $I$  - População  
 $IT$  - População residente  
 $IoA$  - Índice de agregação  
 $I1$  - População empregada  
 $I2$  - População desempregada  
 $I3$  - Estudantes  
 $I4$  - Idosos  
 $I5$  - População doméstica  
 $I6$  - Outros inactivos para além dos estantes e idosos  
 $j$  - Classe de veículo  
 $J$  - Microambiente  
 $k$  - Constante  
 $LADD$  - Dose ao longo da vida  
 $LADD_{abs}$  - Dose ao longo da vida absorvida  
 $LADD_{pot}$  - Dose ao longo da vida potencial  
 $l_{trip}$  - Número de quilómetros percorridos  
 $m$  - Factor de mistura  
 $M$  - Número de quilómetros  
 $MBE$  - Tendência do erro  
 $MG$  - Média geométrica do bias  
 $n$  - Número total de classes  
 $N$  - Número de veículos  
 $NMSE$  - Erro quadrado da média normalizado  
 $p$  - Poluente/GEE  
 $P$  - População alvo  
 $PP$  - População padrão

PAR - *Photosynthetic Active Radiation*  
PC - Peso corporal  
PT - Ponderação temporal  
q - Fracção de viagens concluídas com o motor quente  
r - Coeficiente de correlação  
 $r_p$  - Coeficiente de correlação de Pearson  
 $r_s$  - Coeficiente de correlação de Spearman  
RIP - Razão de Incidência Padronizada  
RMSE - Erro quadrático médio  
 $R_{smog}$  - *Smog reactivity*  
RVP - *Reid Vapor Pressure*  
s - Classe de inclinação de uma via de tráfego  
S - Taxa de emissão  
SD - Desvio padrão  
SF - *Cancer slope factor* ou *cancer potency factor* ou *potency factor*  
t - Período de tempo  
T - Taxa de incidência ou mortalidade  
TA - Taxa de absorção  
TI - Taxa de inalação  
 $T_{PI}$  - Taxa padronizada através do método indirecto  
 $T_{PD}$  - Taxa padronizada através do método directo  
TPP - Taxa de incidência na população padrão  
u - Classe de carga de um veículo  
URF - *Unit risk factor* ou *unit cancer risk* ou *unit risk*  
VG - Variância geométrica  
v - Velocidade  
V - Volume  
Ve - Valor estimado  
Vo - Valor observado  
x - Número médio de viagens por dia  
X - Média  
 $\alpha$  - Coeficiente de renovação do ar  
 $\beta$  - Fracção de quilómetros com o motor frio ou operado a baixas temperaturas

# I. Introdução

Na Europa, a poluição atmosférica é responsável por um elevado número de doenças relacionadas com o ambiente. Em determinadas zonas centrais das cidades, a poluição do ar, relacionada com o tráfego, aumentou de tal forma que há razões de preocupação relativamente à saúde da população aí residente (Branis, 2008; Leeuw et al., 2001). Segundo as estimativas da União Europeia, 20 milhões de europeus sofrem de problemas respiratórios e no ano 2000 o custo total da saúde devido à poluição atmosférica oscilava entre os 305 a 875 mil milhões de euros (EEA, 2005). A exposição por curtos períodos a concentrações elevadas de poluentes atmosféricos, acima dos níveis legislados (episódios agudos), tem impactes associados facilmente identificados. No entanto, exposições prolongadas a concentrações relativamente baixas, têm efeitos cujo conhecimento está ainda em clara evolução, uma vez que a detecção dos primeiros sintomas, necessita de uma certa amplitude temporal que pode ainda não ter sido atingida.

Alguns compostos orgânicos voláteis (COV), como o benzeno<sup>1</sup> (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), têm sido identificados no ambiente urbano como factores de risco importantes de cancro, contribuindo para a ocorrência de reacções fotoquímicas complexas e para a formação de oxidantes fototóxicos prejudiciais à saúde (Lay et al., 1996). Estes compostos não são habitualmente monitorizados no ar urbano e geralmente não existem normas de qualidade do ar definidas. Contudo, o benzeno é uma das excepções dado ser considerado um composto orgânico volátil genotóxico carcinogénico (EPAQS, 1994) para o qual, devido à sua perigosidade, têm sido definidas normas de qualidade do ar tendo em vista o controlo dos seus efeitos.

## 1 Enquadramento

O benzeno é um hidrocarboneto aromático classificado, desde os anos 80, como um composto carcinogénico por diversas entidades internacionais nomeadamente pela *World Health Organization* (WHO), pela *Agency of Toxic Substance and Diseases Registry* (ATSDR), pela *International Agency for Research on Cancer* (IARC), pela *United States Environmental Protection Agency* (USEPA), pela *American Conference of Governmental Industrial Hygienist* (ACGIH), e pelo *National Institute Occupational Safety and Health*

---

<sup>1</sup> Unidades: ao longo deste trabalho, as concentrações de benzeno atmosférico são expressas em **microgramas por metro cúbico** ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), **partes por bilião** (ppbV) ou **partes por milhão** (ppmV), em volume. 1 ppbV é uma parte, por volume, em mil milhões de partes, ou 1 em 10<sup>9</sup>. A conversão de ppmV ou ppbV para  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  depende da temperatura e pressão. A 20°C e 101,3 K pascals, 1 ppbV de benzeno é equivalente a 3,25  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de benzeno.



(NIOSH) (ATSDR, 2007; IARC, 1987; 1998; 1999; NIOSH, 1988; USEPA, 1998; WHO, 2000). Segundo a WHO (2000), os efeitos adversos mais significativos de uma prolongada exposição a este composto são a hematotoxicidade e a genotoxicidade.

Quando o ar inspirado entra nos pulmões, cerca de metade do benzeno é rapidamente absorvido pelo organismo. A inalação explica até 99% da entrada diária total deste composto no organismo (ATSDR, 1996; Hattemer-Frey et al., 1990; Wallace, 1996). Uma vez que o benzeno é mais solúvel na gordura do que na água, este encontra-se distribuído pelos tecidos gordos do corpo incluindo os do cérebro e da medula óssea. Na ausência de uma exposição adicional, o benzeno é metabolizado pelo organismo ou excretado através da urina; 80% é eliminado em aproximadamente dois dias.

Vários mecanismos de carcinogenicidade têm sido propostos, mas nenhum amplamente aceite. Watge & Salisbury (1997) explicam que o benzeno exerce o seu efeito danificando o material genético das células. Posteriormente, a exposição a longo prazo a níveis mais baixos de concentração do que aqueles que causam redução das células do sangue, mostram um pequeno aumento, mas definitivo, no risco de desenvolver determinados tipos de leucemia. Atkinson (2009), num estudo de revisão sobre a acção dos metabolitos do benzeno na transformação maligna, refere que os metabolitos primários do benzeno como o fenol, catecol e hidroquinona estão envolvidos na progressão da citotoxicidade para a carcinogenicidade, englobando um complexo processo que envolve várias mutações genéticas, desregulação imunitária, e susceptibilidade genética. Contudo, a investigação em leucemias mielóides aponta limitações nos estudos biológicos e epidemiológicos sobre o benzeno e seus metabolitos, sugerindo mais investigação nomeadamente para determinação do seu papel na contribuição para outros tipos de cancro.

A informação disponível deriva sobretudo de estudos com animais em laboratório e de estudos a trabalhadores na indústria. A exposição ao benzeno no local de trabalho ligado à leucemia foi documentada em diversos estudos epidemiológicos (IARC, 1987; 1998; 1999). De acordo com o *Occupational Safety and Health Administration* - OSHA, a ligação entre a leucemia e o benzeno foi identificada inicialmente em 1897 num relatório sobre a morte por leucemia de um trabalhador exposto ocupacionalmente ao benzeno na Suécia (Santesson (1897), *In Snyder (2009)*). A evidência que a exposição ao benzeno resulta num ou mais tipos de leucemia tem sido desenvolvida lentamente. Esforços para perceber os mecanismos pelos quais o benzeno conduz à aplasia da medula óssea foram iniciados em 1953 (Parke & Williams (1953), *In Snyder (2009)*) e desde essa altura, vários estudos

epidemiológicos, cromossómicos, investigações metabólicas e farmacogénicas têm sido desenvolvidos demonstrando o relacionamento entre o benzeno e a leucemia bem como outros tipos de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos (Greim & Snyder, 2009).

Os efeitos mais frequentes decorrentes da exposição ao benzeno são a redução da produção dos eritrócitos pela medula óssea o que conduz a anemia, redução da produção dos leucócitos, o que conduz à leucopenia, e a redução das plaquetas, o que conduz à trombocitopenia. Watge & Salisbury (1997), reconheceram estes efeitos como o primeiro estágio de toxicidade do benzeno e o nível mais elevado de exposição com maior probabilidade de observar a diminuição das células que circulam no sangue (dose-resposta). De acordo com a ATSDR (2007), os tipos de leucemias e de doenças linfoproliferativas conhecidas por estar na causa da exposição ao benzeno são várias nomeadamente: a leucemia mielóide aguda, leucemia linfocítica aguda, leucemia eritrocítica aguda, leucemia mielomonocítica aguda, leucemia promielocítica aguda, leucemia indiferenciada aguda, leucemia das células de hairy, leucemia mielógena crónica, leucemia linfocítica crónica, linfoma de Hodgkin, o linfoma não-Hodgkin, e mieloma múltiplo. De acordo com Smith & Zhang (1998), a incidência global de leucemias é de 8 a 9 casos anuais por 100 000 habitantes, o que significa cerca de 250 000 novos casos anuais no mundo inteiro.

Durante as últimas décadas, o interesse sobre os possíveis efeitos na saúde pública da exposição ao benzeno tem crescido nomeadamente no que respeita à exposição crónica a este poluente. Alguns estudos indicam que a exposição associada às baixas concentrações de benzeno produz um aumento da incidência da leucemia mielóide em particular do tipo agudo (Duarte-Davidson et al., 2001; IEH, 1999; Paustenback et al., 1993; Wadge & Salisbury, 1997). Além disso, estudos recentes indicam que nestas situações, de baixa exposição ao benzeno podem induzir a alterações da expressão genética (Bollati et al., 2007; Maffei et al., 2005).

## **2 Estado de arte**

O benzeno foi o primeiro poluente cancerígeno a ser regulamentado pelas directivas de qualidade do ar exterior da União Europeia, no ano 2000, tendo sido estabelecido o valor limite anual de  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  a atingir até 1 de Janeiro de 2010 (Directiva 2000/69/CE revogada pela Directiva 2008/50/CE). Além disso, recentemente, o projecto de qualidade do ar interior desenvolvido pela União Europeia, *Critical Appraisal of the Setting and Implementation of*

*Indoor Exposure Limits in the EU – INDEX*, definiu o benzeno como poluente de acção prioritária (Koistinen et al., 2004; 2008). Por outro lado, a Comissão Europeia tem vindo a desenvolver estratégias integradas de controlo da poluição atmosférica para vários poluentes, através da implementação de programas como o *Clean Air For Europe - CAFE* (COM(2005) 447) ou *Science, Children, Awareness raising, Legislation, Evaluation - SCALE* (COM (2003) 338 final).

Dada as preocupações com o controlo dos níveis de poluição atmosférica e seus efeitos, a nível europeu tem sido desenvolvidos diversos projectos de investigação que incluem a monitorização das concentrações de benzeno no ar, exterior e interior. Alguns destes exemplos são os projectos *Monitoring of Atmospheric Concentration of Benzene in European Towns and Homes - MACBETH* (Cocheo et al., 2001), *Population Exposure to Air Pollutants in Europe - PEOPLE* (Ballesta et al., 2006; PEOPLE, 2003), *European Indoor Air Monitoring and Exposure Assessment Project – AIRMEX* (Bruinen de Bruin et al., 2008), o *Impacte na qualidade do ar na saúde pública das grandes linhas de tráfego - ImpactAir* (Barros et al., 2004a; 2004b; 2005; Fontes et al., 2006) e o *SaudAr. A Saúde e o Ar que Respiramos* (Borrego et al., 2008b).

Todavia, o benzeno é ainda um poluente pouco controlado pelas estações de monitorização da qualidade do ar pelo que diversos estudos tentaram avaliar o seu impacte estimando a sua concentração. Pfeffer et al. (1995), tentaram perceber se seria possível substituir as medidas “complicadas” relativas à medição das concentrações de benzeno por um registo de monóxido de carbono (CO), mais fácil e mais barato, e calcular as concentrações de benzeno com base num relacionamento conhecido com o CO. A Figura I.1 apresenta uma relação linear entre médias diárias simultaneamente gravadas de CO e benzeno efectuado em dois estudos realizados na Alemanha e na Dinamarca.

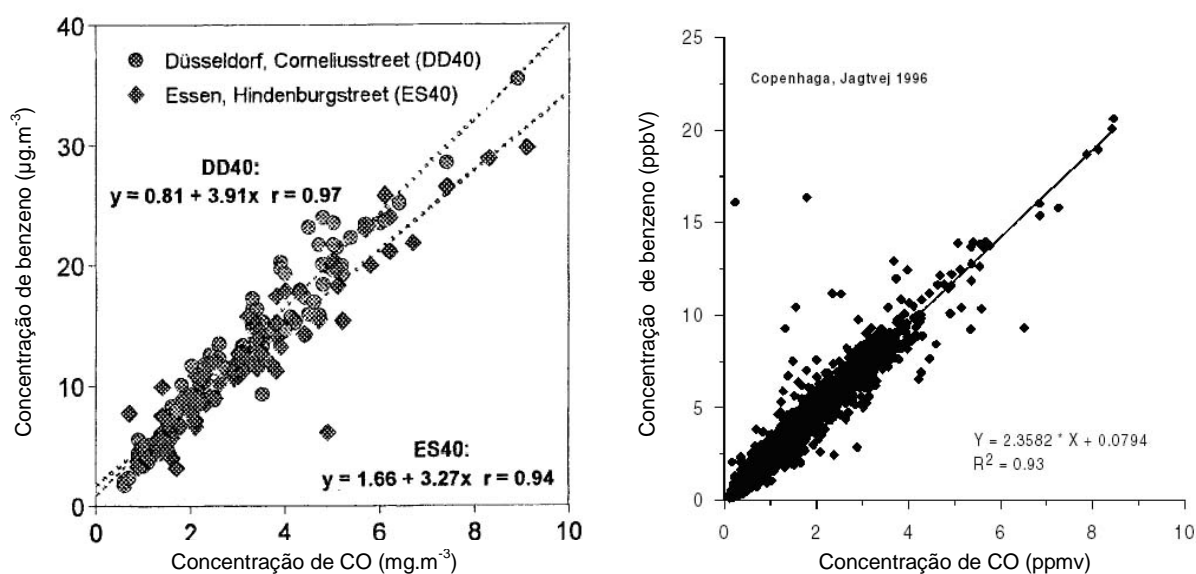


Figura I.1 - Relação da concentração de CO e benzeno em Düsseldorf e Essen na Alemanha (Adaptado: Pfeffer, et al. (1995)), e em Jagtvej em Copenhaga (Adaptado: Palmgren et al. (2000)).

Guerra et al. (1995), mostram a coincidência dos picos de concentração de CO e benzeno em Itália (Figura I.2). Se somente se considerar os aspectos qualitativos, e com as relações de concentração médias de CO em comparação às correspondentes concentrações de benzeno, a relação é de aproximadamente 160. Espera-se que este valor seja muito similar à relação calculada para a emissão de tráfego de veículos rodoviários, considerando a estabilidade nos processos físico-químicos de remoção na atmosfera destes poluentes. Para o mesmo período, 1991, calculou-se a emissão média de CO e de benzeno na composição da gasolina, relativa à frota de veículos a motor, de média idade, obtendo-se uma relação  $[CO]/[C_6H_6]$  de 80-200 (De Petris et al., 1992). Note-se porém que com a comercialização de veículos com catalizador, com redução significativa das concentrações de benzeno, a relação  $[CO]/[C_6H_6]$  tem tendência para aumentar.

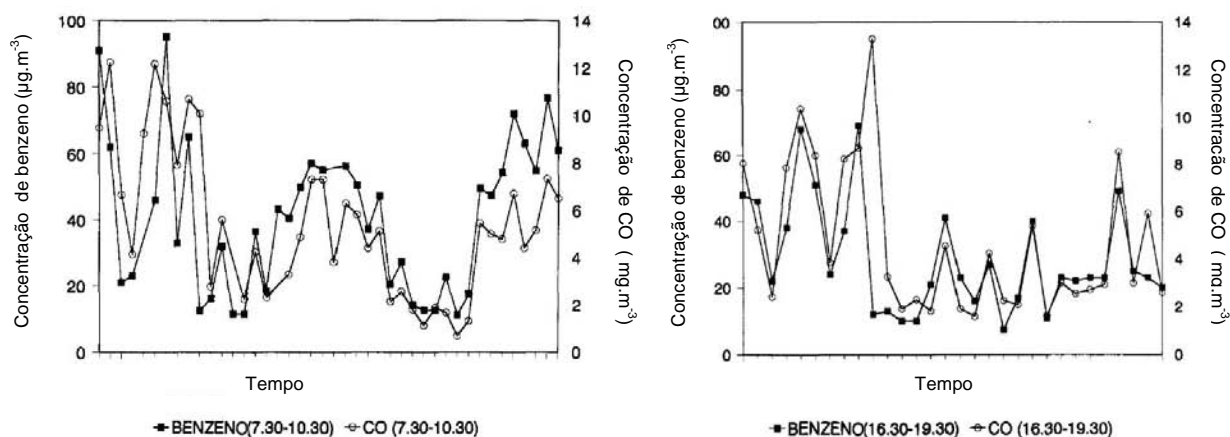


Figura I.2 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) e CO ( $\text{mg.m}^{-3}$ ): médias de 3 horas durante a manhã (07:30-10:30) e da tarde (16:30-19:30), durante 42 dias de Inverno e Verão em 1991 ao nível do solo junto à estação de monitorização da qualidade do ar de Viale Marche em Milão (Adaptado: Guerra et al. (1995)).

Por outro lado, segundo Carr et al. (2002), as concentrações anuais de benzeno podem ser exactamente previstas por duas características do tráfego: volume e percentagem de congestionamento. Na mesma linha, Karakitsios et al. (2006) usaram dois modelos para simular as concentrações de benzeno numa rua estreita, *canyon*, um baseado no treino de uma rede neuronal artificial com dados de concentrações de benzeno, densidade de tráfego e tipo de veículo e outro, um modelo semi-empírico determinístico baseado na taxa de emissão dos transportes rodoviários, nas características geométricas das vias de tráfego, e na velocidade e direcção do vento. Segundo este estudo, apesar das redes neuronais serem uma técnica menos capaz na reprodução do efeito de mudança das características de circulação automóvel, a sua utilização constituiu uma técnica promissora de modelação das emissões ao nível urbano.

Para além da informação sobre as concentrações dos poluentes obtidas fundamentalmente através das estações de qualidade do ar e estudos de correlação e regressão, a Directiva-Quadro 2008/50/CE indica que a modelação da qualidade do ar deve também ser usada para interpretação espacial da distribuição das concentrações de poluentes atmosféricos, podendo servir de base para calcular a exposição da população.

A EPA (2010) sugere a utilização de vários modelos como o AERMOD ou o CALPUFF, porém outros modelos de transporte e dispersão da qualidade do ar como o *Comprehensive Air Quality Model with Extensions* - CAMx, ou o CHIMERE são actualmente usados. Contudo, o facto de geralmente os modelos integrarem modelos mesometeorológico complexos limita a sua aplicação para simulações de mesoscala de longo termo. Uma das

alternativas a estes modelos é o *The Air Pollution Model - TAPM* (Hurley et al., 2005; Hurley, 2008), um modelo euleriano tridimensional de prognóstico, quer da componente meteorológica, quer da componente química. Apesar deste modelo ter sido desenvolvido para utilizadores não especializados como os consultores ambientais, apresenta-se como uma ferramenta alternativa, pela sua capacidade de aplicação a séries longas de dados, rapidez e capacidade de simulação das circulações de mesoescala. Embora simplifique alguns dos processos meteorológicos e químicos, o modelo tem sido aplicado a várias escalas espaciais, designadamente simulações de mesoescala, com resultados de avaliação equivalentes ao de outros modelos (Hurley, 2006; Soriano et al., 2004; Tang et al., 2009).

O processo de modelação e dispersão de poluentes atmosféricos é extremamente complexo, uma vez que tem em consideração diversos factores, entre eles, condições meteorológicas, topográficas e características das fontes poluidoras e dos gases emitidos. Dados como temperatura do ar, radiação solar, velocidade e direcção do vento, turbulência, grau de estabilidade ou instabilidade da atmosfera, relevo, entre outros, são os factores mais importantes para que estes modelos sejam capazes de simular em detalhe os efeitos da turbulência e assim obter simulações confiáveis. No entanto, as emissões atmosféricas são um dos principais parâmetros de entrada nos modelos e causa da maior fonte de erros. Leeuw et al. (2001), apresenta previsões anuais de emissões de benzeno, para 1995 e 2010, nas cidades de Lisboa, Porto e Setúbal. Contudo, este poluente não integra os inventários de emissões atmosféricas nacionais (APA, 2007a), o que limita o seu estudo em Portugal. Além disso, os últimos inventários de emissão nacionais apresentam desagregação espacial das emissões para concelho (NUT IV) (Boavida et al., 2006; 2008), contudo, este nível de desagregação é ainda insuficiente para a realização de estudos ao nível urbano.

Note-se porém, que a avaliação da qualidade do ar de um ambiente não consiste unicamente em identificar os locais e os períodos em que os níveis de qualidade do ar são baixos, mas sim perceber, para uma qualidade do ar baixa, como é que a saúde das populações é afectada. Assim, para avaliar os riscos na saúde relativos à poluição atmosférica de modo mais realista, é necessário quantificar a exposição e /ou a dose às substâncias em análise. Neste sentido, a monitorização da qualidade do ar interior e o desenvolvimento de modelos para avaliar a exposição populacional são identificadas como áreas prioritárias de investigação (Jerrett et al., 2004; Koistinen et al., 2008; Scientific

Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, 2003a). Vários estudos têm sido desenvolvidos no intuito de quantificar a exposição da população ao benzeno nomeadamente com base em modelos, como por exemplo, o modelo *Regional Human Exposure* - REHEX (Fruin et al., 2001), *Stochastic Human Exposure and Dose Simulation model for Air Toxics* - SHEDS (Graham & Burke, 2004) entre outros (Carletti & Romano, 2002; Jensen, 1999; Tchepel et al., 2007). Além disso, para auxiliar a tarefa de avaliação da exposição, desde 2002 que a nível Europeu tem sido construída uma base de dados, ExpoFacts, online e gratuita, com factores de exposição e informação sobre as vias de exposição e rotinas referente a mais de 30 países, inclusive Portugal (CEFIC-LRI, 2005). Por outro lado, as autoridades, nomeadamente a WHO e a USEPA, têm desenvolvido esforços para a publicação de documentos de referência na avaliação da exposição como por exemplo: *Exposure Factors Handbook* (USEPA, 1997), *Child-Specific Exposure Factors Handbook* (USEPA, 2002), *IPCS risk assessment terminology* (WHO/IPCS, 2004), *WHO/IPCS Principles of characterizing and applying human exposure models* (WHO/IPCS, 2005) e *Uncertainty and Data Quality in Exposure Assessment* (WHO/IPCS, 2008).

Paralelamente, têm sido desenvolvidas metodologias de modo a estimar o risco de contrair leucemia devido à exposição ao benzeno com base nas concentrações médias de exposição e no risco unitário calculado a partir de estudos de exposição profissional (Envionet Limited, 2003; USEPA, 1998; WHO, 2004b; Wiwanitkit, 2008). Apesar das elevadas incertezas, a avaliação do risco permite estimar de forma, ainda que grosseira, o número de casos adicionais devido a uma causa específica, funcionando como uma ferramenta de apoio à gestão. Contudo, segundo o *Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment* (2003a), devido à falta de dados de exposição de benzeno, a caracterização do risco não é possível, sendo que, para um composto químico altamente volátil, a situação é classificada como inaceitável.

Por outro lado, a análise dos estudos de saúde pública, em ambientes não ocupacionais, relativos à relação entre o benzeno e as doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos não são consensuais indicando por vezes uma relação negativa (Raashgou-Nielsen et al., 2001; Swaen & Slangen, 1995), enquanto outros indicam uma relação positiva (Karakitsios et al., 2007; Maffei et al., 2005; Nordlinder & Jarvholm, 1997; Pearson et al., 2000; Robinson, 1982; Savitz & Feingold, 1989; Wolff, 1992). A maioria destes estudos analisa a exposição ao benzeno de forma indirecta nomeadamente usando o consumo de gasolina (Swaen & Slangen, 1995), a posse ou uso de automóvel (Robinson,

1982; Wolff, 1992), a densidade de tráfego (Savitz, 1989), proximidade de vias de tráfego junto ao local de residência (Maffei et al., 2005; Pearson et al., 2000), ou a proximidade da residência a estações de serviço (Jo & Moon, 1999; Karakitsios et al., 2007). Os estudos tentam demonstrar a presença ou ausência de correlação com as doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos nomeadamente linfomas de Hodgkin<sup>2</sup> (Raashgou-Nielsen et al., 2001), linfomas de não-Hodgkin<sup>3</sup> (Lamm et al., 2005) e diversos tipos de leucemia<sup>4</sup> (Nordlinder & Jarvholm, 1997; Pearson et al., 2000; Robinson, 1982; Swaen & Slangen, 1995; Wolff, 1992), usando geralmente a taxa de mortalidade. Em Portugal, não são conhecidos estudos que relacionem o benzeno com este tipo de doenças.

Porém, dadas as restrições de informação, os estudos de benzeno referem recorrentemente um conjunto elevado de limitações. Uma das questões prende-se com o uso da taxa de mortalidade. Segundo Infante-Rivard (2008), a utilização desta variável não é o indicador ideal uma vez que não representa a totalidade dos casos em estudo. Além disso, são também apontadas deficiências dos estudos clínicos e epidemiológicos, baixa quantidade de dados de dose-resposta, falta de técnicas de amostragem apropriadas, determinações incompletas de exposição, falta de continuidade nos artigos escritos, fracos projectos experimentais ou metodológicos, com períodos de exposição intermitentes, com exposição a múltiplos ou misturas a diferentes compostos químicos, ou ambos, períodos inadequados da latência, pequenos grupos, controlo das variáveis de confundimento, etc. pelo que vários autores sublinham a necessidade de aumentar a investigação sobre a acção deste poluente

---

<sup>2</sup> O linfoma de Hodgkin é uma neoplasia maligna que afecta o sistema linfático. Este tipo de cancro caracteriza-se pela presença de células Reed-Sternberg, células gigantes multinucleadas. Esta doença surge quando um linfócito normal (freqüentemente um linfócito B) se transforma numa célula maligna, capaz de crescer descontroladamente e disseminar-se. A célula maligna começa a produzir, nos linfonodos, cópias idênticas (também designados de clones). Com o passar do tempo, estas células malignas podem disseminar-se para tecidos adjacentes, e, se não tratadas, podem atingir outras partes do corpo.

<sup>3</sup> O linfoma de não-Hodgkin é uma neoplasia maligna que afecta o sistema linfático. Este tipo de cancro origina-se nos linfonodos (gânglios) e caracteriza-se pela ausência de células Reed-Sternberg. É um grupo heterogêneo de doenças que para simplificar a classificação são por vezes agrupadas em vários subtipos de acordo com a velocidade média de crescimento e progressão do linfoma: muito lentamente (baixo grau) ou muito rapidamente (alto grau ou agressivo). A classificação dos tipos específicos de linfoma leva em consideração o padrão da biópsia do linfonodo e o tipo celular predominante dos linfócitos (T ou B).

<sup>4</sup> A leucemia refere-se a um grupo de neoplasia maligna complexas e diferentes entre si que afetam a medula óssea. Tendo em conta o nível de maturação das células neoplásicas, as leucemias são classificadas como leucemias agudas (caracterizam-se por um grave defeito de maturação, induzindo a acumulação de células imaturas (blastos) e falha na produção de glóbulos brancos diferenciados) e leucemias crônicas (são definidas por hiperplasia de elementos maduros, tendem a constituir distúrbios nos seus estádios iniciais, e tardiamente podem transformar-se em leucemias agudas). São ainda classificadas de acordo com as células afectadas em leucemias linfóides, afectam as células linfóides (linfócitos), e leucemias mielóides, afectam as células mielóide (eritrócitos, granulócitos e plaquetas).



(Atkinson, 2009; Infant-Rivard, 2008). Neste sentido, e dado que grandes estudos não são programados, Infante-Rivard (2008) apresenta três sugestões para uso dos actuais estudos, nomeadamente efectuando o intercâmbio de informação entre estudos, avaliação quantitativa dos desvios, e combinação de estudos individuais e ecológicos de modo a obter benefícios em termos dos desvios e eficiência. Este autor refere ainda a necessidade de realizar estudos de grande dimensão efectuando a partilha de informação bem como a publicação de uma lista metodológica de critérios que permita compreender a obtenção de resultados discrepantes.

### **3 Objectivos e metodologia**

Muitas vezes, os estudos desenvolvidos centram-se, essencialmente, em análises estatísticas dos dados e nos processos de cura negligenciando o estudo detalhado das causas ambientais. O trabalho desenvolvido teve como principal objectivo abordar de forma integrada, o impacte que as variações das emissões de benzeno têm na qualidade do ar exterior e na incidência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos designadamente linfomas de Hodgkin, linfomas de não-Hodgkin e leucemias. Para o domínio de estudo, colocaram-se as seguintes questões:

1. Quais as principais fontes de emissão de benzeno?
2. Como é que evoluiu, em termos temporais e espaciais, a concentração de benzeno no ar exterior?
3. Como gerir as fontes de emissão de benzeno, em particular no espaço urbano?
4. As concentrações de benzeno, os níveis de exposição, a dose e o risco carcinogénico encontram-se dentro de níveis aceitáveis para a saúde humana?
5. Existe associação entre as concentrações de benzeno no ar ambiente e a incidência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos?
6. A taxa de incidência das doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos aumenta junto das principais fontes de emissão para o ar exterior?

De modo a alcançar estes objectivos, definiu-se como domínio de estudo a Área Metropolitana do Porto (AMP), local de residência de 1,26 milhões de habitantes com densidade média de 1 891 hab.km<sup>-2</sup> (INE, 2007a). A AMP compreende nove concelhos Espinho, Gondomar, Maia, Matosinhos, Porto, Póvoa de Varzim, Valongo, Vila do Conde e

Vila Nova de Gaia, estendendo-se por uma área de 817 km<sup>2</sup> (INE, 2007a). O concelho do Porto, embora seja o segundo mais pequeno da AMP, é o concelho que registou maior densidade populacional, 5 517 hab.km<sup>-2</sup> em 2001, acolhendo 263 mil habitantes (INE, 2007a). Este concelho exerce o papel de centro urbano polarizador no contexto da AMP, sendo local de residência de 25% da população da AMP, com uma intensa ocupação do solo. No entanto, devido ao relativo congestionamento residencial e ao acréscimo do custo de aquisição de habitação, nos últimos anos têm-se verificado um movimento residencial para as zonas mais periféricas, principalmente das gerações mais jovens, conduzindo a um decréscimo gradual da densidade populacional na cidade (7 260 hab.km<sup>-2</sup> em 1991 para 5 517 hab.km<sup>-2</sup> em 2001). Este movimento obrigou a que a cidade criasse infra-estruturas adequadas para a organização do tecido rodoviário na cidade e que foi conseguido com a Via de Cintura Interna (VCI). Esta via passou a ser o grande ponto de articulação do tráfego do concelho do Porto, sendo ponto de passagem, não só do trânsito urbano, mas também de todos os veículos que se deslocam entre as principais cidades do Noroeste peninsular, onde circulam cerca de 123 mil veículos diariamente (Barros et al., 2004b). Esta importante via é considerada uma auto-estrada urbana, que cruza toda a cidade, desde a Ponte da Arrábida até à Ponte do Freixo numa extensão de 11 km. Apresenta normalmente três faixas de rodagem em cada sentido, e intercepta a maioria das artérias urbanas com passagens desniveladas. De forma a ocupar a menor área possível, as bermas são praticamente inexistentes, havendo troços que distam cerca de 2 metros das propriedades adjacentes, por vezes habitações (Figura I.3).



Figura I.3 - VCI no concelho do Porto: nó do Amial.

Nesta perspectiva, este estudo é desenvolvido para várias escalas espaciais dependendo do tipo de dados disponível, e efectuando sempre que possível uma contextualização ao nível nacional (Portugal). Para a análise da qualidade do ar exterior foram definidos dois

domínios, um de mesoscala e um local, que serviram de base para o desenvolvimento de todo o trabalho. No primeiro caso, foi definido um domínio de estudo correspondente à AMP com o objectivo de perceber se fontes externas ao domínio de estudo poderão estar a condicionar as concentrações de qualidade do ar exterior do concelho do Porto. Em relação ao domínio local, foi seleccionada uma importante via de tráfego da cidade, a VCI. A selecção desta grande via de tráfego teve como objectivo verificar se a emissão de poluentes atmosféricos, designadamente benzeno, apresenta impactes, ao nível da saúde humana, junto da população residente na sua envolvente.

A reduzida representatividade dos dados relativos à monitorização da qualidade do ar, a ausência de dados de emissão, assim como a limitação existente na aplicabilidade de factores de emissão em linha para todas as categorias de veículos, levou a que se optasse por, paralelamente à análise e avaliação das concentrações de benzeno, englobar também os restantes poluentes monitorizados pelas redes de monitorização da qualidade do ar nomeadamente CO, óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), ozono (O<sub>3</sub>), COV, óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>) e partículas (PM). A inclusão destes poluentes permitiu não só uma análise mais abrangente das fontes de poluição, como também usar as concentrações destes poluentes para estimar os níveis de concentração de benzeno e validar de forma mais consistente toda a metodologia desenvolvida.

Dado o objectivo da investigação se concentrar no estudo da exposição crónica ao benzeno, procurou-se usar as séries temporais mais longas. Assim, o período sobre o qual incide a análise vai de 1955, ano a partir do qual existem registos de neoplasias em Portugal, até 2007, estando fortemente condicionados pela disponibilidade e consistência dos dados disponíveis, não só relativos às neoplasias mas também às restantes variáveis como são os dados de emissão, qualidade do ar, mobilidade, dados populacionais, etc. (Figura I.4).

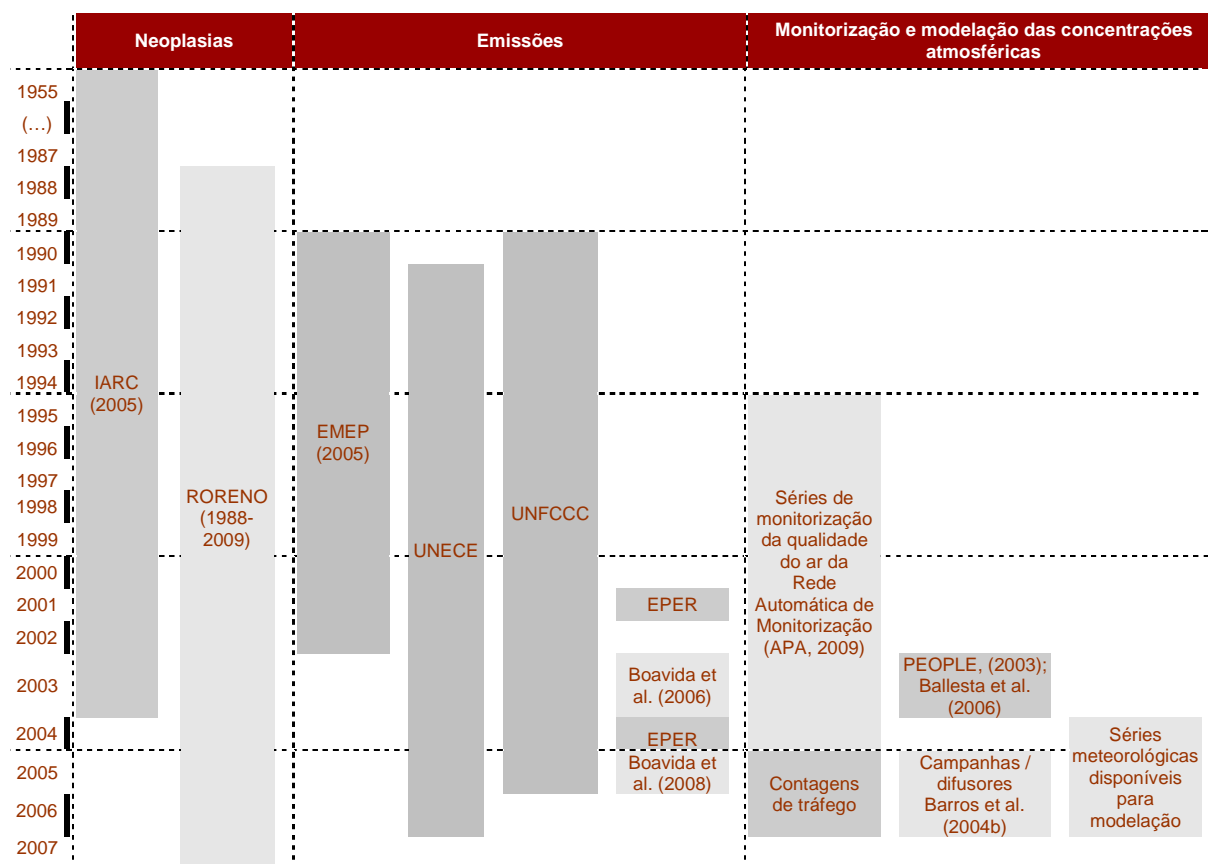


Figura I.4 - Séries temporais de dados disponíveis por âmbito e fonte.

#### 4 Estrutura do trabalho

O estudo apresentado foi delineado por fases, aqui apresentado em sete capítulos distintos.

No sentido de identificar as principais fontes de emissão de benzeno e geri-las adequadamente, no Capítulo II é apresentada uma análise bibliográfica relativamente a esta matéria. De modo a conhecer as variações espaciais e temporais, bem como qual o impacte destas fontes, é ainda efectuada uma análise das concentrações atmosféricas de benzeno em diferentes tipos de ambientes, externos e internos, e efectuado o enquadramento legal em vigor. Apresenta-se ainda uma revisão bibliográfica de alguns estudos de exposição, dose e estimativa do risco carcinogénico devido à inalação de benzeno, de modo a obter níveis de referência para diferentes períodos de tempo e locais.

No Capítulo III é desenvolvida uma metodologia para a estimativa das concentrações de benzeno com base nas concentrações de CO monitorizadas pelas estações da Rede Automática de Monitorização da Qualidade do Ar localizadas na AMP e em campanhas de

monitorização realizadas com difusores passivos na VCI no âmbito do projecto ImpactAir (Ref.<sup>a</sup> POCTI/ESP/47806/2002). Assim, a metodologia desenvolvida permitiu realizar uma análise espaciotemporal das concentrações de benzeno no domínio de estudo.

Apesar das estações de qualidade do ar serem importantes para a monitorização em tempo real, estas não fornecem informação em todo o espaço geográfico podendo originar interpretações incompletas da qualidade do ar de uma região. Para análise da qualidade do ar em todo o espaço geográfico recorre-se frequentemente a modelos de transporte e dispersão de poluentes. Assim, o Capítulo IV apresenta uma metodologia para estimar as concentrações de benzeno através da aplicação de modelos de transporte e dispersão de poluentes. É aplicado o modelo TAPM (Hurley, 2005; 2008), para modelação da qualidade do ar exterior na AMP (emissões de fontes em área e fontes pontuais), e na VCI (emissões de fontes em linha). Este modelo requer parâmetros indispensáveis como dados topográficos, uso do solo, dados de forçamento sinóptico, dados de emissões e concentrações de fundo. Uma vez que o trabalho se centra na análise de neoplasias crónicas e que as condições meteorológicas representam um dos principais parâmetros que condicionam a qualidade do ar, identificou-se um ano meteorológico que seguisse os padrões da normal climatológica da região em estudo. Para estimar as emissões de poluentes, desenvolveu-se um modelo de emissões, ARLIPE (Fontes et al., 2007), que permitiu estimar as emissões atmosféricas necessárias. Os resultados do modelo TAPM foram avaliados usando parâmetros estatísticos comumente usados neste tipo de estudos, auxiliado pelo *Model Validation Kit - BOOT* (Chang & Hanna, 2004; 2005). Foi ainda efectuada uma avaliação do desempenho do modelo segundo os critérios definidos pela legislação em vigor.

Contudo, mais do que identificar picos de concentração, é importante avaliar o impacte do efeito prolongado das concentrações médias dos poluentes na população. Nesta perspectiva, no Capítulo V é efectuada a estimativa da exposição e dose médias, devido à inalação de benzeno, na população residente na AMP. Complementarmente, é estimado o nível de risco da população em estudo em contrair leucemia devido à exposição atmosférica a este poluente.

No Capítulo VI são analisados os dados dos registos oncológicos, em especial dos dados do Registo Oncológico da REgião NOrte (RORENO) para as doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos registadas no domínio de estudo, bem como a identificação da população de risco para cada um dos subgrupos deste tipo de neoplasias.

Realiza-se ainda a análise da variação temporal e espacial da distribuição destes tumores na AMP, em particular na cidade do Porto. De modo a aumentar o conhecimento relativo à etiologia destas patologias, desenvolveu-se uma análise epidemiológica espacial. Usando como ferramenta um Sistema de Informação Geográfica (SIG), esta análise tem como objectivo perceber a variabilidade espacial das neoplasias e compreender se existe associação espacial entre a exposição ao benzeno e as doenças em estudo, em particular junto das principais fontes de emissão, vias de tráfego e postos de abastecimento de combustível.

O último capítulo (§ VII) apresenta as conclusões do trabalho indicando possíveis linhas de investigação para desenvolvimento futuro.

## II. Benzeno na atmosfera

No seguimento dos estudos efectuados para altas concentrações de benzeno nos locais de trabalho, com impactes significativos na saúde dos trabalhadores, durante os últimos anos, produziram-se diversos estudos de avaliação do impacte na atmosfera deste poluente na população geral. Tal como referido no estado de arte (§ 1.2), estes estudos baseiam-se na análise das emissões, na monitorização e /ou modelação das concentrações externas e /ou internas, na avaliação da exposição e /ou dose e na avaliação do risco carcinogénico dos poluentes através da inalação.

Em Portugal, ao nível da qualidade do ar exterior, o benzeno é raramente monitorizado, não só devido aos custos associados, mas também ao facto de se considerar, erradamente, que as principais fontes de emissão se localizam unicamente junto de grandes indústrias, geralmente localizadas fora dos grandes aglomerados urbanos, descurando as restantes fontes, assim como os efeitos físico-químicos da atmosfera. Assim, o conhecimento relativamente à poluição atmosférica deste poluente em Portugal é ainda diminuto, sendo os efeitos decorrentes da sua exposição ainda pouco conhecidos. Nesta perspectiva, realiza-se no presente capítulo uma revisão da literatura analisando a concentração do benzeno no ar tendo em conta a concentração em diferentes tipos de ambientes, nomeadamente no ar exterior e interior, a avaliação da exposição, da dose e do risco carcinogénico. Pretende-se com esta análise, identificar quais as principais fontes de emissão e os processos que condicionam os níveis de benzeno. Apesar de nem sempre ser possível, procurou-se destacar os níveis de benzeno referenciados para os estudos mais recentes, nomeadamente os realizados em países Europeus, dado a relação de semelhança mais “próxima” com a realidade Portuguesa.

### 1 Propriedades físico-químicas do benzeno

Em 1825, Michael Faraday isolou pela primeira vez o benzeno a partir de um líquido condensado pela compressão de óleo (ATSDR, 2007). O benzeno (CAS 71-43-2) é um hidrocarboneto constituído por seis átomos de carbono e seis átomos de hidrogénio dispostos num anel hexagonal, com a fórmula molecular  $C_6H_6$ . É um composto transparente com odor aromático, sendo considerado altamente volátil, com pressão de vapor de 95,2 mm Hg a 25°C. O benzeno é ligeiramente solúvel em água (1,78 mg.L<sup>-1</sup> a 25°C) e miscível com a maioria dos solventes orgânicos (Mackay & Leinonen (1975), *In* ATSDR

(2007)). À temperatura ambiente é líquido, mas evapora-se rapidamente a temperaturas mais altas sendo altamente inflamável.

## 2 Emissões de benzeno

A maioria do benzeno encontrado ao nível do solo é proveniente de actividades humanas. Mais de 90% do benzeno atmosférico é de origem antropogénica podendo ser produzido para fins comerciais a partir do petróleo, dos condensados do gás natural ou a partir do carvão (EEA, 2007). Segundo o *Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment* (2003a; 2003b), as estimativas da produção mundial de benzeno são de 32 milhões de toneladas por ano, enquanto na Europa estima-se que sejam produzidas 7 milhões de toneladas anuais. De acordo com a EEA (2007) as únicas fontes naturais de benzeno são a queima de biomassa e os incêndios florestais, no entanto, segundo esta referência bibliográfica estas fontes geralmente não afectam a qualidade do ar das áreas densamente povoadas da União Europeia, embora estudos mostrem que pontualmente e em Portugal estas situações podem ocorrer, nomeadamente para outros poluentes com a mesma origem (Carvalho et al., 2010; Ferreira, 2007; Martins et al., 2009).

Tal como referido, a emissão de benzeno pode ocorrer durante os processos de combustão incompleta, através dos fogos florestais, queima de madeira, carvão, produtos de petróleo, de desperdícios orgânicos e de cigarros (Hattemer-Frey et al., 1990; IARC, 1999; Korte et al., 2000; Shimer et al., 2005). As emissões provenientes do combustível, nomeadamente a derivada dos transportes rodoviários (emissões libertadas durante as operações de reabastecimento e combustão do petróleo) e emissões fugitivas provenientes de indústrias químicas e petroquímicas, representam as principais fontes para o ar exterior (Weisel, 2009). De acordo com o programa Auto-Oil II (EC, 2000), o transporte rodoviário é o principal responsável pela emissão de benzeno para o ar exterior (Figura II.1). Cerca de 85% do benzeno existente no ar exterior é proveniente de fontes móveis (USEPA, 1998; EEA, 2007). De acordo com a USEPA (1998), 60% das fontes *on-road*<sup>5</sup> e 25% das fontes *off-road*<sup>6</sup>.

---

<sup>5</sup> Refere-se às fontes móveis rodoviárias que geralmente circulam em vias de tráfego como por exemplo os veículos ligeiros e pesados de passageiros ou mercadorias.

<sup>6</sup> Refere-se às fontes móveis não rodoviárias como veículos ferroviários ou embarcações, e fontes móveis rodoviárias que geralmente não circulam em vias de tráfego, como por exemplo as provenientes de veículos usados na indústria, agricultura, jardinagem, construção civil, e veículos de suporte aos aeroportos.



O benzeno é um produto químico natural encontrado no crude a níveis até  $4 \text{ g.l}^{-1}$  (Wadge & Salisbury, 1997). A gasolina é produzida a partir do crude através de uma variedade de processos de refinação e manufactura que modificam o seu carácter. A sua composição varia, dependendo da região geográfica, a estação do ano, exigências de desempenho (avaliação do octano), misturas do *stock* e a proveniência do crude. A gasolina constitui uma das misturas de produtos químicos mais complexas contendo mais de 1000 substâncias a que os seres humanos podem ser expostos, sendo algumas delas carcinogénicas, entre as quais o benzeno. Uma fracção significativa, 10-25% da gasolina é constituída por hidrocarbonetos aromáticos, que estão também presentes na exaustão automóvel (Bailey et al., 1990). Os compostos aromáticos benzénicos da gasolina tais como o tolueno, o etilbenzeno e os xilenos, tendem a aumentar os níveis de exaustão de benzeno na gasolina, em cerca de 8% por unidade de índice aromático (Marshall, 1988). A diminuição dos alquilos na gasolina conduziu a um aumento do índice de hidrocarbonetos aromáticos, de forma a manter os níveis elevados de octano e as suas propriedades antidetonantes. Na década de 90, os níveis de benzeno na gasolina variavam aproximadamente entre 1 a 5 % (Snyder et al., 1993), embora em alguns países os níveis fossem superiores a 5% (Wolff, 1992). A Directiva 98/70/CE, alterada pela Directiva 2009/30/CE estabelece critérios de qualidade para os combustíveis a atingir a partir de 2004. Após esta data, a concentração de benzeno nas gasolinas sem chumbo (95 ou 98 octanas) na União Europeia deve ser inferior a 1% embora estudos recentes indiquem que os níveis actuais na Europa variem entre 1-4% (Keenan et al., 2009). No caso do gasóleo, não é especificado um valor limite para o benzeno, sendo apenas estabelecido um limite máximo de hidrocarbonetos policíclicos.

Por outro lado, a exposição humana pode aumentar devido à inalação de fumo de tabaco e ao consumo de combustíveis armazenados em garagens (Weisel, 2009). Além destas fontes, destacam-se ainda ao nível de fontes internas a utilização de fotocopiadoras, produtos que empregam solventes, materiais empregues em edifícios como colas de soalho, tintas, revestimentos de paredes em madeira, e determinados materiais usados na decoração e mobílias que podem conter concentrações residuais de benzeno (Etkin, 1996; Schneider et al., 1999; Shimer et al., 2005; Wallace, 1989; Yu & Crump, 1998).

Níveis elevados de emissões de benzeno, emitidos por uma variada diversidade de fontes, são encontrados no ar na maioria das áreas urbanas Europeias. Porém, apesar do aumento da produção mundial, os níveis de emissão têm vindo a diminuir gradualmente, essencialmente fruto das acções impostas para o controlo das emissões rodoviárias (Figura

II.1 e Figura II.2). Apesar da EC (2000) prever em 1995 que cerca de 50% da população urbana europeia estava exposta a concentrações superiores a  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de benzeno, as previsões apontam um decréscimo para 13% em 2010.

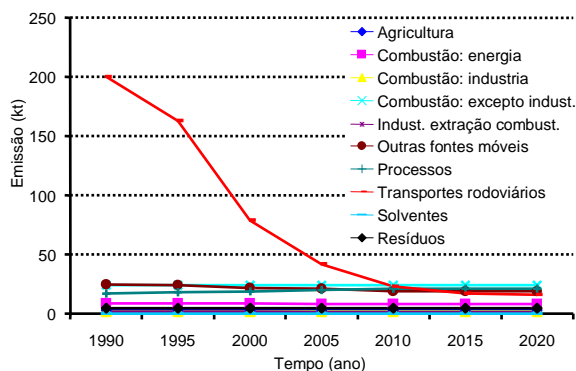


Figura II.1 - Emissão de benzeno na União Europeia por sector de actividade entre 1990-2020 (Adaptado: EC, (2000)).

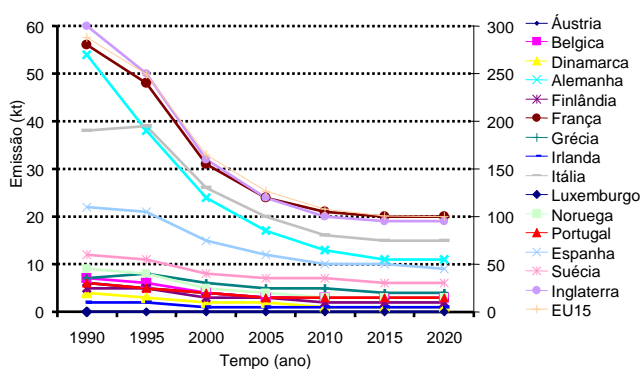


Figura II.2 - Emissões de benzeno na União Europeia por país entre 1990-2020 (Adaptado: EC, (2000)).

### 3 Depleção do benzeno

A estrutura do benzeno é naturalmente quebrada através de reacções químicas na atmosfera. A taxa de degradação do benzeno no ar é estimada em cerca de  $1,25-1,4 \times 10^{-12} \text{ cm}^3 \text{ mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$  (USEPA, 1994; Singh, 2005). O tempo que o vapor de benzeno permanece na atmosfera varia entre algumas horas e alguns dias, dependendo dos factores ambientais, como o clima e a concentração de outros produtos químicos no ar. O tempo de meia vida atmosférica é estimado entre 4 e 20 dias (Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, 2003a).

A oxidação do benzeno ocorre em condições extremas envolvendo um catalisador, ou temperaturas ou pressões elevadas. A remoção química, especialmente pelo radical hidroxilo (OH), é a mais importante nomeadamente durante o Verão (EEA, 2007). Este oxidante, produzido por processos fotoquímicos na atmosfera, reage com quase todas as substâncias orgânicas sendo o oxidante que maior importância tem à escala global. Contudo, o benzeno tem uma taxa de reactividade relativamente baixa reagindo mais lentamente com os radicais OH do que fazem a maioria das outras espécies aromáticas, como o tolueno e o m-xileno, com reacção 5 e 19 vezes superior respectivamente (Atkinson, 1990). A adição do OH dá origem ao radical hidroxi-2,4ciclohexadienil e marca o início do processo de oxidação (Lay et al., 1996). Todavia, as reacções de oxidação fotoquímica do

benzeno que dão origem a produtos de reacção como o fenol e carbonilos ainda é um tema em estudo, tendo sido, nos últimos anos, apresentadas várias propostas para explicar os processos de oxidação (Berndt & Boge, 2006; Lay et al., 1996; Klotz et al., 2002).

À noite, as concentrações de OH diminuem, porém concentrações do radical nitrato ( $\text{NO}_3$ ) podem aumentar razoavelmente assim como as concentrações de  $\text{NO}_x$ . Contudo, a taxa de reacções destes compostos com o benzeno é mais lenta do que a taxa de reacção com o OH, e as suas concentrações na atmosfera são geralmente muito mais baixas, não sendo importantes na transformação atmosférica do benzeno (EEA, 2007).

Segundo o EEA (2007), a depleção química do benzeno é importante a nível regional, mas negligenciável a nível urbano. O tempo de residência numa massa de ar num *canyon* é da ordem dos minutos e numa zona urbana de algumas horas.

Devido à sua volatilidade, o benzeno permanece na água apenas algumas horas e normalmente não chega a penetrar nos sedimentos. Uma parte substancial do benzeno arrastado pela água das chuvas regressa à atmosfera através da volatilização (ATSDR, 2007). Se o benzeno for enterrado no solo pode ser transportado até às águas subterrâneas. Nas águas superficiais é rapidamente degradado pelas bactérias aeróbias (algumas horas), e nas águas subterrâneas, mais lentamente, pelas bactérias anaeróbicas (semanas/meses). Não é bioacumulável em sistemas aquáticos ou terrestres (Wadge & Salisbury, 1997).

#### **4 Normas de qualidade do ar ambiente**

A União Europeia publicou um conjunto de diplomas que definem as linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar ambiente no espaço europeu. Este conjunto de diplomas consta de uma directiva quadro, Directiva 1996/62/CE, e um conjunto de directivas filhas, as Directivas 1999/30/CE, 2000/69/CE, 2002/3/CE e 2004/107/CE que, à excepção da Directiva 2004/107/CE, foram revogadas pela Directiva 2008/50/CE a partir de 11 de Junho de 2010 (Figura II.3). A Directiva 2008/50/CE tem por objectivo gerir adequadamente a qualidade do ar, nomeadamente: definir e fixar objectivos de protecção; avaliar com base em métodos e critérios comuns; obter informação a fim de contribuir para o combate à poluição e seus efeitos acompanhando as tendências de longo prazo bem como as melhorias obtidas através de medidas nacionais e comunitárias; garantir que as informações sejam postas à disposição do público; e promover a cooperação entre os Estados-Membros.

Neste sentido, a directiva legisla um conjunto de acções destinadas a regulamentar e a harmonizar procedimentos e introduz pela primeira vez na legislação relativa à gestão da qualidade do ar exterior o conceito de exposição, embora apenas relativo às PM<sub>2,5</sub>.

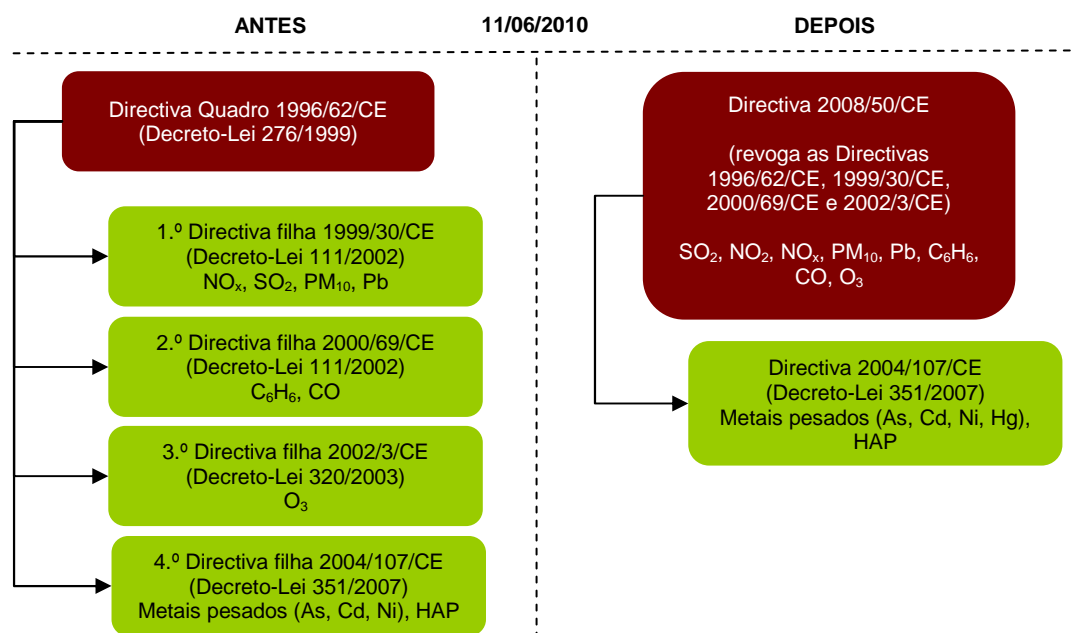


Figura II.3 - Esquema do enquadramento legislativo da avaliação e gestão da qualidade do ar exterior na União Europeia e em Portugal, antes e depois de 11/06/2010.

Em Portugal, a Directiva 2008/50/CE ainda não foi transposta para o direito interno pelo que o actual regime jurídico de gestão da qualidade do ar ambiente consta actualmente do Decreto-Lei 276/1999, de 23 de Julho, que resulta da transposição para o direito interno da Directiva Quadro 1996/62/CE. Além destes diplomas, o Decreto-Lei 111/2002, de 16 de Abril, transpõe para o ordenamento jurídico interno as Directivas 1999/30/CE e 2000/69/CE. Este Decreto-Lei estabelece os valores limite e os limiares de alerta para as concentrações de vários poluentes, entre os quais, o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, o CO, o NO<sub>2</sub>, o SO<sub>2</sub> e as PM<sub>10</sub>, com vista a evitar, prevenir ou limitar os efeitos nocivos dessas substâncias sobre a saúde humana e sobre o ambiente na sua globalidade, e ainda preservar e melhorar a qualidade do ar. Acresce-se ainda, o Decreto-Lei 320/2003, de 20 de Dezembro, que define objectivos a longo prazo, valores alvo, limiares de alerta e um limiar de informação ao público para as concentrações de O<sub>3</sub> no ar ambiente, com vista a evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos sobre a saúde humana e que transpõe a Directiva 2002/3/CE. A Directiva 2004/107/CE, transposta pelo Decreto-Lei 351/2007, de 23 de Outubro, estabelece valores alvo para as concentrações de arsénio, cádmio, níquel e benzo(a)pireno no ar ambiente, utilizado como marcador do risco carcinogénico dos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos,

definindo métodos e critérios comuns, e estabelecendo as regras e os critérios para informação ao público.

A Tabela II.1 apresenta os valores limite de qualidade do ar para a protecção da saúde humana a alcançar a partir de 2010.

Tabela II.1 - Resumo dos valores limite de protecção da saúde, para os poluentes no ar exterior: C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, arsénio, cádmio, níquel e benzo(a)pireno.

Poluente	Parâmetro	Período considerado	Valor	Data de cumprimento	Referência
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	Valor limite anual para a protecção da saúde humana	1 ano	5 µg.m <sup>-3</sup>	01/01/2010	Directiva 2008/50/CE
CO	Valor limite para a protecção da saúde humana	Máximo das médias de 8 horas	10 mg.m <sup>-3</sup>	16/04/2002	
NO <sub>2</sub>	Valor limite horário para protecção da saúde humana	1 h	200 µg.m <sup>-3</sup> (valor a não exceder mais de 18 vezes em cada ano civil)	01/01/2010	
	Limiar de alerta	3 h	400 µg.m <sup>-3</sup> (medido durante 3 h consecutivas)	16/04/2002	
	Valor limite anual para a protecção da saúde humana	1 ano	40 µg.m <sup>-3</sup>	01/01/2010	
O <sub>3</sub>	Valor alvo para a protecção da saúde humana	Valor máximo das médias octo-horárias do dia	120 µg.m <sup>-3</sup> (valor a não exceder mais de 25 dias por ano civil, calculados em média em relação a 3 anos)	01/01/2010	
	Limiar de informação	Média horária	180 µg.m <sup>-3</sup>	20/12/2003	
	Limiar de alerta	Média horária	240 µg.m <sup>-3</sup>	20/12/2003	
SO <sub>2</sub>	Valor limite horário para protecção da saúde humana	1 h	350 µg.m <sup>-3</sup> (valor a não exceder mais de 24 vezes em cada ano civil)	01/01/2005	
	Valor limite diário para a protecção da saúde humana	1 dia	125 µg.m <sup>-3</sup> (valor a não exceder mais de 3 vezes em cada ano civil)	01/01/2005	
	Limiar de alerta	3 h	500 µg.m <sup>-3</sup> (medido durante 3 h consecutivas)	16/04/2002	
PM <sub>10</sub>	Valor limite diário para protecção da saúde humana	1 dia	50 µg.m <sup>-3</sup> (valor a não exceder mais de 7 vezes em cada ano civil)	01/01/2010	
	Valor limite anual para a protecção da saúde humana	1 ano	40 µg.m <sup>-3</sup>	01/01/2010	
Chumbo	Valor limite anual para a protecção da saúde humana	1 ano	0,5 µg.m <sup>-3</sup>	01/01/2005	
Arsénio	Valor alvo para a protecção da saúde humana	1 ano	6 ng.m <sup>-3</sup>	23/10/2007	Decreto-Lei 351/2007 (Directiva 2004/107/CE)
Cádmio	Valor alvo para a protecção da saúde humana	1 ano	5 ng.m <sup>-3</sup>	23/10/2007	
Níquel	Valor alvo para a protecção da saúde humana	1 ano	20 ng.m <sup>-3</sup>	23/10/2007	
Benzo(a)pireno	Valor alvo para a protecção da saúde humana	1 ano	1 ng.m <sup>-3</sup>	23/10/2007	

O benzeno foi o primeiro poluente cancerígeno a ser regulamentado pelas directivas de qualidade do ar da União Europeia tendo sido estabelecido o valor limite anual de 5 µg.m<sup>-3</sup> a atingir até 1 de Janeiro de 2010 (Directiva 2000/69/CE revogada pela Directiva 2008/50/CE). Contudo, alguns países europeus apresentam objectivos de qualidade do ar para este poluente mais restritivos, como, por exemplo, 3,25 µg.m<sup>-3</sup> na Escócia e Irlanda do Norte

(AEA, 2009) e  $2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  em França (Décret n°2002-213 de 15 de Fevereiro). O benzeno é classificado como um composto genotóxico carcinogénico, o que significa que nenhum nível de exposição seguro pode ser definido (EPAQS, 1994), porém, os valores limite estabelecidos têm como objectivo definir uma margem de segurança para assim tentar proteger potenciais membros vulneráveis da sociedade.

Com o objectivo de identificar estratégias económicas para satisfazer os objectivos da qualidade do ar na União Europeia, foram desenvolvidos diversos programas, de entre os quais se destaca o programa Auto-Oil, no qual se realizou um estudo de modelação do benzeno para algumas cidades europeias (EC, 2000). Os resultados indicam que seis cidades excederam o objectivo em 1995, mas somente se prevê que Atenas, Lyon e Milão excedam ligeiramente o objectivo em 2010 e apenas em determinadas áreas da cidade (Tabela II.2). Outro estudo indica que, em 2007, na União Europeia os limites de benzeno foram excedidos na Grécia, Itália e Polónia representando cerca de 15 % da área e 10% da população em estudo (Leeuw & Vixseboxse, 2008). Além disso Bruinen de Bruin et al. (2008), refere que uma parte significativa da população residente nas cidades Europeia está exposta a níveis superiores ao valor limite anual de protecção da saúde humana ao benzeno de  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Tabela II.2 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), no ar exterior, em diversas cidades Europeias, estimada a partir do modelo AOPII no âmbito do programa Auto-Oil II (EC, 2000).

	Concentração máxima de $\text{C}_6\text{H}_6$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		Concentração média de $\text{C}_6\text{H}_6$ ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		% de valores acima dos valores legislados	
	1995	2010	1995	2010	1995	2010
Atenas	17	5,2	3	2	62%	2%
Berlim	10	2	3	<1	52%	0%
Colónia	2	1	<1	<1	0%	0%
Dublin	4	2	<1	<1	0%	0%
Helsínquia	2	1	<1	<1	0%	0%
Londres	6	2	2	<1	7%	0%
Lyon	22	5,4	2	<1	50%	2%
Madrid	6	2	1	<1	4%	0%
Milão	19	5,3	3	1	43%	1%
Utrecht	11	3	2	<1	0%	0%

Carletti & Romano (2002) avaliam o efeito de diferentes estratégias na redução do risco da população à exposição de benzeno. Este estudo dá ênfase à redução da poluição decorrente da exposição ao tabaco (46,4% do risco total) e às fontes interiores (42,9%). Em segundo plano são referidas estratégias de redução da poluição no ar exterior (10,7%). Os autores referem que apesar da redução da poluição atmosférica no ar exterior ser do interesse público, e mais eficaz em termos de uma redução do impacte global da poluição atmosférica, o custo e o tempo necessários para reduzir a emissão de benzeno no ar

ambiente 3 exterior é mais elevado do que os exigidos para a redução dos fumadores activos e passivos.

De modo a reduzir as concentrações de poluentes na AMP, Fontes & Brás (2004) sugerem que o decréscimo das emissões rodoviárias só será conseguido com a alteração dos padrões de mobilidade, nomeadamente a diminuição do número de veículos que circulam no centro urbano. Essa redução poderia ser conseguida através da criação de infra-estruturas alternativas ao transporte individual ou através de incentivos legais para aumento da taxa de ocupação dos veículos como por exemplo criação de taxas de acesso dos veículos de transporte individual ao centro da cidade nos períodos mais críticos. A Portaria 711/2008 publica um relatório síntese com planos e programas de acção para melhoria da qualidade do ar da região Norte baseado num estudo de modelação da dispersão das emissões, desenvolvido pela Universidade de Aveiro. Embora tenha sido definido um plano de acções com o objectivo central de reduzir as emissões de PM<sub>10</sub>, estas acções poderão também contribuir para a diminuição das emissões de outros poluentes como o benzeno. Mais de 50% das medidas centram-se na gestão do tráfego rodoviário, nomeadamente na introdução de veículos de baixa emissão e melhoria da rede de transportes colectivos, diminuição da percentagem de veículos pesados de mercadorias em circulação e corte de ruas ao trânsito, sendo também sugeridas medidas para a actuação conjunta das grandes fontes pontuais, fiscalização, redução das emissões no sector doméstico e campanhas de sensibilização. Dado as fontes de emissão rodoviárias representarem uma das principais fontes de emissão de benzeno, espera-se obter reduções substanciais deste poluente, nomeadamente juntos dos locais de implementação das medidas.

A nível de qualidade do ar interior, o projecto INDEX classifica o benzeno como poluente de elevada prioridade de actuação (Koistinen et al., 2004; 2008). Segundo este projecto, os níveis de concentração da qualidade do ar interior deste poluente não deverão exceder os níveis de concentração da qualidade do ar exterior. De modo a alcançar este objectivo, o documento refere que o fumo do tabaco não deve ser permitido no interior das habitações e os teores de benzeno admissíveis devem ser reduzidos nos materiais de construção e bens de consumo. Além disso, devem ser usadas práticas de ventilação apropriadas, bem como o desenvolvimento de normas de construção para restringir a construção de garagens junto a habitações e definição de normas de isolamento deste tipo de construções.

Além das normas e procedimentos de amostragem de benzeno já definidos e

implementados, Watje & Salisbury (1997) realçam, ainda, a necessidade de um trabalho adicional no sentido de estabelecer níveis representativos de benzeno, não só no ar exterior de áreas urbanas e rurais, mas essencialmente junto de pontos sensíveis como fontes industriais e grandes estações de combustíveis, bem como ao nível da qualidade do ar interior e dentro de veículos. Bruinen de Bruin et al. (2008) corroboram esta ideia referindo a necessidade da diminuição das fontes de emissão no ar interior bem como o estabelecimento de mecanismos eficazes de monitorização da qualidade do ar interior nomeadamente sob orientação da União Europeia. Weisel (2009) conclui que se a exposição ambiental e ocupacional diminuiu com a redução dos teores de benzeno nos combustíveis e com a proibição de fumar em locais públicos e de trabalho, medidas de controlo similares devem ser implementadas no mundo inteiro de modo a obter uma redução global da exposição ao benzeno.

## **5 Concentração, exposição e dose de benzeno atmosférico**

Diversos estudos indicam que o benzeno é ubíquo no ambiente. Na Tabela II.3 apresenta-se um resumo da variação dos níveis de concentração, exposição e dose de benzeno em diversos tipos de ambientes, urbano e rural, realizados em vários países europeus e em diferentes períodos de tempo. A análise destes dados indica uma diminuição dos valores ao longo dos anos, reflexo das restrições legais para a diminuição das emissões. Além disso, verifica-se que as concentrações de benzeno são superiores nos países do Sul da Europa. Diversas variáveis devem ser tidas em conta para explicar esta diferença, tais como a densidade e fluxos do tráfego, a influência do clima, as diferenças de estilos de vida ou a estrutura da malha urbana (Ballesta et al., 2006; Bruinen de Bruin et al., 2008; Cocheo et al., 2001; Pilidis et al., 2009). Por outro lado, e tal como referido por vários autores (Hartwell et al., 1992; Wallace, 1991; 1996), verifica-se que as concentrações de benzeno no ar ambiente exterior são inferiores aos níveis de concentração do ar interior e que esta é inferior aos níveis de exposição pessoal.

Os sub-capítulos seguintes examinam cada uma destas componentes, ar exterior, ar interior e exposição pessoal, focando as principais origens de cada um dos problemas e analisando as variáveis que poderão condicionar flutuações das concentrações minimizando ou maximizando os efeitos.



Tabela II.3 - Concentração média de benzeno ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), exposição ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ ) e dose absorvida ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ ) referenciados em diversos estudos Europeus.

Referencia	País	Cidade	Zona	Período de amostragem	Concentração média ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )		Exposição pessoal média ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ )			Dose média diária absorvida ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ )		
					Ar exterior	Ar interior		NF	EP	F	NF	F
						F	NF					
(Lebret et al., 1986)	Holanda	-	-	-	-	(319) 1,98*		-	-	-	-	
(Krausse et al., 1987)	Alemanha	-	-	-	-	(343) 11		-	-	-	-	
(EPAQS, 1994)	Inglaterra	Londres	Rural Urbana	-	3,2-43,5 (1)	-		-	-	120	-	
(Herbarth & Rehwagen, 1994)	Alemanha	Leipzig	-	-	3,9	5,9		-	-	-	-	
(Brown & Crump, 1996)	Inglaterra	Avon	-	-	5 (13)	(173) 8*		-	-	-	-	
(Brocco et al., 1997)	Itália	Roma	Urbana	1992/1993	40-47	-		-	-	-	-	
(Raaschou-Nielsen et al., 1997)	Dinamarca	Copenhaga	Rural Urbana	1995: Abril (2 semanas), Maio (2 semanas) e Julho (1 semana)	1,9 (40) 8,9 (56)	-		4,5 (39) 5,4 (56)	-	-	-	
(Leung & Harrison, 1998)	Inglaterra	Londres	Urbana Não-urbana	Verão/1995 – Verão/1996 distribuídos por períodos diurnos (8:00-20:00h) e nocturnos (20:00-8:00h)	-	4,93*		4,7 ± 3,5 * (dia) 3,4 ± 2,4 * (noite) 3,0 ± 1,7 * (dia) 2,2 ± 1,5 * (noite)	-	-	-	
(WHO, 2000)	-	-	Rural Urbana	-	1 5-20	-		-	-	-	-	
(Cocheo et al., 2000)	Espanha	Múrcia	Urbana	Cada dois meses entre Set/1997 e Set/1998	11,7 ± 3,1	12,3 ± 8,7		23,1 ± 12,4			-	
	Itália	Pádua			8,0 ± 2,1	7,0 ± 2,7		10,6 ± 4,0			-	
	França	Rouen			4,7 ± 0,9	9,5 ± 10,9		13,4 ± 8,9			-	
	Bélgica	Antuérpia			4,4 ± 1,0	9,4 ± 6,2		12,2 ± 9,8			-	
	Dinamarca	Copenhaga			3,1 ± 0,8	4,5 ± 2,7		6,6 ± 4,8			-	
(Rank et al., 2001)	Dinamarca	Copenhaga	-	-	5,2 <sup>[2]</sup> (4)	-		14,4 <sup>[1]</sup> (4)			-	
(Edwards & Jantunen, 2001)	Finlândia	Helsinquia	-	Outono/1996 até Inverno/1997	1,66 (156)	3,52 (14)	2,12 (167)	2,55 (111)	4,03 (26)	5,09 (46)	-	
(Schneider et al., 2001)	Alemanha	Erfurt	Urbana	06/1995 -11/1996	1,62	2,17		-			-	
		1,13			1,48		-			-		
(Duarte-Davidson et al., 2001)	Inglaterra	Manchester	Semirural Urbana Via de tráfego	Médias anuais; Monitorização passiva.	0,86-1,95* (2) 1,28-3,14* (3) 1,92-6,85* (2)	-		-	-	70-75 89-95 -	- 516-522 814-819	
(Carletti & Romano, 2002)	Itália	Nápoles	Via de tráfego	1992/93	16,81	-		-	-	-	-	
(Kourtidis et al., 2002)	Grécia	Thessaloniki	Canyon	1997, média mensal	6*	-		-	-	-	-	
(NERID, 2005)	Dinamarca	Copenhaga	-	1998: Inverno, Primavera, Verão	3,7 (7369)	-		-	-	-	-	
(Kelessis et al., 2006)	Grécia	Thessaloniki	Via de tráfego	Nov/2003 – Oct/2004 (contínuo)	0,9 ± 0,6*	-		-	-	-	-	

Impacte da qualidade do ar urbana na saúde pública:  
O caso da cidade do Porto

II. Benzeno na atmosfera

Referencia	País	Cidade	Zona	Período de amostragem	Concentração média ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )		Exposição pessoal média ( $\mu\text{g.m}^{-3}.\text{h}^{-1}$ )			Dose média diária absorvida ( $\mu\text{g.kg}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ )		
					Ar exterior	Ar interior		NF	EP	F	NF	F
						F	NF					
(Fontes et al., 2006)	Portugal	Porto	Via de tráfego	Abr/2005 Jan/2006 Set/2006	1,2-3,3 (44) 1,4-5,5 (44) 0,9-3,5 (45)	-		-				
(Borrego et al., 2008b)	Portugal	Viseu	-	Inverno/2006 Verão/2006 Inverno/2007 Verão/2007	-	-		3,2 16,0 11,6 17,9	1,6 <sup>[3]</sup> 8,5 <sup>[3]</sup> 5,8 <sup>[3]</sup> 9,5 <sup>[3]</sup>			
(Sousa, 2009)	Portugal	Matosinhos (Custóias)	Urbana	20/04/2004	0,74	-		-			-	
				30/04/2004	0,76							
				30/06/2004	0,65							
				26/07/2004	3,97							
		09/08/2004		0,68								
		05/08/2004		5,92								
Matosinhos (Perafita)	30/01/2008	3,17	-		-			-				
	31/01/2008	2,72										
	10/02/2008	3,56										
(Pilidis et al., 2009)	Grécia	Loannina	Urbana	2006 (Verão) 2006 (Inverno)	1,4-29,6 (13) 1,3-22,8 (13)	-		-			-	

valores em ppbV; F = Fumadores activos; NF: Não fumadores; ET = Exposição total; ( ) número de amostras.

<sup>[1]</sup> Medida num carro durante um dia de Junho e outro em Agosto;

<sup>[2]</sup> Medida numa bicicleta durante um dia de Junho e outro em Agosto;

<sup>[3]</sup> Medida em  $\mu\text{g.h}^{-1}$ .

### 5.1 Concentração de benzeno no ar exterior

Na Europa, as concentrações médias anuais de benzeno na atmosfera de centros urbanos variam numa escala que oscila em cerca de 1 a 50  $\mu\text{g.m}^{-3}$  (Tabela II.3), sendo os valores máximos geralmente correspondentes a locais críticos como estradas com densidade de tráfego elevada combinado com condições propícias para uma fraca dispersão dos poluentes.

No que respeita à variação sazonal, no Verão, as concentrações de benzeno no ar exterior são geralmente mais baixas do que no Inverno (Tabela II.4 e Figura II.4) não apenas devido ao aumento da concentração do radical OH durante este período, mas também devido à diminuição dos fluxos de tráfego registados durante este período nos grandes centros urbanos. Contudo, em alguns locais como Loannina, na Grécia, as concentrações de benzeno aumentam durante o Verão (concentração máxima de 29,6  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) sendo este agravamento das concentrações justificado pelo aumento da circulação de motociclos registado, nesta cidade, durante este período (Pilidis et al., 2009).

Tabela II.4 - Variação sazonal da concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), no ar exterior, em algumas cidades Europeias.

Referencias	Cidade	Inverno		Primavera		Verão		Outono	
		Fundo	Tráfego	Fundo	Tráfego	Fundo	Tráfego	Fundo	Tráfego
(Edwards & Jantunen, 2001)	Helsínquia	-	1,7	-	1,4	-	1,8	-	1,9
(Mensink et al., 2001)	Antuérpia	1,8	3,3	1,8	3,1	1,3	2,6	1,7	3,0
(Schneider et al., 2001)	Hamburgo	-	1,6	-	-	-	0,8	-	-
	Erfut	-	2,3	-	-	-	0,8	-	-
(Carletti & Romano, 2002)	Nápoles	-	12,96	-	17,13	-	20,35	-	-

O perfil da concentração diária de benzeno no ar exterior oscila entre valores muito baixos durante o período nocturno e muito elevados ao meio-dia e ao fim da tarde. A Figura II.5 mostra um perfil diário típico das concentrações médias horárias em Pádua tendo sido obtidos perfis similares noutras cidades europeias (Cocheo et al., 2000; 2001). Segundo estes estudos, nas horas de ponta, a concentração do benzeno é cerca de 1,5 - 2,5 superior à média diária, podendo-se estimar que a exposição ao ar exterior é o dobro do que a calculada baseada na concentração média urbana diária e no tempo despendido ao ar livre.

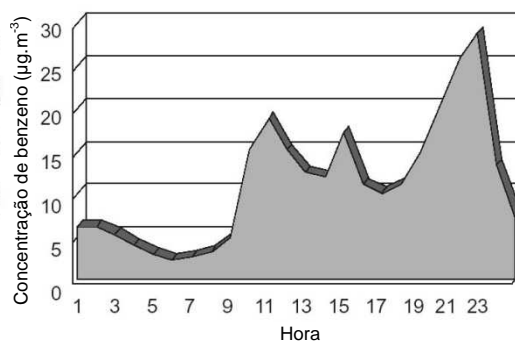
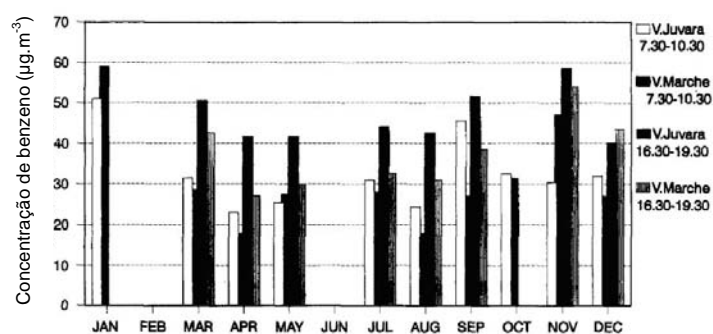


Figura II.4 - Concentrações atmosféricas médias mensais de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), em 1992, na Viale Marche e Via Juvara em Milão durante as horas de ponta da manhã (07:30-10:30) e ao fim da tarde (16:30-19:30), (Guerra et al., 1995)

Figura II.5 - Concentração média horária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no ar exterior, num dia típico em Pádua (Cocheo et al., 2001).

Um estudo desenvolvido em Nápoles por Murena & Vorraro (2003) indicam que as concentrações de benzeno no ar exterior também variam em altitude, registando-se, como seria de esperar, concentrações mais baixas quanto mais elevado o ponto de medição e portanto mais afastado da fonte de emissão (Figura II.6).

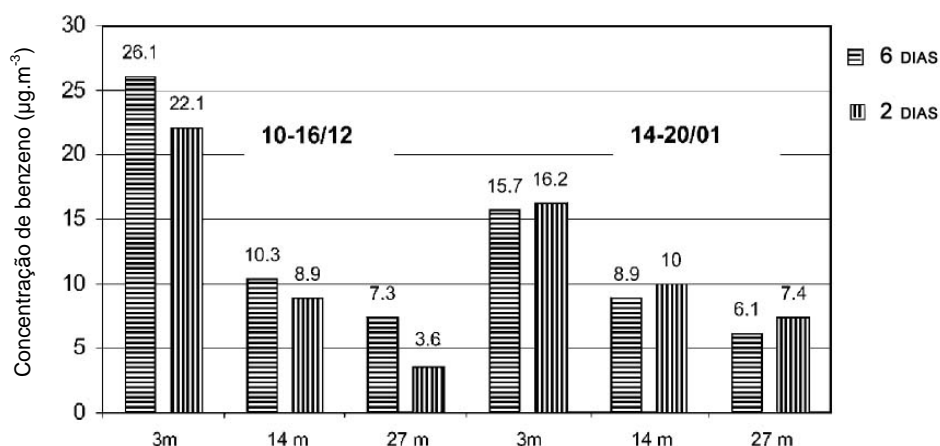


Figura II.6 - Níveis médios de concentração de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no ar exterior, medidos numa campanha de seis dias e três campanhas de dois dias, realizada em Nápoles (Adaptado: Murena & Vorraro, (2003)).

Os estudos realizados em Portugal relativos à concentração de benzeno no ar exterior são praticamente inexistentes destacando-se, no entanto, o projecto de investigação PEOPLE realizado entre 2002 e 2003 em Lisboa (Ballesta et al., 2006; PEOPLE, 2003), o projecto ImpactAir realizado entre 2004 e 2006 no Porto (Barros et al., 2004a; 2004b; 2005) e o projecto SaudAr realizado entre 2006 e 2007 em Viseu (Borrego et al., 2008b).

Em Lisboa, o projecto PEOPLE (2003) monitorizou a qualidade do ar exterior, ar interior e exposição de benzeno. A título de exemplo, o estudo refere que, no dia 22 de Outubro de 2002, os níveis de concentração de benzeno na cidade variaram entre 1,8 e 7,9  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ,

estando as concentrações mais elevadas associadas às áreas de maior densidade de tráfego. Segundo o estudo, os níveis observados são consistentes, em termos espaciais, com medições anteriormente efectuadas, correspondendo os resultados a uma situação esperada, de acordo com o relevo e com a distribuição do tráfego automóvel na cidade de Lisboa (Figura II.7). Também Tchepel et al. (2007), simulam as concentrações para a zona central da cidade de Lisboa apresentando valores concordantes aos dos obtidos pelo projecto PEOPLE (Figura II.8).

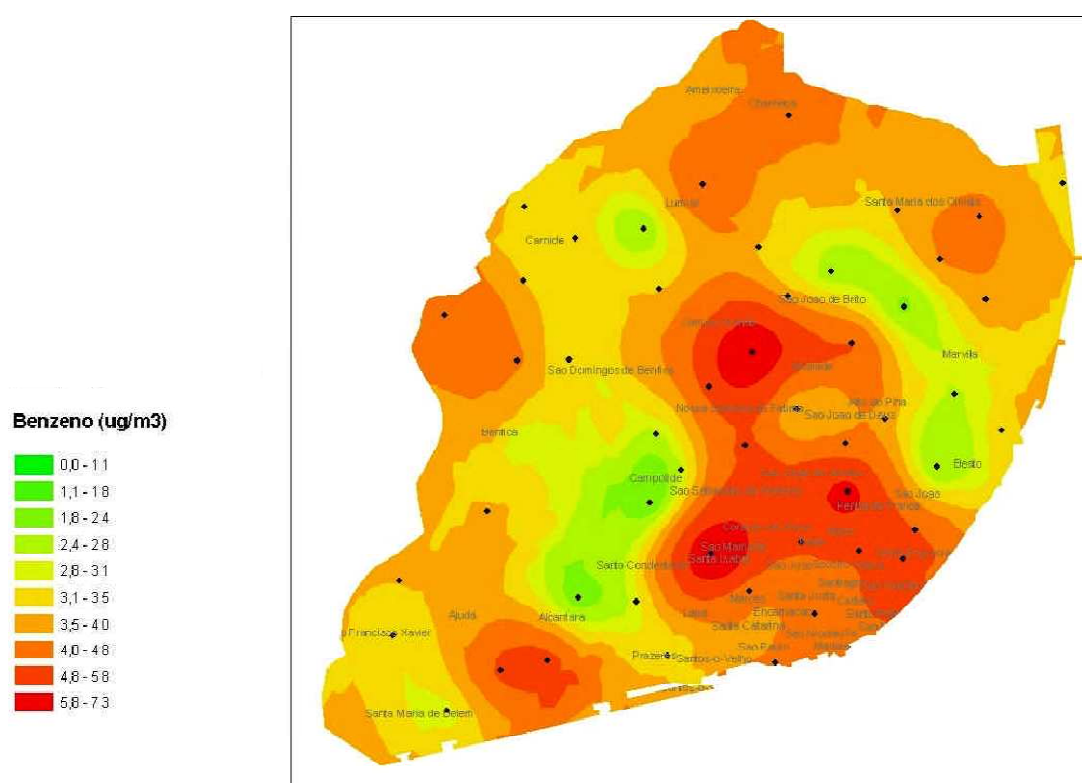


Figura II.7 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), medidas no ar exterior, em Lisboa no dia 22 de Outubro de 2002 (PEOPLE, 2003).

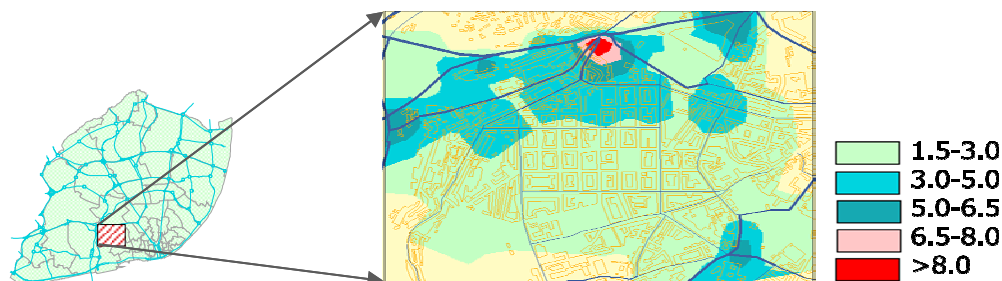


Figura II.8 - Concentração de benzeno ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), estimada para o ar exterior, em Lisboa às 10 h do dia 12 de Junho de 2003 (Tchepel et al., 2007).

Em Viseu, através do projecto *SaudAr*, foram monitorizadas as concentrações de benzeno

nas zonas escolares do concelho. Segundo este estudo, as concentrações deste poluente registadas no interior e no exterior dos edifícios durante o Verão e no Inverno são semelhantes sendo que 7% destes espaços apresentam valores que ultrapassam os  $5 \mu\text{g.m}^{-3}$  (Borrego et al., 2008b; Lopes et al., 2007).

Na AMP, o projecto ImpactAir centra a atenção apenas na qualidade do ar exterior na envolvente às grandes vias de tráfego urbanas desenvolvendo um plano de monitorização para a VCI no Porto. Neste domínio é registado um valor médio de  $2,2 \pm 0,8 \mu\text{g.m}^{-3}$  (Barros et al., 2005) sendo os resultados analisados em maior detalhe no § III. Para além deste projecto, Sousa (2009) realiza um conjunto de medições de benzeno no ar exterior para o concelho de Matosinhos, apresentando valores médios de  $2,5 \pm 1,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ . Paralelamente, é medida uma concentração de benzeno de  $0,9 \pm 0,3 \mu\text{g.m}^{-3}$  na aldeia remota de Taliscas, Coimbra, para estudo das concentrações de fundo. Os resultados indicam que na zona urbana de Matosinhos os valores são cerca de três vezes superiores aos valores de fundo.

Por outro lado Borrego et al. (2008a), num estudo com difusores passivos realizado em 2004 na região Norte de Portugal, monitorizaram quatro locais na AMP. O estudo refere que se registaram ultrapassagens ao valor limite definido pelo que será obrigatória a medição em contínuo deste poluente. Os valores médios anuais variaram entre 2,9 e  $3,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ .

## **5.2 Concentração de benzeno atmosférica no interior de veículos**

Estudos decorrentes da monitorização da concentração de benzeno no interior dos veículos têm apresentado resultados de concentrações deste composto mais elevadas do que as registadas no ar ambiente exterior. Em Amesterdão, Holanda, estudos da concentração de benzeno no interior de automóveis apresentam valores na gama dos  $43\text{-}74 \mu\text{g.m}^{-3}$  (Rank et al., 2001). Em Birmingham, Inglaterra, a concentração de benzeno no interior dos veículos numa via com tráfego intenso era de 18,6 ppbV ( $60,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ ) (Leung & Harrison, 1998). Na Suécia, estudos da concentração de benzeno em condições de tráfego intenso mostraram níveis de concentrações do benzeno de  $100\text{-}200 \mu\text{g.m}^{-3}$ , enquanto as zonas de tráfego parado as concentrações registadas foram de  $200\text{-}400 \mu\text{g.m}^{-3}$  (Gennart et al., 1994).

Segundo Weisel et al. (1992), a concentrações de benzeno no ar interior de um veículo era até 50 vezes mais elevada do que a concentração no ar ambiente exterior. Vários factores poderiam estar na origem das grandes variações de concentração de benzeno, sendo no entanto o mais importante a concentração deste composto na gasolina. Contudo, outros

factores podem influenciar as concentrações no interior do veículo. Rommelt et al. (1999) durante os anos de 1993-1997 constataram que as concentrações de benzeno, tolueno e xileno diminuíram significativamente nas ruas de Munique, indicando que o abatimento de carros “velhos” pode influenciar as concentrações dos compostos aromáticos. Duffy & Nelson (1997) mostraram num estudo realizado em Sidney, Austrália, que a concentração de benzeno no interior dos carros antigos (pré-1986 sem catalisador) é duas vezes superior à dos carros mais recentes. As concentrações de benzeno no interior dos veículos não equipados com catalisador eram 27 vezes superior à do ar exterior, enquanto nos veículos equipados com catalisador os níveis eram 11 vezes superiores à do ar exterior (Tabela II.5). Segundo estes autores, o facto dos níveis de benzeno no interior dos veículos antes da ignição ser apenas ligeiramente acima dos níveis ambientais, sugere que a maioria do benzeno acumulado dentro destes veículos seja proveniente de perdas evaporativas. Por outro lado, Duarte-Davidson et al. (2001), num estudo de monitorização das concentrações de benzeno dentro dos veículos, durante o percurso em auto-estrada, indica que a concentração de benzeno foi 10 vezes inferior à medida nas estradas urbanas durante a hora de ponta. No entanto, os níveis médios eram ainda o triplo dos medidos na berma da estrada.

Tabela II.5- Concentração média de benzeno no interior de veículos e no ar exterior de uma estrada urbana e numa auto-estrada em Sidney, Austrália, durante Junho e Agosto de 1995 (Adaptado: Duffy & Nelson, (1997)).

	Conversor catalítico	Concentração média (ppbV)				Razão interior do veículo/ ar exterior
		No interior do veículo	No ambiente	No interior do veículo antes da ignição	No interior do veículo ao meio-dia	
Estrada urbana	Não	48 (8) [156,0 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	1,8 (4) [5,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	9,5 (1) [30,8 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	32 (4) [104,0 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	26,7
	Sim	22 (16) [71,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	2,0 (8) [6,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	3,6 (5) [11,7 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	5,4 (8) [17,6 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	11,0
Auto-estrada	Não	6,2 (2) [20,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	2,0 (1) [6,5 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	-	-	3,1
	Sim	2,5 (4) [8,1 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	1,0 (1) [3,2 $\mu\text{g.m}^{-3}$ ]	-	-	2,5

( ) - Número de amostras;

[ ] - Concentração em  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ;

Nota: Os resultados correspondem a um veículo sem conversor catalítico e dois veículos com conversor catalítico em duas estradas urbanas e uma auto-estrada para cada tipo de veículo. Os testes foram realizados entre Junho e Agosto de 1995 com janelas fechadas e a ventilação parcialmente aberta.

Em Portugal Sousa (2009) monitorizou, durante 40 min., as concentrações de benzeno a 50 cm do tubo de escape em veículos com diferentes tipos de combustível, sem chumbo 98, aditivada e gasóleo, obtendo valores médios de  $2235 \pm 490 \mu\text{g.m}^{-3}$ ,  $19\ 393 \pm 6429 \mu\text{g.m}^{-3}$  e  $428 \pm 343 \mu\text{g.m}^{-3}$  respectivamente. Contudo, o facto de não serem referidas as características dos veículos, nomeadamente a idade, impossibilita a realização de uma análise mais

detalhada.

### 5.3 Concentração de benzeno no ar interior

O intercâmbio entre o ar interior e o ar exterior é regulado pela ventilação no edifício que depende de factores microclimáticos e das condições internas do edifício (Carletti & Romano, 2002). A pesquisa bibliográfica realizada permitiu recolher um conjunto de valores indicativos sobre as concentrações de benzeno registadas no ar interior verificando-se que estas oscilam geralmente entre 1,5 e 25,9  $\mu\text{g.m}^{-3}$  e que são tipicamente o dobro das concentrações no ar exterior (Tabela II.3).

Brow & Crump (1996) relataram num estudo realizado em 173 casas em Avon, Inglaterra, onde foram recolhidas durante 28 dias amostras nos quartos e na sala da residência, concentrações médias no ar interior de 8  $\mu\text{g.m}^{-3}$  (3 000 amostras), comparado com uma concentração do ar ambiente de 5  $\mu\text{g.m}^{-3}$  (150 amostras). Krausse et al. (1987), num estudo desenvolvido na Alemanha, no interior de 500 casas, encontraram concentrações médias de benzeno de 6,5  $\mu\text{g.m}^{-3}$  em residências de não fumadores, e de 11  $\mu\text{g.m}^{-3}$  em residências de fumadores.

A maioria do benzeno interior resulta do fumo do cigarro, embora produtos de limpeza, vapores da gasolina e de exaustão automóvel sejam também fontes significativas. Factores como o número de fumadores em casa, número de cigarros fumados por dia e as características da casa tais como taxas de ventilação e tamanho do quarto mostram ter influência na exposição interior (Ashmore & Loth (1994), *In* Duarte-Davidson et al. (2001)). Por outro lado, as condições climáticas podem influenciar as concentrações atmosféricas, interiores e exteriores, de benzeno. Assim, as concentrações do ar interior podem aumentar no Inverno, pela sinergia dos efeitos do aumento das concentrações no ar exterior e fraca ventilação, incrementando as concentrações interiores devido aos processos de combustão. No Verão, as concentrações do ar exterior esperam-se reduzidas e as concentrações interiores ainda mais reduzidas devido aos efeitos articulados entre as concentrações no ar exterior mais baixas, ventilação mais elevada, e ausência de processos de combustão no interior das habitações (Schneider et al., 2001).

À semelhança da variação das concentrações de benzeno em altura no ar exterior, referida no sub-capítulo anterior (§ II.5.1), um estudo desenvolvido por Jo et al. (2003) confirma a mesma tendência no ar interior. Segundo este estudo, as concentrações de benzeno no ar



exterior e no ar interior eram significativamente mais elevadas para apartamentos mais baixos do que para os mais altos ( $p < 0,05$ ). Segundo estes autores, as fontes no emissão no ar exterior, como parques de estacionamento e estradas próximas, não compensam as fontes de exposição interior. Além disso, em todas as situações, as concentrações de benzeno do ar exterior e do ar interior eram mais elevadas à noite do que durante o dia, sugerindo que a hora é um parâmetro importante para a avaliação da exposição residencial. Outros estudos encontraram concentrações de benzeno interiores mais elevadas durante a noite (Wallace et al., 1991). Estes autores sugerem que esta diferença possa resultar do efeito combinado da penetração dos poluentes do ar exterior, mais elevada no princípio da noite, e uma forte fonte nocturna interior (presença de fumadores). O efeito desta fonte nocturna é suportado pelo facto de que a percentagem das casas com fumadores, do total das casas analisadas, era aproximadamente 80% e 86% para apartamentos mais baixos e mais altos, relativamente ao solo, respectivamente. Além disso, a maioria dos fumadores eram adultos masculinos que usavam normalmente, à noite após o trabalho, a sala ou o quarto para esse fim. A diferença entre os níveis de benzeno interiores entre apartamentos localizados mais baixos e mais altos relativamente ao solo deve-se ao efeito combinado das fontes de emissão de poluentes no ar exterior e interior. A comparação dos diferentes níveis de concentração no ar interior e exterior indicaram que a principal contribuição para a exposição dos residentes do apartamento eram as fontes interiores.

Em Portugal os principais estudos de monitorização do benzeno no ar interior foram realizados no âmbito do projecto PEOPLE (2003), no âmbito do projecto ImpactAir (Mayan et al., 2007) e no âmbito do projecto SaudAr (Borrego et al., 2008b). A Figura II.9 apresenta algumas concentrações de benzeno em diversos ambientes interiores para a cidade de Lisboa. O estudo indica não só que as concentrações registadas durante a utilização dos transportes, nomeadamente o metro, autocarro e automóvel, são das mais elevadas, mas também que os fumadores estão sujeitos a níveis de concentração equivalentes. Por outro lado, Tchepel et al. (2007) desenvolve um estudo de modelação em diversos ambientes interiores para a população residente no centro de Lisboa (Figura II.10) sendo os resultados concordantes com os apresentados pelo projecto PEOPLE (2003). No âmbito do projecto ImpactAir é avaliada a concentração de benzeno no interior de algumas habitações (apartamentos) junto à VCI, no Porto (Tabela II.6). Note-se que estes valores são em média superiores aos apresentados pelo projecto PEOPLE em Lisboa. Por outro lado, no âmbito do projecto SaudAr o estudo refere que à excepção de duas das escolas avaliadas no período de Inverno (Janeiro de 2007), os valores medidos não ultrapassam os  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

(Borrego et al., 2008b).

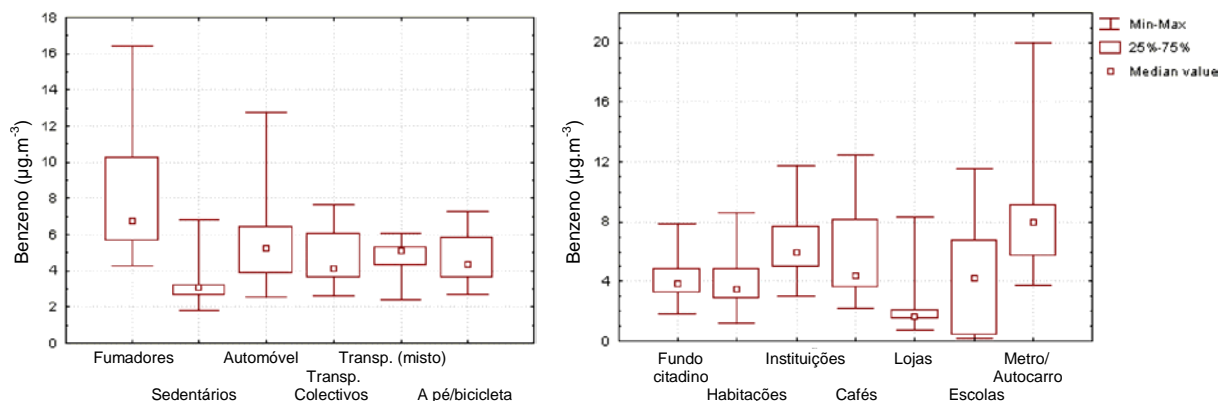


Figura II.9 - Concentração média diária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no ar exterior e interior, medidas em Lisboa, no dia 22 de Outubro de 2002 (PEOPLE, 2003).

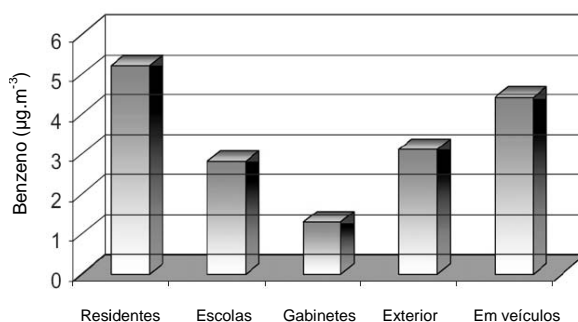


Figura II.10 - Concentração média horária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), por microambiente, estimada em Lisboa (Adaptado: Tchepel et al. (2007)).

Tabela II.6 – Concentração média de benzeno no ar interior em habitações localizadas junto à VCI, no Porto (Mayan et al., 2007).

	Boavista (N=13)	Prelada (N=4)	Controlo (N=12)
	Mín / Méd / Máx	Mín / Méd / Máx	Mín / Méd / Máx
$\text{C}_6\text{H}_6$ interior ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )	3,5 / 8,8 / 16,0	1,5 / 5,8 / 11,0	5,5 / 7,5 / 11,0
$\text{C}_6\text{H}_6$ exterior ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )	3,0 / 5,2 / 7,0	3,0 / 7,7 / 13,0	5,0 / 6,3 / 8,0

## 5.4 Exposição ao benzeno atmosférico

Leung & Harrison (1998), num estudo desenvolvido em Londres, encontraram exposições pessoais diurnas ao benzeno durante 12 horas de 0,23-88,6 ppbV (0,75-288,00  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) com média de 3,81 ppbV (12,38  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), e exposições nocturnas de 12 horas de 0,61-5,67 ppbV (1,98-18,43  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) com média de 1,94 ppbV (6,30  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ). Neste estudo, a média anual dos valores de concentração registados por uma estação de monitorização suburbana próxima, indicou o valor de 1,18 ppbV (3,84  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ). Merlo et al. (2003), num estudo desenvolvido em Milão e Genova, em Itália, Sofia, na Bulgária e Lencaster, Inglaterra, encontraram valores de

exposição de  $32 \mu\text{g.m}^{-3}$  em vigilantes urbanos, de  $24 \mu\text{g.m}^{-3}$  para condutores de autocarros, e de  $101 \mu\text{g.m}^{-3}$  para distribuidores de combustível. Paola et al. (2006), num estudo desenvolvido em Parma, Itália, encontraram valores de exposição ao benzeno em taxistas, durante o turno de trabalho, de  $7,7 \pm 1,9 \mu\text{g.m}^{-3}$ . A Figura II.11 e a Figura II.10 mostram os níveis de exposição médios anuais ao benzeno para algumas categorias de cidadãos tendo como referência o nível médio de concentração de benzeno no ar ambiente urbano europeu e em Lisboa respectivamente. Como se pode observar, a concentração média da exposição pessoal resultou ser superior ao nível médio urbano inclusive para as categorias não expostas (Cocheo et al., 2001).

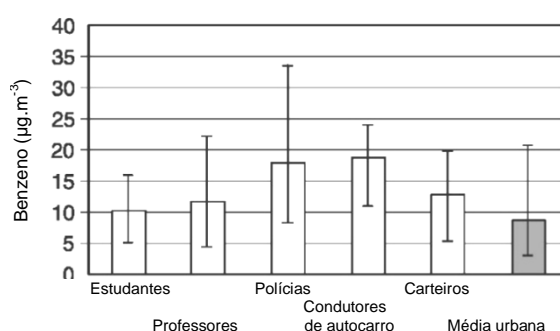


Figura II.11 - Concentração no ar exterior e exposição média diária de benzeno ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) atmosférico observada em algumas categorias de cidadãos num ambiente urbano Europeu (Adaptado: Cocheo et al., (2001)).

Diversos estudos indicam que o acto de fumar é tido como a maior fonte antropogénica para a exposição ao benzeno para a população em geral (Korte et al., 2000; Pilidis et al., 2009; Shimer et al., 2005; Wallace, 1996). Leung et al. (1998), relataram uma exposição diária ao benzeno para fumadores de  $23,0 \mu\text{g.m}^{-3}$  e para não fumadores de  $12,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ . Apesar das restrições recentemente impostas aos fumadores na União Europeia, demorarão alguns anos até que sejam produzidos estudos actualizados e consistentes sobre esta matéria. Em Portugal, no âmbito da entrada em vigor da Lei 37/2007, de 14 de Agosto, que visa estabelecer a limitação do uso do tabaco em recintos fechados destinados à utilização colectiva, e em locais frequentados por menores, Sousa (2009), efectua a monitorização das concentrações de benzeno em dois cafés no concelho de Matosinhos. Tendo em conta duas situações distintas, com e sem fumo, os valores são de  $6,2 \pm 1,0 \mu\text{g.m}^{-3}$  (N=8) em 2004, e  $4,1 \pm 1,5 \mu\text{g.m}^{-3}$  (N=4) em 2008, respectivamente.

Outra das principais fontes de exposição são os veículos rodoviários. Segundo a WHO (2000), as emissões dos veículos (combustão e evaporação) representam a segunda grande fonte de exposição ao benzeno. Pilidis et al. (2009), referem que, em Loannina, Grécia, os polícias que fazem patrulha em veículos estão expostos a concentrações de

benzeno significativas ( $29 \mu\text{g.m}^{-3}$ ) em relação aos colegas que permanecem nos escritórios ( $9,1 \mu\text{g.m}^{-3}$ ). Além disso, de acordo com Duarte-Davidson et al. (2001), embora os cidadãos despendam somente uma pequena parte do dia no interior de um veículo (5%-8%), a exposição durante o transporte era também relativamente elevada resultando em 34%-44% da exposição diária total ao benzeno. A contribuição desta fonte cumulativa à exposição ambiental ao benzeno e associada ao risco de cancro é de aproximadamente 30% quando o tempo de viagem diária é uma hora, uma duração típica para uma comunidade urbana e suburbana (WHO, 2000).

Por outro lado, Hricko (1994) encontrou exposições de pico mais elevadas ao benzeno durante a condução e o reabastecimento automóvel. Wallace, *In* Hricko (1994), afirma que durante os aproximadamente 70 segundos em que se enche o depósito do automóvel, a exposição passa dos 2 ppbV ( $6,5 \mu\text{g.m}^{-3}$ ) aos 1000 ppbV ( $3250 \mu\text{g.m}^{-3}$ ), referindo que é possível detectar diferenças na respiração das pessoas 24 horas após o reabastecimento de combustível. As estações de reabastecimento e a exposição no interior dos veículos têm contribuído para o aumento da exposição ao benzeno tendo sido encontradas relações entre o tipo e a pressão dentro do depósito de combustível e a concentração no ar exterior. Um estudo detalhado relativo à monitorização de 72 estações de serviço em Itália (caso da empresa AgipPetroli), descrito em Duarte-Davidson et al. (2001), mostra que as concentrações mais elevadas de benzeno registam-se na zona de respiração dos assistentes das estações de combustível. Estes indivíduos são expostos a uma concentração média de  $482 \mu\text{g.m}^{-3}$  (52% são expostos a uma concentração média de  $320 \mu\text{g.m}^{-3}$ , enquanto que 8% são expostos a uma concentração máxima de 2000-3200  $\mu\text{g.m}^{-3}$ ). A exposição variou amplamente, não somente entre diferentes estações de combustível, mas também para os mesmos assistentes de abastecimento e a diferentes horas. O estudo mostrou que numa única operação de reabastecimento, com duração aproximada de 1 minuto, a concentração média do ar a que o trabalhador é exposto é de  $3709 \mu\text{g.m}^{-3}$ . Por outro lado, outro estudo realizado entre 1986 e 1992, em cinco estações de serviço com curtas exposições (2-5 minutos) na zona de respiração, mostra que a concentração média do ar era  $2144 \mu\text{g.m}^{-3}$  numa escala de 160-5200  $\mu\text{g.m}^{-3}$  (CONCAWE, 1994). Mais recentemente, Esteves-Turrilas et al. (2007) realizaram na Cidade do México, no México, o controlo das concentrações de benzeno durante o abastecimento de veículos segundo o tipo de combustível, gasolina e gasóleo, e segundo o volume, 5, 10 e 20 L. Neste estudo são obtidos valores de concentração de benzeno superiores nos veículos a gasolina nomeadamente para abastecimento de 10 L ( $4900 \pm 200 \mu\text{g.m}^{-3}$ ), cerca do dobro do obtido

com veículos a gasóleo ( $2320 \pm 80 \mu\text{g.m}^{-3}$ ). Em ambas as situações, gasolina e gasóleo, os valores são máximos para abastecimentos de 10 L decrescendo com o aumento do volume de abastecimento. Uma vez que a maioria do benzeno (88%) está a ser emitido durante o fornecimento de combustível ao veículo, Duarte-Davidson et al. (2001) testaram o uso de sistemas da recuperação do vapor estimando uma redução da exposição durante esta operação de  $3709 \mu\text{g.m}^{-3}$  para  $930 \mu\text{g.m}^{-3}$ . Dados os benefícios deste sistema, actualmente a União Europeia discute a apresentação de uma proposta de Directiva ao Parlamento Europeu para a recuperação de vapores de gasolina durante o reabastecimento de veículos ligeiros de passageiros (COM(2008) 812 final).

Na AMP, Sousa (2009) efectua a monitorização de benzeno em duas estações de abastecimento de combustível obtendo valores médios de  $70 \pm 39 \mu\text{g.m}^{-3}$  na zona do Amial, concelho do Porto e  $1866 \pm 24 \mu\text{g.m}^{-3}$  de benzeno no concelho de Gondomar. Foi ainda realizada a amostragem das concentrações durante um fornecimento de combustível ao estabelecimento de Gondomar sendo a concentração média de  $8371 \mu\text{g.m}^{-3}$  de benzeno. O autor explica estas diferenças com possíveis fugas de vapores, perdas de combustível durante o manuseamento das mangueiras e escape dos vapores dos depósitos devido à entrada de combustível.

### 5.5 Dose potencial devido à inalação de benzeno

Duarte-Davidson et al. (2001) indicam que bebés (<1 ano de idade), crianças (11 anos de idade) e adultos não expostos ocupacionalmente, recebem doses médias de 15-26, 29-50 e  $75-522 \mu\text{g.dia}^{-1}$  de benzeno, respectivamente, o que correspondem a uma escala média de benzeno no ar de  $3,40-5,76 \mu\text{g.m}^{-3}$ ,  $3,37-5,67 \mu\text{g.m}^{-3}$  e  $4,47-40,95 \mu\text{g.m}^{-3}$  para bebés, crianças e adultos, respectivamente. Os bebés e as crianças expostos ao fumo passivo do tabaco têm exposição ao benzeno comparável com as de um fumador passivo adulto. Duarte-Davidson et al. (2001) referem que a dose é de  $70-75 \mu\text{g.dia}^{-1}$  para um não fumador residente numa zona rural e  $516-522 \mu\text{g.dia}^{-1}$  para um fumador residente numa zona urbana. Estes autores definem, ainda, o pior cenário para a exposição ao benzeno atmosférico na população geral, considerando para tal um fumador urbano a trabalhar junto a uma estrada congestionada durante  $8 \text{ h.dia}^{-1}$ . Nestas condições, a exposição média é de aproximadamente  $820 \mu\text{g.dia}^{-1}$  (equivalente a uma concentração na atmosfera de

$41 \mu\text{g.m}^{-3}$ )<sup>7</sup> (Tabela II.7). Por outro lado, segundo o EPAQS (1994), a dose de uma pessoa que habite uma zona rural é de  $15 \mu\text{g.dia}^{-1}$ , e se habitar uma zona urbana é de  $400 \mu\text{g.dia}^{-1}$ . Se esta pessoas for fumadora e fumar em média 10 cigarros diariamente terá uma dose adicional de  $300 \mu\text{g.dia}^{-1}$ . Segundo esta fonte, não fumadores que vivem numa zona rural não poluída podem estar sujeitos a menos de  $120 \mu\text{g.dia}^{-1}$  enquanto um fumador que viva numa cidade pode estar exposto a cerca de  $1250 \mu\text{g.dia}^{-1}$ .

Tabela II.7 - Estimativas da dose diária absorvida de benzeno, média e máxima, segundo vários cenários (Adaptado: Duarte-Davidson et al. (2001)).

		Rural	Urbano			Via de tráfego
		NF	NF	FP	F	F
<sup>(1)</sup> Dose diária média absorvida ( $\mu\text{g.dia}^{-1}$ )	Interior	45,5	63,7	91	91	58
	Transportes	22	22	22	22	22
	Postos combustível <sup>(3)</sup>	1,9-7,4	1,9-7,4	1,9-7,4	1,9-7,4	1,9-7,4
	Exterior (actividades recreativas)	0,5	1,6	1,6	1,6	1,6
	Trabalho exterior	-	-	-	-	330
	Fumar	-	-	-	400	400
	<b>Total</b>	<b>70-75</b>	<b>89-95</b>	<b>116-122</b>	<b>516-522</b>	<b>814-819</b>
<sup>(2)</sup> Dose diária máxima absorvida ( $\mu\text{g.kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ )	Homens	1,07	1,36	1,74	7,46	11,70
	Mulheres	1,29	1,64	2,10	9,00	14,12

NF = Não fumador; FP = Fumador passivo; F = Fumador.

<sup>(1)</sup> Considerando uma taxa de inalação de  $20 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$  e uma taxa de absorção de 50%;

<sup>(2)</sup> Valores convertidos para doses diárias considerando homens e mulheres com peso de 70 e 53 kg respectivamente;

<sup>(3)</sup> O valor mínimo refere-se a estações com equipamento de recuperação de gases.

Korte et al. (2000), numa análise de revisão de vários estudos para a estimativa da inalação diária de benzeno de um único cigarro concluem que os níveis variam entre os  $5,9$  e  $90 \mu\text{g.cigarro}^{-1}$ . Segundo estes autores, para além do fumo directo (*mainstream*), cerca de  $45 \mu\text{g.cigarro}^{-1}$  de valor médio considerado, um fumador inala aproximadamente 3,3% de fumo indirecto (*sidestream smoke*). Os valores de fumo indirecto variam entre  $300-700 \mu\text{g.cigarro}^{-1}$ , o que corresponde a uma dose total (directo e indirecto) de  $61,5 \mu\text{g.cigarro}^{-1}$  ( $45 + 3,3\% \times 500$ ). Assim, Korte et al. (2000), estimam que um fumador de  $20 \text{ cigarros.dia}^{-1}$  inala, aproximadamente,  $0,45 \text{ g}$  de benzeno por ano, o que representa uma dose de  $18 \text{ g}$  proveniente do fumo do tabaco ao longo de  $40$  anos de hábitos tabágicos. Para estes indivíduos o fumo do cigarro constitui a principal fonte de benzeno, excedendo a contribuição do ar exterior e das restantes fontes. Além disso, de acordo com Hattemer-Frey et al. (1990), os não fumadores que vivem com um fumador têm aproximadamente 30% a 50% níveis mais elevados de benzeno na sua respiração.

<sup>7</sup> A concentração equivalente na atmosfera é obtida dividindo a exposição média por uma taxa de inalação média,  $20 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ .

Por outro lado, Watge & Salisbury (1997) estimaram que a dose de um indivíduo que realize uma hora de viagem diária em Sidney, na Austrália, é de  $59 \mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$  o que representa uma dose de 566 400  $\mu\text{g}$  ao longo da vida, para uma rotina semanal ao longo de 40 anos de trabalho, considerando uma concentração de  $71 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  durante o período de deslocação. Estes autores calcularam a exposição para uma pessoa média que viaja uma hora por dia, indicando que para a exposição, a concentração no interior do veículo pode ter uma contribuição diária importante estimada em cerca de 25%. Admitindo ainda uma concentração de benzeno no ar exterior de  $3,24 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , a dose total para um indivíduo de 74 anos é de 2 279 055  $\mu\text{g}$ . Além disso, Wallace (1989) mostra aumentos da exposição ao benzeno nas proporções ao tempo gasto no carro. Um outro estudo desenvolvido por Rank et al. (2001) num estudo experimental desenvolvido em Copenhaga, Dinamarca, estimaram que, durante as horas de ponta, os condutores de automóveis inalam duas vezes mais benzeno,  $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{min}^{-1}$  ( $11\text{-}17,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), do que os ciclistas,  $0,1 \mu\text{g}\cdot\text{min}^{-1}$  ( $4,5\text{-}5,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), indicando que para as crianças, o ar que respiram pode ser melhor na parte traseira de uma bicicleta do que no interior de um carro.

Em Portugal apenas um estudo mediu a dose inalada de benzeno numa comunidade escolar em Viseu sendo os valores médios de  $6,4\pm 3,5 \mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$  para uma semana escolar típica de Inverno e de Verão (Borrego et al., 2008b).

## 6 Risco carcinogénico

Os estudos de risco carcinogénico devido ao benzeno têm sido desenvolvidos nos últimos anos um pouco por todo o mundo embora a falta de conhecimento da verdadeira exposição ao benzeno tenha limitado a elaboração deste tipo de estudos (Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, 2003a). Os valores, por milhão de habitantes, oscilam entre 0,60-0,75 casos em várias cidades nos Estados Unidos da América (USEPA, 1990), entre 9,6 e 24 casos (risco unitário de  $6\times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ ) num estudo desenvolvido em Milão, Itália (Guerra et al., 1995), entre 15,8 e 27,4 casos (risco unitário de  $8,3\times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ ) em várias cidades na Nova Zelândia (Envionet Limited, 2003), 22,8 casos (risco unitário de  $6\times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ ) na Suíça (CFHA, 2003), e 0,08-1,60 casos nas áreas urbanas de Bangkok, Tailândia, (Wiwanitkit, 2008). Em Itália, Carletty & Romano (2002) constataram que o risco carcinogénico de benzeno na população masculina residente em Nápoles era mais elevada do que para a feminina (67,3 contra 32,7%). Segundo estes autores, durante os 75 anos seguintes, o risco adicional de contrair leucemias devido à exposição ao

benzeno é de 156 novos casos (risco unitário de  $7 \times 10^{-6} (\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3})^{-1}$ ).

Em termos legislativos não estão definidos limites de protecção. Todavia, segundo um parecer jurídico da *Office fédéral de l'environnement, des forêts et du Paysage* (OFEFP) da Suíça, é sugerido que o nível de risco máximo, ao longo da vida, deverá ser estabelecido em 1 caso de leucemia num milhão de habitantes (Brunner (2000), *In* CFHA (2003)).

## 7 Síntese conclusiva

Devido à sua perigosidade, o benzeno foi o primeiro poluente cancerígeno a ser regulamentado pelas directivas de qualidade do ar da União Europeia em 2000 sendo actualmente definido por esta entidade como poluente prioritário de acção ao nível da qualidade do ar interior. A emissão de benzeno ocorre durante os processos de combustão incompleta de derivados de petróleo e biomassa. Nos centros urbanos, a utilização de combustíveis fósseis pelos transportes rodoviários representa a principal causa para as elevadas concentrações urbanas. Para além desta fonte de exposição, os postos de abastecimento de combustível automóvel figuram como uma importante fonte não só para os utilizadores, durante o processo de reabastecimento, como também para a população circundante devido às perdas evaporativas. A nível interno, a principal fonte de exposição ao benzeno é o fumo do tabaco embora o tipo de combustível usado na confecção de alimentos e aquecimento, bem como alguns materiais de acabamento e limpeza sejam também responsáveis pela emissão deste poluente. Contudo, apesar do aumento da produção dos níveis de benzeno, a emissão deste poluente na União Europeia tem vindo a diminuir consideravelmente, pelo menos desde os anos 90. Esta redução tem sido efectuada por meio de uma progressão de medidas de regulação, tecnologias de controlo e alteração da composição dos combustíveis. Porém, dado o elevado risco deste poluente e o facto dos níveis de benzeno no ar exterior continuarem a exceder os limites estabelecidos legalmente, verifica-se que este conjunto de medidas ainda não é suficiente. Apesar do interesse de uma redução global da poluição atmosférica, estudos mostram que o dinheiro e o tempo necessário para reduzir a emissão de benzeno do ar ambiente exterior são mais elevados do que os necessários para a redução dos fumadores activos e passivos. Assim, a nível europeu, esta medida tem vindo a ser implementada embora com resultados ao nível da saúde humana ainda desconhecidos. Actualmente, verifica-se uma tendência para a regulamentação deste poluente ao nível da qualidade do ar interior e interesse crescente pela monitorização e modelação da exposição.



A concentração média de exposição pessoal de benzeno atmosférico ultrapassa a concentração de benzeno em ambientes interiores e que, por sua vez, esta é superior às concentrações registadas no ar exterior. As maiores concentrações no ar exterior registam-se ao nível do solo, durante o período diurno, no Inverno, nomeadamente nos centros urbanos. Além disso, as concentrações do ar interior podem aumentar no Inverno, pela sinergia dos efeitos do aumento das concentrações no ar exterior e fraca ventilação, incrementando as concentrações interiores devido à eventual presença de processos de combustão. Assim, dependendo dos factores ambientais, do clima e da concentração de outros poluentes, o tempo de vida do benzeno é variável, sendo em média entre 4 e 20 dias.

No que respeita à avaliação do risco carcinogénico, os estudos analisados indicam que os valores oscilam entre cerca de 1 e 30 casos por milhão de habitantes. Apesar do interesse demonstrado na avaliação do risco deste poluente, é de referir a existência de um reduzido número de estudos essencialmente devido à falta de conhecimento detalhado da exposição a este poluente.

Muitos dos estudos de benzeno analisados são já bastante antigos. Porém, dado o interesse do presente trabalho na análise de patologias crónicas, torna-se importante perceber a evolução espaciotemporal não só dos níveis de concentração, exposição e dose, mas também da evolução das taxas de incidência das doenças. Além disso, grande parte dos estudos analisados são efectuados em países mais desenvolvidos do que Portugal, como os Estados Unidos, Austrália, Inglaterra, Alemanha, etc., com condições sócio-económicas e climatéricas típicas distintas, pelo que estes factores deverão ser tidos em conta nas análises realizadas. No entanto, apesar de nos últimos anos terem sido realizados alguns projectos de investigação centrados no benzeno, os resultados são ainda escassos e muitas vezes inconclusivos devido à dificuldade em estabelecer uma relação entre a exposição e a ocorrência de doenças. Em Portugal os estudos de monitorização das concentrações deste poluente também são raros, desconhecendo-se os impactes na saúde das populações. Assim, dada as características que este composto apresenta e no intuito de prevenir impactes na saúde pública, este tem sido considerado um dos poluentes atmosféricos de maior interesse ao nível de investigação, inclusive em Portugal onde o conhecimento dos níveis de concentração deste poluente ainda é escasso.

### III. Monitorização da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

A qualidade do ar tem vindo a representar, cada vez mais, não só uma das principais preocupações das autoridades, mas também dos cidadãos, em particular dos residentes nas áreas urbanas mais poluídas. Para minimizar e controlar os impactes dos poluentes atmosféricos, de modo a desenvolver políticas de gestão da qualidade do ar eficazes, torna-se fundamental identificar fontes de emissão, monitorizar, analisar e avaliar as respectivas pressões, não apenas na saúde, mas também nos ecossistemas e no património (Figura III.1).

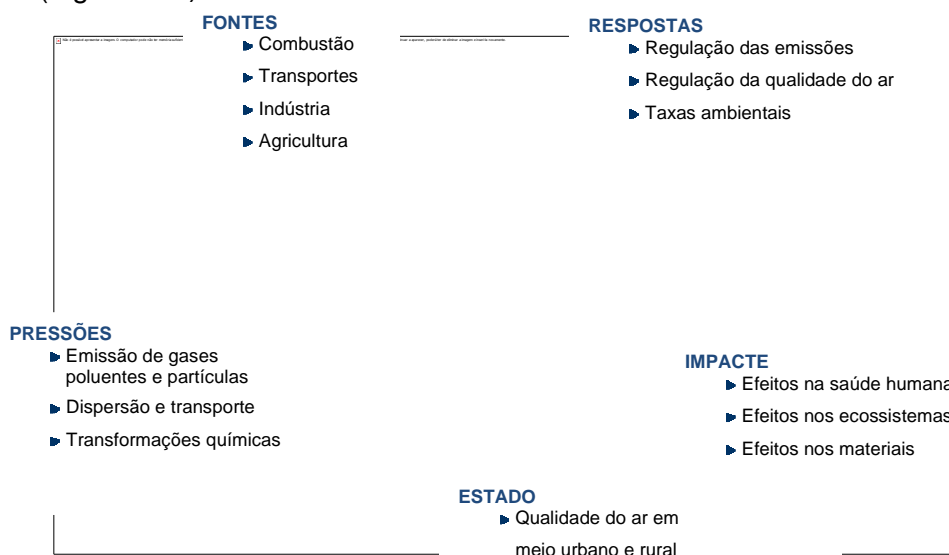


Figura III.1 - Diagrama FPEIR relativo às questões da poluição atmosférica local e regional (Adaptado: EEA (2003)).

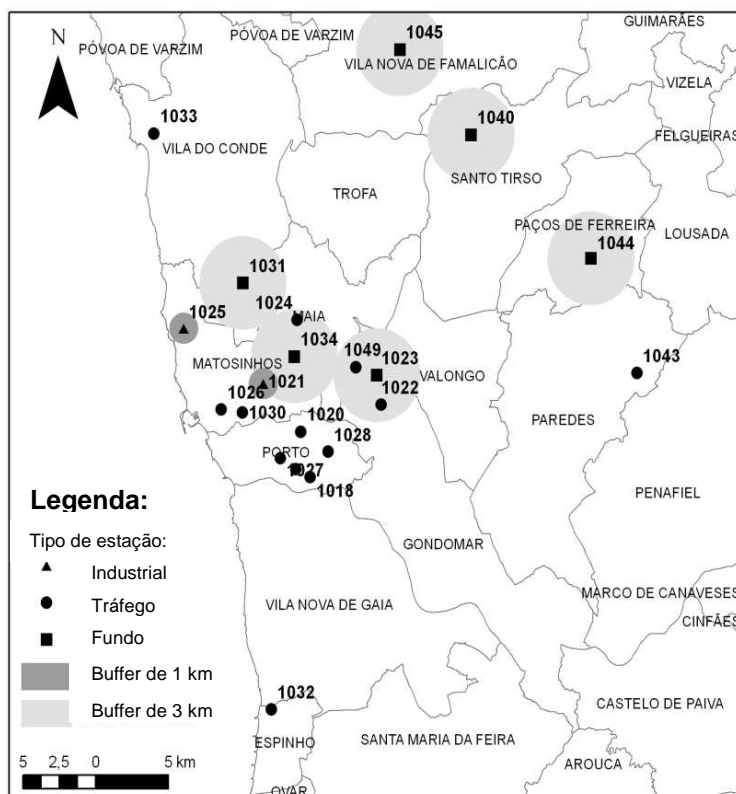
Na perspectiva do modelo de gestão sugerido na Figura III.1 e no intuito de perceber quais os possíveis impactes da qualidade do ar na população da AMP, foi realizada uma avaliação espaciotemporal dos dados disponíveis das estações pertencentes à rede de monitorização da qualidade do ar, localizadas no domínio de interesse nos últimos doze anos (1995 a 2006). Uma vez que no período em estudo apenas uma estação monitorizou as concentrações de benzeno (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>), e apenas durante os últimos quatro anos do período considerado, o que limita a análise, desenvolveu-se uma metodologia que permite estimar as concentrações de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> com base nas concentrações de CO. Para validar as estimativas obtidas, e de modo a compreender as dinâmicas da qualidade do ar na cidade do Porto, junto a uma das principais artérias da cidade, a VCI, foram usados os resultados das três

campanhas de monitorização de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> realizadas com difusores passivos, entre 2004 e 2006, no âmbito do projecto de investigação ImpactAir (Ref.<sup>a</sup> POCTI/ESP/47806/2002). A avaliação dos resultados foi efectuada tendo em conta os valores limite para a protecção da saúde humana, definidos na legislação a alcançar em 2010.

## 1 Rede de monitorização automática da qualidade do ar da Área Metropolitana do Porto

### 1.1 Caracterização da rede

O número de estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da AMP tem crescido gradualmente e alargado a todos os seus concelhos ao longo dos últimos anos (Figura III.2).



LEGENDA:	1021 - Custóias	1027 - Boavista	1033 - Vila do Conde
1017 - Rua dos Bragas	1022 - Baguim	1028 - Antas	1034 - Leça do Balio
1018 - Rua Formosa	1023 - Ermesinde	1029 - Águas Santas	1040 - Santo Tirso
1019 - Vila Nova de Gaia	1024 - Vermoim	1030 - Senhora da Hora	1043 - Paredes (Centro)
1020 - Paranhos	1025 - Perafita	1031 - Vila Nova da Telha	1044 - Centro de Lactínios
	1026 - Matosinhos	1032 - Espinho	1045 - Calendário

Figura III.2 - Representatividade máxima das estações de monitorização da qualidade do ar em funcionamento no domínio de estudo entre 1995 e 2006 (estações de fundo: 3 km; estações industriais: 100 m; estações de tráfego: <10 m).

Entre 1995 e 2006 a rede monitorizou na AMP as concentrações de  $C_6H_6$ , CO,  $NO_2$ ,  $O_3$ ,  $SO_2$  e  $PM_{10}$ . Das 22 estações de qualidade do ar da AMP em funcionamento durante o período em estudo, 16 são classificadas como sendo urbanas, seis como suburbanas e nenhuma do tipo rural. Na sua grande maioria trata-se de estações de tráfego (64%), reflectindo directamente a poluição devida aos veículos automóveis no local específico onde se localizam, sendo a sua abrangência em termos de caracterização da qualidade do ar pequena devido às grandes variações das concentrações de poluentes no espaço e no tempo nestes locais. Das restantes estações, 27% são de fundo e 9% industriais. Das estações de fundo, metade são do tipo urbana, e as restantes do tipo suburbana. Estas estações de fundo apresentam já uma maior abrangência em termos de representatividade da qualidade do ar, a partir das dezenas de  $km^2$  de acordo com o tipo de localização: urbana, suburbana ou rural (Directiva 2008/50/CE) sendo este tipo de estações mais adequado para a observância dos níveis de protecção da saúde (EEA, 1999). As estações do tipo industrial suburbanas, representativas de uma área compreendida entre os 10 e os 100 m, reflectem a qualidade do ar provocada pela indústria vizinha tornando-se essencial a monitorização destes locais, nomeadamente devido à proximidade de áreas residenciais importantes (Tabela A.1 do Anexo A).

Na AMP é visível uma grande variação em termos de abrangência e representatividade da qualidade do ar monitorizada. Contudo, apesar do crescente aumento do número de estações e dos poluentes controlados (Figura A.1 do Anexo A), uma análise do número das estações dentro da aglomeração em estudo, mostra que, pelas suas características de núcleo central, os concelhos do Porto, Matosinhos e Maia são os locais onde se concentra o maior número de estações em funcionamento durante o período em estudo (59%). A análise detalhada da representatividade das estações mostra que existem ainda partes significativas dos concelhos de Vila do Conde, Valongo, Gondomar e Vila Nova de Gaia ainda não vigiados ao nível da qualidade do ar (Figura III.2).

Tendo em conta que os critérios relativos à localização dos pontos de amostragem foram apenas definidos em 2001 e 2003, com a publicação dos Decreto-Lei 276/99, 111/2001 e 320/2003, foi necessário reorganizar, por várias vezes, a rede de estações de monitorização. Como consequência, são ainda poucas as séries longas de dados disponíveis para análise. Além disso, a classificação das estações tem sido alterada, não só fruto do crescimento urbano, mas também devido a problemas na sua classificação, dificultando assim o tratamento e interpretação dos resultados obtidos.

## 1.2 Análise da eficiência

Relativamente aos critérios de agregação de dados de medição da concentração em estações fixas, estes baseiam-se, segundo a Directiva 2008/50/CE, na existência de 90% de registos válidos para o cálculo de médias horárias para todos os poluentes legislados à excepção do O<sub>3</sub> e NO<sub>2</sub>, para o período de Inverno, cujo valor é de 75%. No caso das médias diárias para alcance dos valores limite de protecção da saúde humana, têm que existir, no mínimo, 18 h de dados válidos.

A análise da eficiência anual de aquisição dos dados de qualidade do ar, por poluente e estação, mostra que em média, apenas cerca de 60% das séries de dados, têm uma eficiência de medição superior a 90%. No caso do C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e do CO, a eficiência média de monitorização anual das concentrações, durante o período de estudo, é de 50% e 81%, respectivamente. O facto de algumas séries não atingirem os valores definidos, pode dever-se ao início do arranque da monitorização do poluente na estação em causa, fase em que parte significativa da rede se encontrava, não só devido à aquisição de novas estações, mas também ao encerramento e/ou mudança das estações mais antigas. Embora o número de estações tenha vindo a aumentar continuamente ao longo dos anos, a eficiência de monitorização depende essencialmente do ano de controlo (Figura A.1 e Figura A.2 do Anexo A). Entre 1997 a 2001 a eficiência de monitorização diminui cerca de 30%, constatando-se que em 2000 e 2001, em termos médios, não se registam, para nenhum poluente, eficiências de monitorização superiores a 75%. A partir de 2001 a tendência geral é, com a excepção do C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, de aumento das eficiências.

Em relação à análise da eficiência por estação, verifica-se que as estações de Vermoim (Ref. 1024) e Vila Nova da Telha (Ref. 1031), na Maia, e Ermesinde (Ref. 1023), são, em geral, as estações com maior número de séries (entre cinco e oito anos) e com uma eficiência média mais elevada (acima dos 80%), embora não englobem o período inicial de análise. Por outro lado, as estações da Rua dos Bragas (Ref. 1017) e Formosa (Ref. 1018), localizadas na cidade do Porto, abrangem praticamente todo o período de análise. Contudo, estas estações deixaram de funcionar em 2001 e 2002, respectivamente, o que invalida a análise de séries temporais longas. Por outro lado, é de registar a reduzida eficiência de monitorização destas duas estações desde 1999, o que limita a análise para os quatro anos iniciais.

Quanto à eficiência diária, a percentagem de dados inválidos, por ano e poluente, é em média entre 2 e 3% até 2002. A partir de 2003 a eficiência diminuí registando-se, um número médio de valores inválidos superior, alcançando por vezes os 10%.

### **1.3 Avaliação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto**

Com o objectivo de perceber a evolução das concentrações de benzeno nos últimos anos na AMP, foi efectuada uma análise das infracções aos valores limite para a protecção da saúde humana dos valores monitorizados pela rede automática de monitorização de qualidade do ar, entre 1995 e 2006. Considerou-se como parâmetro de avaliação as metas definidas na legislação nacional a atingir em 2010 (Tabela II.1).

Na AMP, durante o período em análise, apenas a estação industrial suburbana de Custóias (Ref. 1021) monitorizou as concentrações de  $C_6H_6$ . Neste domínio, o controlo deste poluente só se iniciou em 2003, estando apenas disponíveis quatro séries de dados. Tendo em atenção a limitação existente em termos do número e da eficiência de monitorização bastante reduzida (57% em 2003, 74% em 2004, 53% em 2005 e 15% em 2006), a análise comparativa com o valor limite anual para a protecção da saúde humana ( $5 \mu g.m^{-3}$ ) foi realizada apenas a título indicativo. Esta situação deve-se ao facto da taxa mínima de recolha dos dados ser inferior a 90%, indicada como desejável para este poluente. Além disso, a recolha não obedece a uma distribuição uniforme ao longo do tempo de acordo com o definido pela Directiva 2008/50/CE. Admitindo contudo estes valores hipoteticamente representativos, verifica-se que, durante os períodos monitorizados, os valores médios anuais não ultrapassam o valor legislado. A concentração média anual de benzeno varia entre  $1,3-2,5 \mu g.m^{-3}$  atingindo-se contudo valores máximos horários que atingem os  $76 \mu g.m^{-3}$  (Tabela III.1).

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

Tabela III.1 - Concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) e eficiência média mensal de  $\text{C}_6\text{H}_6$  registada na estação de Custóias (Ref. 1021), entre 2003 e 2006.

Meses	Concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) Mínimo / Médio / Máximo					Eficiência (%)			
	2003	2004	2005	2006	Média	2003	2004	2005	2006
Jan.	-	0 / 6,0 / 49	0 / 1,0 / 12	-	$3,5 \pm 3,5$	-	83,9	75,0	-
Fev.	-	0 / 8,2 / 26	0 / 2,2 / 15	1 / 2,8 / 32	$5,2 \pm 4,2$	-	30,0	71,9	29,5
Mar.	0 / 2,9 / 13	0 / 1,6 / 9	0 / 0,3 / 4	1 / 2,5 / 16	$1,6 \pm 1,3$	77,6	63,0	35,8	37,5
Abr.	0 / 1,0 / 9	0 / 1,1 / 14	0 / 0,7 / 7	1 / 2,1 / 12	$0,9 \pm 0,2$	94,2	76,7	44,7	26,9
Mai.	0 / 1,0 / 13	0 / 0,5 / 4	0 / 0,5 / 5	1 / 2,3 / 16	$0,7 \pm 0,3$	94,5	10,9	72,4	23,5
Jun.	0 / 0,8 / 19	0 / 0,8 / 15	0 / 0,7 / 7	1 / 2,6 / 12	$0,8 \pm 0,1$	100,0	100,0	74,2	17,1
Jul.	0 / 1,3 / 17	0 / 1,1 / 50	-	1 / 2,3 / 13	$1,2 \pm 0,1$	90,9	99,9	-	20,3
Ago.	0 / 1,1 / 10	0 / 1,1 / 76	0 / 2,3 / 13	1 / 2,5 / 8	$1,5 \pm 0,7$	29,6	100,0	26,7	21,2
Set.	0 / 1,8 / 41	0 / 1,6 / 12	0 / 2,1 / 21	1 / 1,7 / 4	$1,8 \pm 0,3$	95,8	95,6	67,4	3,9
Out.	0 / 2,1 / 9	0 / 1,0 / 12	0 / 1,5 / 27	1 / 5,3 / 9	$1,5 \pm 0,6$	79,8	99,7	99,5	0,5
Nov.	0 / 2,1 / 10	0 / 2,1 / 14	0 / 1,5 / 10	-	$1,9 \pm 0,3$	26,9	69,7	70,0	-
Dez.	-	0 / 1,7 / 14	-	1 / 1 / 1	$1,7 \pm 0$	-	52,4	-	0,1
Média	0 / 1,5 / 41	0 / 1,6 / 76	0 / 1,3 / 27	1 / 2,5 / 32	$1,5 \pm 0,2$	57,7	73,6	52,8	15,1

**Legenda:**

	Eficiência > 90%
	Eficiência < 90%

De modo a obter uma visão mais genérica da qualidade do ar no domínio de estudo, foi calculado o Índice de Qualidade do Ar (*IQar*) também conhecido por Índice de Poluição do Ar ou Índice *Standard* de Poluição<sup>8</sup>. Apesar deste índice não ter em conta o  $\text{C}_6\text{H}_6$ , permite ter uma noção do estado da qualidade do ar num determinado local.

A avaliação do *IQar* foi efectuada para o período e domínio de estudo tendo em conta os objectivos a alcançar em 2010 (Tabela III.2). Devido à falta de dados (Tabela A.1 do Anexo A), apenas a partir de 1999 foi possível calcular o índice para a AMP. Em média, o índice regista uma tendência de melhoria nos últimos anos variando de uma qualidade do ar Média para Boa. Porém, em locais mais críticos em termos de emissões de poluentes como é o

<sup>8</sup> Ferramenta matemática que permite, não só dar resposta às obrigações legais, mas também realizar uma classificação simples e compreensível do estado da qualidade do ar, de forma a poder informar os cidadãos. Desenvolvido pela USEPA (1999), num estudo que remonta a 1976, têm sido desde então largamente usado em todo o mundo nomeadamente nos Estados Unidos (USEPA, 2009), no Canadá (Env. Canada, 2005), na China (Env. Protection Department of Hong Kong, 2004), na Europa (CITEAIR, 2004) e inclusive em Portugal (APA, 2009), sofrendo pequenos ajustes na sua forma de cálculo devido às imposições legais vigentes em cada país. Em Portugal, a APA define que, para o cálculo do *IQar*, haja uma recolha diária mínima de dados (APA, 2009):

Poluente	N.º mínimo de valores (00h00 às 23h59)	Tipo de concentração:
NO <sub>2</sub>	18	Médias horárias
SO <sub>2</sub>	18	Médias horárias
O <sub>3</sub>	18	Médias horárias
CO	18	Médias octo-horárias
PM <sub>10</sub>	13, não deve existir intervalos superiores a 6 h sem medição	Médias horárias

É obrigatória a existência da monitorização de pelo menos um poluente, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> e /ou PM<sub>10</sub>. Não é obrigatório a medição de CO e SO<sub>2</sub> para o cálculo do índice. No entanto, caso estes sejam medidos, as concentrações são também consideradas (APA, 2009). Assim, este parâmetro resulta da média aritmética calculada para cada um dos poluentes medidos numa determinada região. Os valores assim determinados são comparados com as gamas de concentrações, definidas para um dado ano, associadas a uma escala de cores. Os poluentes com concentração mais elevada são os responsáveis pelo resultado do *IQar*. Independentemente de quaisquer factores de sinergia entre diferentes poluentes, o grau de degradação da qualidade do ar estará mais dependente da pior classificação verificada entre os diferentes poluentes considerados, pelo que o *IQar* será definido a partir do poluente que apresentar pior classificação variando de Muito Bom a Mau.

caso das estações de monitorização da qualidade do ar de Matosinhos (Ref. 1026) e Antas (Ref. 1028) regista-se uma tendência oposta (Tabela III.3). Nestes locais, a diminuição da qualidade do ar poderá dever-se ao facto do aumento das emissão atmosféricas, decorrentes do elevado crescimento urbano registado nestas zonas da AMP, nomeadamente no que respeita à pressão rodoviária aí exercida. Estes factores apresentam um nível elevado de crescimento e que podem ultrapassar as melhorias da qualidade do ar que têm vindo a ser implementadas nos últimos anos. As PM são o principal poluente responsável pelo decréscimo da qualidade do ar.

Tabela III.2 - Classificação do *IQar* proposto para o ano 2010 (APA, 2009).

Poluente Classificação	Concentração ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) de:									
	CO		NO <sub>2</sub>		O <sub>3</sub>		SO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Max.
<b>1: Muito Bom</b>	0	4999	0	99	0	59	0	139	0	19
<b>2: Bom</b>	5000	6999	100	139	60	119	140	209	20	34
<b>3: Médio</b>	7000	8499	140	199	120	179	210	349	35	49
<b>4: Fraco</b>	8500	9999	200	399	180	239	350	499	50	119
<b>5: Mau</b>	10000	-----	400	-----	240	-----	500	-----	120	-----

Mín. = Valor mínimo  
Máx. = Valor máximo

Tabela III.3 - Valor de *IQar* médio para as estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da região do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1999 e 2006.

Anos em análise	Classif. das estações	Ref. das estações														Média	N.º de estações por ano	
		1020	1021	1023	1024	1025	1026	1027	1028	1031	1032	1033	1034	1040	1044			1045
1999										2,8							2,9	2
2000		2,8	3,6	2,2	2,6					2,3	2,0						2,6	6
2001			2,8	2,1	1,8			2,0	1,5	2,1	1,3						1,9	7
2002			2,8	2,0	2,1	2,9	2,3	2,5	1,5	2,2	1,9	1,4	2,5				2,2	11
2003			2,1	1,8	1,9	1,9	2,3	1,9	1,7	2,1	1,8	1,9	1,8				1,9	11
2004			2,2	1,8	1,9	2,0	2,6	1,8	1,7	2,0	1,7	1,6					1,9	10
2005			2,2	2,0	2,2	2,2	2,5	2,1	2,1	2,1	1,7	1,8	2,2	1,8	2,1	1,9	2,1	14
2006			2,4	2,1	2,1	2,2	2,5	2,1	2,0	2,1		1,4	2,1	2,1	2,0	2,0	2,1	13
Média		2,8	2,6	2,0	2,1	2,2	2,4	2,1	1,7	2,2	1,7	1,6	2,1	2,0	2,0	2,0		

LEGENDA: Estação: ■ urbana ■ suburbana ■ rural  
■ tráfego ■ fundo ■ industrial

## 2 Monitorização das concentrações de benzeno com amostradores passivos

De modo a estudar os impactes a nível local numa das principais vias de tráfego da cidade do Porto, a VCI, foram analisados os resultados das campanhas de monitorização do C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> realizadas no âmbito do projecto ImpactAir (Ref. POCTI/ESP/47806/2002). Nos sub-capítulos seguintes descreve-se a metodologia adoptada e os respectivos resultados obtidos.



## 2.1 Amostragem com amostradores passivos

A monitorização efectuada com recurso a amostradores passivos é uma técnica que possui uma baixa discretização temporal, séries integradas no tempo, mas elevada resolução espacial. Pela baixa exigência de meios no terreno e custo por posto, a avaliação da qualidade do ar por amostradores passivos é especialmente indicada, permitindo a elaboração de cartas da qualidade do ar, as quais seriam muito trabalhosas de conseguir pelo recurso aos meios tradicionais de avaliação automática.

Trata-se de uma técnica sustentada não só pela legislação em vigor em Portugal para a qualidade do ar (Decreto-Lei 276/99 e Decreto-Lei 111/2002), mas também pela Norma Europeia (EN 13528). O *European Committee for Standardization* (2004) define a difusão passiva como uma técnica capaz de recolher amostras de poluentes na atmosfera a uma taxa controlada por um processo físico, como a difusão gasosa através de uma camada de ar estática ou um material poroso e /ou através de uma membrana, não envolvendo movimentação activa do ar através do dispositivo (Figura III.3). Os poluentes assim fixados são posteriormente determinados por análise em laboratório, por técnicas analíticas correntemente utilizadas.

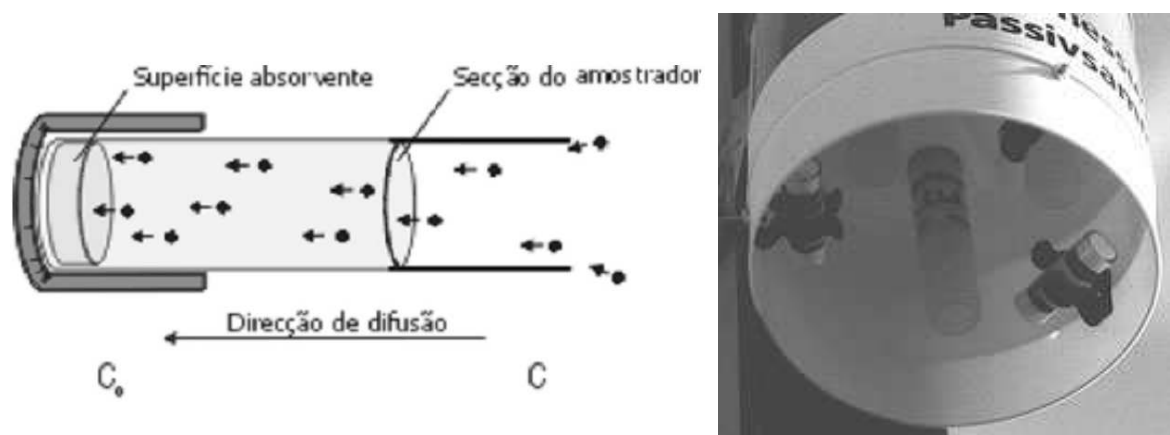


Figura III.3 - Processo de difusão de um amostrador passivo (PASSAM, 2009).

Existem basicamente dois tipos de amostradores: activos e passivos. A diferença entre os dois tipos de amostradores baseia-se na forma de transferir o poluente para o meio de colheita. Enquanto os amostradores activos utilizam energia eléctrica ou um mecanismo de propulsão, os amostradores passivos baseiam-se no princípio da difusão das moléculas através de uma coluna estática de gás. Assim, o princípio de colheita de ar para amostradores passivos é baseado na capacidade de difusão dos gases da atmosfera e na

reação com o meio absorvente. Normalmente é colocada uma ou mais barreiras de difusão, que não oferecem resistência ao transporte das moléculas, entre a superfície de colheita e a entrada do ar, para controlar a difusão e a velocidade de amostragem e para impedir a penetração do material particulado no espaço de difusão. O princípio para a transferência do gás através de um tubo é baseado na primeira Lei de Fick, que estabelece que o movimento de difusão das moléculas é determinado pelas diferenças de concentração ao longo do volume do sistema. Embora a temperatura e a humidade afectem a difusão das moléculas de gás, em amostragens de campo a influência da variação da taxa média de colheita é pequena. Por outro lado, o vento pode afectar directamente a taxa de colheita do amostrador uma vez que a turbulência causada por grandes velocidades de vento diminui a difusão, causando uma avaliação sobrestimada das concentrações. Em amostragem de campo, o efeito de turbulência pode ser minimizado, utilizando uma alta relação comprimento /área, no caso de amostradores do tipo tubo (Guardani & Martins, 2000).

Os amostradores podem ser aplicáveis à monitorização de longo-prazo, por períodos de uma semana a um mês, ou de curto-prazo, de 8 a 24 h. Para reduzir as influências de factores climatéricos, bem como para minimizar a perturbação provocada pelo vento, estes dispositivos são colocados no interior de equipamentos de suspensão, usualmente denominados de abrigos, desenvolvidos especialmente para o efeito. Estas estruturas são normalmente colocadas em postes de electricidade, candeeiros públicos ou árvores, a uma altura entre os 2 e os 3 m correspondentes à altura média das vias respiratórias de um organismo humano adulto.

Os resultados das medidas passivas são fornecidos na forma de concentração média ponderada pelo tempo, sendo desnecessário o conhecimento do volume de ar amostrado. Estas características tornam este tipo de amostradores adequados, não apenas para a monitorização da exposição pessoal, mas também para aplicações no ar ambiente, inclusive em áreas remotas onde não há disponibilidade de energia eléctrica e portanto outras técnicas não podem ser usadas. Por outro lado, estes amostradores apresentam algumas desvantagens, uma vez que não fornecem concentrações instantâneas, não estão disponíveis comercialmente para um grande número de compostos atmosféricos, não permitem alteração na taxa de amostragem, o que impossibilita concentrar ou diluir o gás ou vapor durante a amostragem, e não possuem adequada sensibilidade para distinguir episódios transitórios de altas e baixas concentrações num dado período (Cruz & Campos, 2002).

## 2.2 Metodologia

Para a monitorização da qualidade do ar na VCI, realizaram-se campanhas considerando-se vários sub-domínios desta via. Estes sub-domínios abrangem não só pontos estratégicos de entrada e saída da cidade do Porto, com grande fluxo de tráfego, mas também zonas sensíveis da cidade tais como, áreas desportivas, habitacionais, escolares e hospitalares. Consideraram-se quatro sub-domínios: Boavista (620 X 250 m), Prelada (400 X 500 m), Amial (1200 X 400 m) e Antas (700 X 700 m) (Figura III.4). De modo a verificar se existiam variações sazonais da concentração de  $C_6H_6$ , foram efectuadas três campanhas em diferentes períodos do ano, com duração entre três e quatro semanas: 1<sup>a</sup>: entre 3 e 23/03/2005; 2<sup>a</sup>: entre 10 e 31/01/2006; 3<sup>a</sup> entre 12 e 29/09/2006.

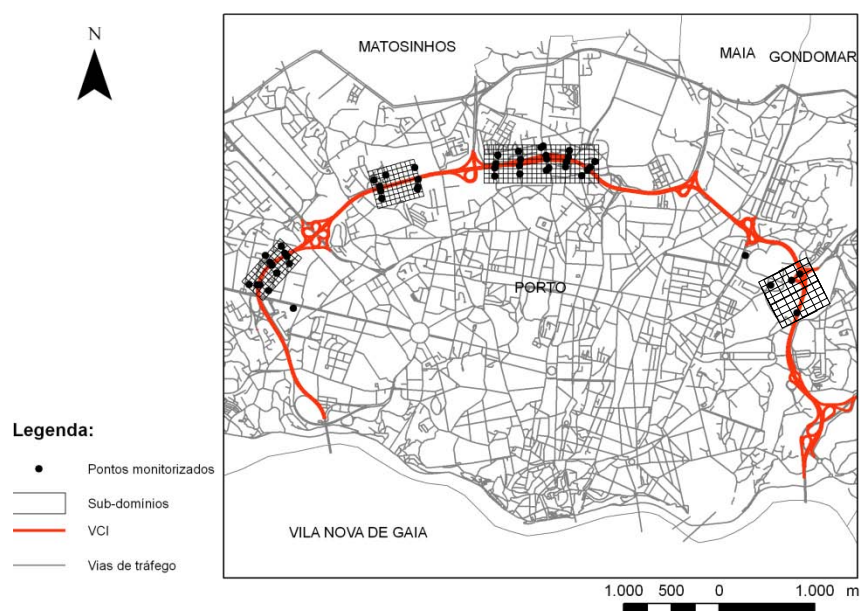


Figura III.4 - Fotografia de satélite da cidade do Porto com representação das principais vias de tráfego e pontos de amostragem nos diversos sub-domínios da VCI em estudo: Boavista, Prelada, Amial e Antas.

Em cada sub-domínio foram definidas linhas de pontos de amostragem ao longo da via com intervalos de 150 m. Paralelamente a estas linhas, foram ainda definidas mais duas linhas a 100 m para cada um dos lados da VCI, de modo a monitorizar, não só as concentrações de  $C_6H_6$  junto das populações residentes próximo das vias de tráfego, mas também das que se encontram ligeiramente afastadas (Figura III.5 e Figura III.6). A selecção dos locais teve como objectivo a escolha de pontos representativos de pelo menos 200 m nos pontos dirigidos para o tráfego. Em cada uma das campanhas foram considerados cerca de 50 pontos de monitorização colocados a cerca de 3 m de altura do solo. A altura seleccionada prende-se com a necessidade de medir a concentração de poluentes a uma altura

equivalente à das vias respiratórias embora esta esteja ligeiramente sobrestimada de modo a evitar o vandalismo dos equipamentos.

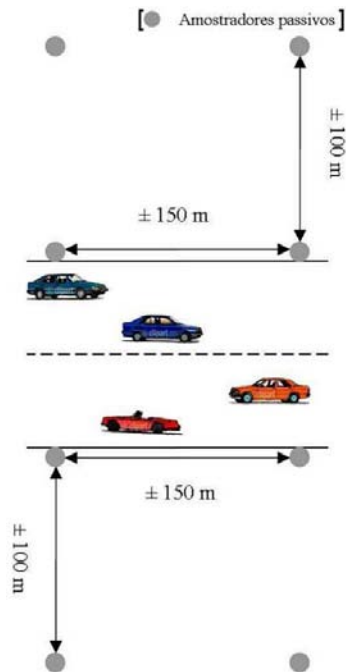


Figura III.5 - Esquema representativo da localização dos difusores passivos na VCI.

Figura III.6 - Amostrador passivo e respectivo abrigo colocado num poste de iluminação da VCI: sub-domínio do Amial.

Para avaliar as concentrações de fundo no domínio de estudo, mediram-se as concentrações dos poluentes em dois pontos a uma altura livre da influência de chaminés ou exaustões que pudessem condicionar as concentrações dos poluentes monitorizados. Assim, foram seleccionados dois edifícios com uma altitude de cerca de 50-60 m, um no sub-domínio das Antas, edifício torre das Antas, e outro no sub-domínio da Boavista, edifício Burgo. No caso das medições realizadas no sub-domínio das Antas, embora se trate de um edifício apenas com escritórios, procurou-se seleccionar a zona do edifício mais distante e com menor influência do seu sistema de exaustão. Em relação ao sub-domínio da Boavista, como o edifício estava ainda em fase de construção, esta questão não se colocou. Para maior segurança nos resultados, nomeadamente nas concentrações de fundo, onde o número de pontos é menor (apenas 2), foram realizadas amostragens com réplicas.

No que respeita à análise e interpretação dos resultados, as concentrações de  $C_6H_6$  obtidas por amostragem passiva foram interpoladas usando as ferramentas disponibilizadas no sistema de informação geográfica, ArcGIS 9. Para cada sub-domínio foi encontrada a interpolação mais adequada tendo em conta o número de pontos de interpolação e a

configuração do domínio.

### 2.3 Resultados

O sub-domínio da Prelada, devido à sua configuração aberta facilitando assim a dispersão, regista os valores mais reduzidos, enquanto a Boavista e o Amial são os sub-domínios que registam as concentrações mais elevadas (Tabela III.4). Uma análise mais detalhada indica que os valores de concentração medidos nos pontos localizados junto da VCI atingem valores que chegam a ser o dobro dos medidos nos pontos afastados 100 m (Anexo B), assim como das concentrações de fundo monitorizadas a cerca de 50-60 m de altura. Por outro lado, são obtidas concentrações mais elevadas em ruas transversais à VCI, caracterizadas por enquadramento que facilita o transporte e dispersão, como é o caso da Rua do Amial no sub-domínio do Amial e da Avenida da Boavista no sub-domínio da Boavista. Também aqui as concentrações medidas apresentam diferenças de 50% entre pontos monitorizados na via (ex.: Rua do Amial). No caso do sub-domínio do Amial, a presença de uma estação de reabastecimento de combustível no sub-domínio de estudo, contribui para o aumento da concentração de  $C_6H_6$  neste local. Os mapas e a síntese das concentrações por sub-domínio, campanha e poluente, são apresentados no Anexo B e na Tabela III.4 respectivamente.

Tabela III.4 - Concentrações de  $C_6H_6$  monitorizadas na VCI ( $\mu g.m^{-3}$ ).

Altura (m)	Período	Valor limite ( $\mu g.m^{-3}$ ) (*)	Concentração de $C_6H_6$ ( $\mu g.m^{-3}$ ) para:									
			Todos os domínios		Boavista		Prelada		Amial		Antas	
			Mín/Méd/Máx	n	Mín/Méd/Máx	n	Mín/Méd/Máx	n	Mín/Méd/Máx	n	Mín/Méd/Máx	n
3	Abr/2005	5	1,2 / 2,0 / 3,3	14	1,7 / 2,4 / 3,3	14	1,5 / 2,0 / 3,1	8	1,5 / 2,3 / 2,9	19	1,7 / 1,8 / 1,9	3
	Jan/2006		1,4 / 2,6 / 5,5	13	1,7 / 2,8 / 5,5	13	1,8 / 2,3 / 2,9	8	1,9 / 3,0 / 3,8	20	2,4 / 2,6 / 2,8	3
	Set/2006		0,9 / 1,6 / 3,5	13	1,3 / 2,1 / 3,5	13	0,9 / 1,3 / 1,9	8	1,1 / 1,7 / 2,7	20	1,4 / 1,6 / 1,9	4
50	Abr/2005		1,2 / 1,6 / 1,8	2	1,8 / 1,8 / 1,8	2	-	-	-	-	1,2 / 1,3 / 1,4	2
	Jan/2006		1,4 / 1,6 / 1,9	2	1,4 / 1,7 / 1,9	2	-	-	-	-	1,5 / 1,5 / 1,5	2
	Set/2006		0,9 / 1,0 / 1,2	2	1,2 / 1,2 / 1,2	2	-	-	-	-	0,9 / 1,0 / 1,0	2

(\*) Valor limite anual para a protecção da saúde humana a alcançar em 2010 (Directiva 2008/50/CE).

Mín/Méd/Máx = Valor mínimo / Valor médio / Valor máximo

n = Número de amostras.

Considerando as duas campanhas realizadas em 2006 sazonais, e os quatro sub-domínios como representativos da VCI, verifica-se que, em termos médios, a concentração de  $C_6H_6$  é de  $2,2 \pm 0,8 \mu g.m^{-3}$ . A análise temporal mostra que, em termos globais, as concentrações são mais elevadas no Inverno ( $2,8 \pm 0,7 \mu g.m^{-3}$  em 2006), do que no Verão ( $1,7 \pm 0,6 \mu g.m^{-3}$  em 2006) registando-se um decréscimo da ordem dos 84%. Esta diminuição deve-se ao facto de que no Verão, devido ao aumento do número de horas solar, a quantidade de OH cresce,

causando um aumento da taxa de oxidação do  $C_6H_6$  com o OH e uma consequente diminuição das concentrações de  $C_6H_6$  durante este período. Por outro lado, junto à VCI, as condições de transporte e dispersão atmosférica são mais limitadas na estação fria do que na estação quente (Barros et al., 2005). Em termos espaciais, as concentrações médias de  $C_6H_6$  em 2006 foram de  $2,4 \pm 1,0 \mu\text{g.m}^{-3}$  na Boavista,  $1,8 \pm 0,6 \mu\text{g.m}^{-3}$  na Prelada,  $2,4 \pm 0,8 \mu\text{g.m}^{-3}$  no Amial e  $2,0 \pm 0,6 \mu\text{g.m}^{-3}$  nas Antas.

A comparação dos resultados de campanhas de  $C_6H_6$ , efectuadas num período de 20 dias, com o valor limite anual para a protecção da saúde humana de  $5 \mu\text{g.m}^{-3}$  a alcançar em 2010, definido pela Directiva 2008/50/CE, não é absolutamente correcta, devido à representatividade temporal. Contudo, para uma análise sumária admitiu-se hipoteticamente que as concentrações se aproximam de uma média anual. Nesta perspectiva, uma análise genérica dos resultados mostra que, para todas as campanhas realizadas, os valores registados eram muito inferiores ao valor limite estipulado. Tanto em 2006 como em 2005, o valor limite de protecção da saúde humana de  $5 \mu\text{g.m}^{-3}$ , a alcançar em 2010, nunca foi ultrapassado, sendo as concentrações registadas muito inferiores a este valor (Tabela III.4).

### **3 Estimativa da concentração de benzeno**

A reduzida quantidade de valores de  $C_6H_6$  disponíveis na AMP constitui uma importante limitação deste trabalho. De modo a realizar uma análise espaciotemporal deste poluente no domínio em estudo, foi desenvolvida uma metodologia para estimativa das suas concentrações. Os sub-capítulos seguintes descrevem a metodologia desenvolvida e respectivos resultados obtidos.

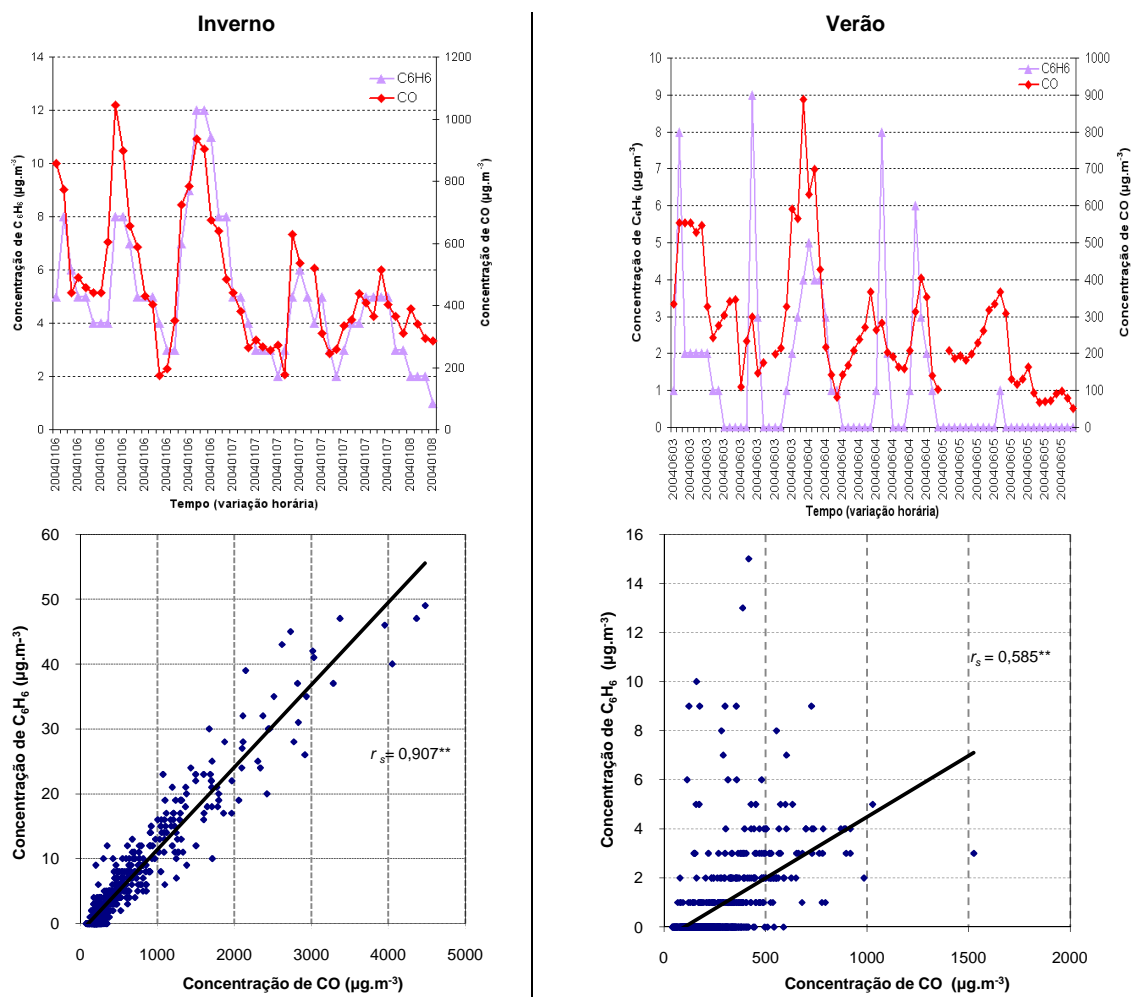
#### **3.1 Metodologia**

De acordo com a pesquisa bibliográfica efectuada (§ 1.2), vários são os métodos que permitem estimar as concentrações de  $C_6H_6$ . Métodos mais complexos necessitam geralmente de um grande conjunto de dados, nem sempre disponíveis, como por exemplo as características das vias de tráfego. Porém, um dos métodos mais simples e que permite obter simulações de forma bastante aproximada baseia-se no estabelecimento de uma analogia entre as concentrações de  $C_6H_6$  e as concentrações de CO.

Na AMP, a APA monitorizou, em simultâneo, as concentrações de  $C_6H_6$  e CO apenas na estação de Custóias em Matosinhos (Ref. 1021) durante o período de 2003 a 2006. Uma

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

análise qualitativa das séries temporais permite verificar uma coincidência dos valores máximos e mínimos entre os dois poluentes embora essa sobreposição seja mais evidente durante o período de Inverno. Contudo, mesmo durante o período de Verão, a análise quantitativa indica que a relação é moderada mas significativa para um grau de confiança de 99% (Figura III.7).



Nota: \* Significância de 5%; \*\* Significância de 1%.

Figura III.7 – Variação e correlação de Spearman das concentrações de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e CO (µg.m<sup>-3</sup>) para dois períodos sazonais: Inverno (6-8/01/2004) e Verão (3-5/06/2004), na estação de qualidade do ar de Custóias.

Por outro lado, para avaliar com maior detalhe a qualidade da relação entre as concentrações de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e CO nesta estação, determinou-se o coeficiente de correlação mensal entre os dois poluentes. Como, pelo teste de Kolmogorof-Smirnov ( $N \geq 30$ ), não há evidência que as séries sigam uma distribuição normal, usou-se o coeficiente de correlação de Spearman (Tabela III.5). A relação é forte e positiva ( $r_s > 0,70$ ) durante os meses de

Inverno. Devido ao aumento da reactividade do  $C_6H_6$  durante o Verão, provocada pelo aumento da concentração do radical OH, a relação é moderada ( $0,3 > r_s > 0,7$ ). Além disso, condicionada pela eficiência de monitorização do  $C_6H_6$ , a eficiência anual, considerando a medição simultânea dos dois poluentes, é bastante reduzida e nunca superior a 50% para todo o período em estudo. Note-se, porém, que a relação é significativa em todos os períodos, para um grau de confiança de 99%. O valor médio da correlação, durante o período em estudo, foi de 64%.

Tabela III.5 - Correlação de Spearman e razão das concentrações entre o CO e o  $C_6H_6$ , entre 2003 e 2006, em Portugal.

Meses	Correlação de Spearman ( $r_s$ )					Razão [CO]/[ $C_6H_6$ ]				
	2003	2004	2005	2006	Média	2003	2004	2005	2006	Média
Jan.	-	0,91**	0,74**	-	0,83	-	113	442	-	278
Fev.	-	0,89**	0,71**	0,71**	0,77	-	96	280	223	200
Mar.	0,71**	0,78**	0,51**	0,59**	0,65	226	236	339	245	261
Abr.	0,63**	0,72**	0,76**	0,26**	0,59	234	240	348	241	266
Mai.	0,63**	0,50**	0,54**	0,33**	0,50	238	206	235	221	225
Jun.	0,57**	0,59**	0,43**	0,25**	0,46	247	224	263	184	230
Jul.	0,47**	0,51**	-	0,19**	0,39	183	195	-	223	200
Ago.	0,64**	0,47**	0,82**	0,48**	0,60	249	191	239	340	255
Set.	0,75**	0,75**	0,69**	0,57**	0,69	242	236	202	264	236
Out.	0,74**	0,57**	0,73**	-0,87**	0,73	196	239	251	110	199
Nov.	0,61**	0,87**	0,80**	-	0,76	218	228	290	-	245
Dez.	-	0,80**	-	-	0,80	-	305	-	-	305

Nota: \* Significância de 5%; \*\* Significância de 1%.

**Legenda:**

> 0,7	Correlação forte
0,3 – 0,7	Correlação moderada
< 0,3	Correlação fraca

A ausência de outras estações de qualidade do ar, no domínio de estudo a monitorizar  $C_6H_6$ , não permitiu efectuar uma análise mais completa deste poluente. Assim, considerou-se que o valor da razão média mensal [CO]/[ $C_6H_6$ ] oscila entre 199 e 305 e assumiu-se que esta relação se mantém constante em todo o domínio de estudo (Tabela III.5). Estes valores são um pouco superiores aos encontrados na revisão bibliográfica, nomeadamente os apresentados por Guerra et al. (1995), 160 em 1991. Note-se porém, que a composição das emissões, em particular no que respeita às emissões rodoviárias, sofreu grandes alterações com a introdução de catalisadores e motores mais eficientes. Poderá especular-se que estas diferenças poderão indicar que a relação [CO]/[ $C_6H_6$ ] tem vindo a aumentar ao longo dos anos, pelo que a simulação de anos anteriores deveria ter em conta este factor de variabilidade. A falta de dados invalida uma análise mais exaustiva.

Apesar de Guerra et al. (1995) apenas apresentar um valor médio anual da relação [CO]/[ $C_6H_6$ ], no presente trabalho optou-se por usar um valor médio mensal dada a variabilidade sazonal deste poluente. Embora a variabilidade horária seja notória, a baixa



eficiência de monitorização do  $C_6H_6$  não permite este tipo de detalhe. Assim, neste trabalho serão usadas as relações médias mensais definidas anteriormente na Tabela III.5.

Devido à limitação no número de estações e períodos em análise, o que poderá distorcer as estimativas das concentrações de  $C_6H_6$  no restante domínio em estudo, torna-se fundamental realizar uma validação prévia dos resultados. Assim, efectuou-se a estimativa das concentrações de  $C_6H_6$ , para o ano de 2006, para a zona da Boavista e Antas, no Porto, e a estimativa das concentrações de fundo nesta cidade. Os resultados estimados foram comparados com os dados de monitorização das concentrações de  $C_6H_6$  medidas com recurso a difusores passivos, efectuadas no âmbito do projecto ImpacAir para os locais seleccionados (§ 2.3, Tabela III.4)

Na comparação dos resultados teve-se em conta a incerteza de 32,1% correspondente à monitorização de  $C_6H_6$  com difusores passivos (PASSAM, 2009). As estimativas de  $C_6H_6$  para as estações de qualidade do ar de tráfego da Boavista (Ref. 1027) e Antas (Ref. 1028) foram comparadas com os resultados das concentrações medidas com difusores passivos nos sub-domínios da VCI, Boavista e Antas. As estimativas das concentrações de  $C_6H_6$ , obtidas para a estação de fundo de Vila Nova da Telha (Ref. 1031), foram comparados com os resultados da monitorização com difusores passivos obtidos a cerca de 50 m de altura.

Para avaliar a qualidade de aproximação do modelo determinou-se a correlação entre o valor observado e o valor estimado. Como, pelo teste de Kolmogorof-Smirnov ( $N \geq 30$ ), não há evidência que a concentração estimada siga uma distribuição normal, usou-se o coeficiente de correlação de Spearman sendo a relação forte e positiva ( $r_s = 0,81$ ). Complementarmente, usou-se um teste t para amostras emparelhadas ( $N = 37$ ), não se conseguindo detectar diferenças significativas ( $p = 0,252$ ), a um nível de significância de 5%, entre as médias dos valores observados e estimados (Figura III.8). Note-se que as estimativas realizadas estão mais próximas dos valores “reais” durante o Inverno do que no Verão (Tabela III.6). Esta situação poderá dever-se não só às variações das concentrações atmosféricas de OH, mas também à variação da concentração de outros oxidantes na atmosfera.

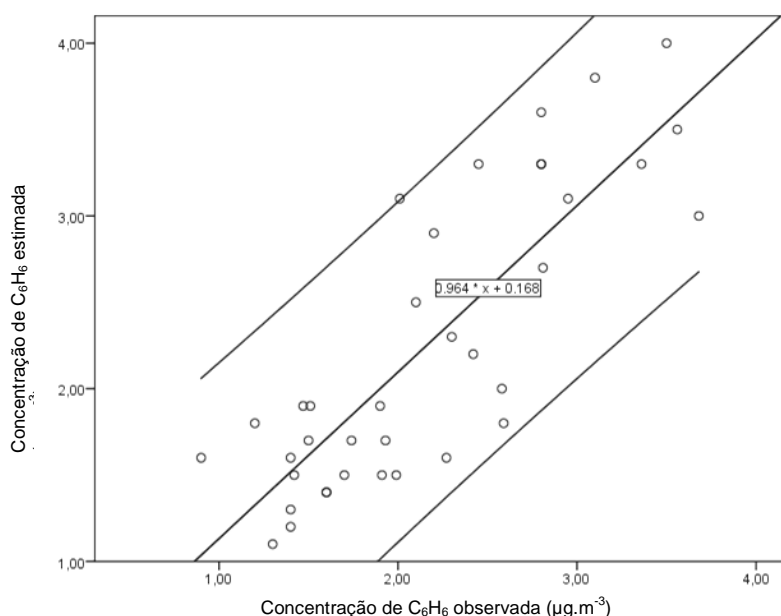


Figura III.8 - Correlação de Spearman entre a concentração de  $C_6H_6$  ( $\mu g.m^{-3}$ ), observada e estimada, com um grau de confiança de 95%.

Tabela III.6 - Concentração média sazonal de  $C_6H_6$  ( $\mu g.m^{-3}$ ), observada e estimada, em Janeiro e Setembro de 2006, para o sub-domínio da Boavista e Antas e concentração de fundo registada na cidade do Porto.

Período	Tipo de amostra	Concentração média de $C_6H_6$ ( $\mu g.m^{-3}$ ):		
		Boavista	Antas	Fundo
10-31/01/2006	Observado <sup>(1)</sup>	2,1 ± 0,8	2,5 ± 0,9	1,6 ± 0,6
	Estimado <sup>(2)</sup>	2,2	1,8	1,4
12-29/09/2006	Observado <sup>(1)</sup>	1,5 ± 0,5	1,7 ± 0,6	1,0 ± 0,4
	Estimado <sup>(2)</sup>	2,0	2,3	0,7

(1) Média dos valores medidos com difusores passivos, a cerca de 150 m da VCI, nos sub-domínios da Boavista, Antas e concentrações de fundo (difusores a cerca de 50 m de altura);

(2) Média dos valores estimados a partir das estações automáticas de qualidade do ar da Boavista (Ref. 1027), Antas (Ref. 1028) e Vila Nova da Telha (Ref. 1031).

## 3.2 Resultados

Com a aplicação desta metodologia, é possível efectuar uma análise das concentrações de  $C_6H_6$  em 19 estações do domínio em estudo em todo o período considerado (1995 a 2006). Esta análise representa a avaliação de 108 séries temporais das quais apenas 54% apresentam distribuições uniformes ao longo do tempo, isto é, taxas de recolha dos dados superiores a 90%, valor indicado, segundo a Directiva 2008/50/CE, como desejável para este poluente. Assim, apenas estas estações foram tidas em conta na análise. Destas estações, apenas 2% ultrapassam o valor limite anual para a protecção da saúde humana de  $C_6H_6$  a alcançar a partir de 2010 ( $5 \mu g.m^{-3}$ ). As concentrações registadas para as estações de tráfego variaram entre 1,7 e  $8,9 \mu g.m^{-3}$  sendo em média de  $2,5 \mu g.m^{-3}$ . Para as estações de fundo, o valor médio é de  $1,8 \mu g.m^{-3}$  ( $1,4-2,2 \mu g.m^{-3}$ ) e para as estações

industriais  $1,5 \mu\text{g.m}^{-3}$  ( $1,2-1,7 \mu\text{g.m}^{-3}$ ) (Tabela III.7).

Durante o período em análise, as concentrações médias anuais de  $\text{C}_6\text{H}_6$  no ar exterior têm sofrido uma redução. As razões para esta tendência podem estar associadas, quer à variabilidade das condições meteorológicas, condicionante da capacidade de dispersão da atmosfera, quer às alterações na mobilidade urbana nomeadamente às flutuações em número e características do parque automóvel (idade, tipo de combustível, características dos motores e combustíveis e presença /ausência de catalisador), aspecto fundamental na qualidade do ar de um grande centro urbano.

Tabela III.7 - Eficiência de monitorização e estimativa da concentração média anual de  $\text{C}_6\text{H}_6$  ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), com base numa relação mensal das concentrações de CO, para as estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da aglomeração do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1995 e 2006.

Classif. das estações	Ref. das estações																		Valores médios de concentração ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ )	N.º de estações por ano				
	1017	1018	1019	1020	1021	1022	1023	1024	1025	1026	1027	1028	1029	1030	1031	1032	1033	1034			1040	1043	1044	1045
1995	6,5	4,8																						2
1996	6,7	1,9																						2
1997	3,6	2,0																						2
1998	3,2	2,7	8,9																					3
1999			3,9	4,6						1,3		2,7	1,7			8,8								6
2000	4,1	2,3		3,8	2,0	2,5		2,0					2,8			1,6	2,5		2,3					10
2001	3,2	1,6			1,7	4,4		2,8				4,1	4,2		2,6	1,6	2,7		1,7					11
2002	2,3	1,7			1,5	2,1		2,3	1,5	2,4	2,9	2,8		1,9	1,4	2,2	3,7	1,9						14
2003	1,1				1,6	2,0		1,9	1,2	2,6	2,6	2,6		1,8	1,4	2,1	2,4	1,2	0,7					14
2004					2,4	2,4		2,0	1,3	2,9	2,2	3,0		2,3	2,0	2,2	2,6	2,2	1,9	2,3				14
2005					1,8	2,6		2,0	1,4	2,6	2,1	2,9	2,4	2,2	1,8	2,2	2,6	2,8	1,7	2,3				15
2006					1,6	2,0		1,7	1,3	2,2	2,2	2,4	2,2	1,9	1,6	2,0	2,2	2,0	1,6	2,1				15
MÉDIA	3,8	2,4	6,4	4,2	1,8	2,6		2,1	1,3	2,5	2,7	2,8	2,3	2,1	2,5	2,3	2,7	2,0	1,5	2,2				19

LEGENDA: Eficiência: > 90 % (verde), < 90 % (amarelo); Estação de: tráfego (vermelho), fundo (preto), industrial (laranja); Estação: urbana (azul), rural (verde).

#### 4 Síntese conclusiva

A análise das estações da rede automática de monitorização da qualidade do ar mostra que, apesar do número de estações localizadas na AMP ter aumentado significativamente de apenas 2 estações em 1995 para 18 em 2006, nem todos os concelhos são monitorizados. Segundo os critérios definidos na Directiva 2008/50/CE, apenas o concelho da Maia se encontra parcialmente controlado. Em geral, as estações encontram-se instaladas em torno das grandes aglomerações urbanas, sendo inexistentes nas zonas suburbanas a Norte e Sul da AMP, nomeadamente parte dos concelhos de Vila do Conde, Valongo, Gondomar e Vila Nova de Gaia, esta última, ainda não sujeita a monitorização. Apesar do aumento do número de estações, são ainda poucas as séries longas de dados que registam em

simultâneas eficiências de monitorização constantes acima dos 90% dificultando a realização de análises mais consistentes de séries temporais.

A estimativa das concentrações de  $C_6H_6$  com base nas concentrações de CO para a AMP foi realizada mensalmente recorrendo a uma razão que oscila entre 199 e 305. Devido à falta de dados, a aplicação e validação desta metodologia torna-se difícil pelo facto das estimativas terem sido realizadas com base numa única estação, apenas para quatro anos de dados, e em nenhum dos casos se ter atingido os níveis de representatividade definidos na legislação. Contudo, as correlações mensais entre os dois poluentes são significativas e a comparação dos resultados obtidos usando esta metodologia para dois períodos sazonais distintos indica que são obtidos bons resultados, especialmente durante o Inverno, onde a correlação entre os dois poluentes é superior em relação ao Verão. Com a aplicação desta metodologia, verifica-se que, ao longo dos anos, as concentrações de  $C_6H_6$  têm vindo a diminuir seguindo a tendência dos restantes poluentes. No domínio e período de estudo, apenas em uma ocasião foi ultrapassado o valor limite de qualidade do ar exterior para a protecção da saúde humana a atingir em 2010 ( $5 \mu g.m^{-3}$ ), apesar de esporadicamente serem atingidos valores horários muito elevados.

Numa outra perspectiva, os resultados das concentrações de  $C_6H_6$  realizadas com difusores passivos na VCI, entre 2004 e 2006, indicam que as concentrações mais elevadas registam-se, como seria de esperar, junto a esta via de tráfego. Estes valores são em média 50% mais elevados que os afastados 100 m registando uma concentração média de  $C_6H_6$  de  $2,1 \mu g.m^{-3}$ . As concentrações de fundo apresentam, em média, valores 50% inferiores aos restantes. Além disso, é notável a influência nas concentrações de algumas ruas e avenidas com muito trânsito que intersectam a VCI. As concentrações são mais elevadas no sub-domínio da Boavista especialmente durante o Inverno onde as condições de dispersão são menores. Por outro lado, as concentrações são menores no sub-domínio da Prelada e nas Antas devido à configuração dos sub-domínios que favorecem a dispersão dos poluentes. Relativamente à análise dos aspectos legais, existem indícios que em 2006, junto à VCI, o valor limite anual para a protecção da saúde humana a alcançar em 2010 de  $C_6H_6$  ( $5 \mu g.m^{-3}$ ) não foi ultrapassado.

A aplicação da metodologia de estimativa das concentrações de  $C_6H_6$  com recurso às concentrações de CO apresentou-se válida para o domínio de estudo. A utilização dos dados de monitorização permitiu efectuar uma análise espaciotemporal das concentrações de  $C_6H_6$  no domínio de estudo. Porém, as limitações impostas através deste método

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

---

condicionam os resultados, quer em termos espaciais, quer em termos temporais. Assim, outros métodos de análise de diagnóstico, nomeadamente a modelação devem ser usados.

## **IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto**

Nas últimas décadas, o transporte e dispersão de poluentes na atmosfera tem sido um assunto bastante estudado, essencialmente devido ao crescimento das áreas urbanas e industriais (Branis, 2008; EEA, 1999; EEA, 2007; Larssen et al., 2003; Leeuw et al., 2001; Monteiro et al., 2005; Tente, 2005). Dada a pressão exercida nestes locais, as concentrações de poluentes são usualmente controladas por estações automáticas de monitorização da qualidade do ar. Todavia, estes equipamentos não permitem disponibilizar informação em todo o espaço geográfico pelo que, para se obter informação mais detalhada, recorre-se frequentemente à modelação do transporte e dispersão de poluentes.

A simulação da qualidade do ar, tal como qualquer processo de modelação, é principalmente constituída por quatro etapas: entrada de dados, processamento, saída dos dados e análise dos resultados. A integridade dos dados de entrada é um dos parâmetros fundamentais para a obtenção de simulações válidas. A emissão de poluentes para a atmosfera, assim como as condições meteorológicas, são dois dos principais parâmetros de entrada destes modelos. Porém, nestes modelos, os dados de entrada são habitualmente preparados usando também modelos específicos. Assim, a utilização de vários modelos durante uma simulação resulta no chamado “sistema de modelos”, ou seja, modelos meteorológicos e de emissões acoplados a modelos de dispersão que podem ser utilizados para uma simulação da qualidade do ar com um maior grau de exactidão (Seinfeld & Pandis, 2006).

Depois de obtidos os resultados da simulação, o processo de análise deve frequentemente incluir uma etapa de validação e avaliação dos resultados. Mesmo o modelo mais sofisticado não pode prever a posição e o valor com exactidão de 100%. Os erros são introduzidos nos resultados pela incerteza associada, quer à formulação física do modelo, quer pela incerteza dos parâmetros de entrada, nomeadamente nos dados de emissões e dados meteorológicos. A exactidão e a incerteza de cada fase devem ser conhecidas e avaliadas para assegurar uma avaliação de confiança de qualquer potencial efeito adverso.

Neste trabalho foi utilizado o modelo TAPM como ferramenta para a simulação das concentrações anuais de  $C_6H_6$  na AMP. Para o processamento dos dados de entrada e saída do modelo, foram usados dados topográficos, uso do solo, dados meteorológicos e

dados de emissões, e um conjunto de aplicações informáticas que permitem agilizar todo o processo (Figura IV.1).

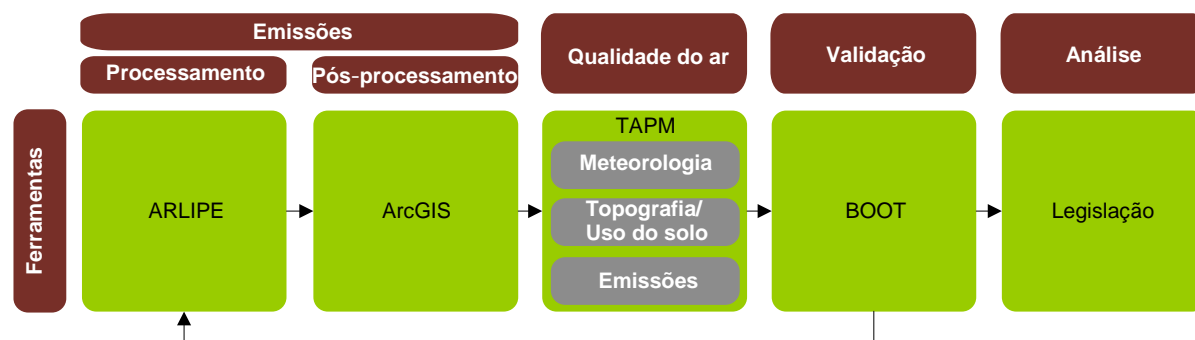


Figura IV.1 - Conjunto de ferramentas usadas na modelação do transporte e dispersão das emissões de poluentes atmosféricos de mesoscala.

Para elaboração deste trabalho, muitas são as limitações de informação. No que respeita à informação meteorológica, a ausência de dados limita a simulação da qualidade do ar para vários anos, de modo a analisar a variação espacial das concentrações ao longo do tempo. Assim, para ultrapassar esta barreira, foram analisados todos os dados meteorológicos disponíveis e seleccionado o ano mais próximo da normal climatológica<sup>9</sup> da região em estudo. Esta análise permitiu seleccionar um ano médio, sem oscilações atípicas, e mais representativo de uma exposição crónica de longo-termo. O ano meteorológico seleccionado foi usado como suporte à simulação da qualidade do ar exterior, para vários períodos temporais. No que respeita às emissões, dado o inventário nacional não possuir valores de emissão de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, as concentrações foram estimadas com base numa relação conhecida com o CO descrita anteriormente no capítulo III.3. Além disso, a limitação na desagregação espacial das emissões condiciona a aplicação a estudos de carácter urbano, pelo que foi implementada uma metodologia *top-down* para a desagregação espacial das emissões no modelo ARLIPE. Assim, o modelo de transporte e dispersão de poluentes TAPM foi usado para efectuar a simulação das concentrações de CO, para os anos de 1991, 2001 e 2006, sendo depois aplicada a relação com o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, para a estimativa das concentrações deste poluente. Para avaliação da consistência da metodologia e da exactidão dos resultados, o

<sup>9</sup> Designa-se de normal climatológica, uma variável climática num determinado local, correspondente a um determinado número de anos, suficientes para se admitir que é representativo do valor predominante dessa variável nesse local. A *World Meteorological Organization* (WMO) considera um período de 30 anos, iniciando o processo no primeiro ano de cada década (ex.: 1901-30, ..., 1931-1960, 1941-1970, ..., 1961-1990, 1971-2000). Para cada estação meteorológica, as normais climatológicas fornecem os valores mensais e os valores anuais de algumas das principais variáveis climáticas sob a forma de gráficos e tabelas: valores médios e extremos da temperatura máxima e mínima do ar; precipitação; insolação; e direcção e intensidade do vento (Instituto de Meteorologia, 2009).

modelo foi ainda usado para a simulação dos poluentes controlados pelas estações automáticas de monitorização da qualidade do ar: NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM. Os resultados foram avaliados aplicando procedimentos estatísticos geralmente usados neste tipo de modelos bem como os critérios definidos pela legislação em vigor. Nos sub-capítulos seguintes apresentam-se os principais conceitos e descreve-se detalhadamente a metodologia e respectivos resultados obtidos para análise meteorológica (§ IV.1), emissões atmosféricas (§ IV.2) e modelação da qualidade do ar exterior (§ IV.3).

## **1 Meteorologia**

Um dos elementos mais importantes na avaliação da qualidade do ar é a componente meteorológica. Esta componente permite compreender a dispersão atmosférica através de um conjunto de variáveis essenciais tais como a temperatura, radiação solar, velocidade e direcção do vento. Contudo, dado que o trabalho está centrado no estudo de uma neoplasia crónica e que apenas se dispõe de dados meteorológicos para os anos de 2004 a 2006, monitorizados por uma Estação Meteorológica Automática (EMA) montada junto à VCI, desenvolveu-se uma metodologia para seleccionar um ano meteorológico sem grandes variações atípicas. Esta selecção foi realizada com base na comparação com a normal climatológica da região. Nos próximos sub-capítulos é apresentada a metodologia tida em conta na instalação /montagem e na avaliação dos resultados gerados pela EMA (§ IV.1.1), bem como a apresentação e discussão dos resultados para a selecção de um ano meteorológico que se aproxime do padrão da normal em estudo (§ IV.1.2).

### **1.1 Metodologia**

Tendo em conta que os factores meteorológicos são bastante influentes na dinâmica da atmosfera e que interferem de forma determinante na dispersão dos poluentes emitidos, realizou-se uma análise aos principais parâmetros meteorológicos: temperatura (°C), radiação solar (W.m<sup>-2</sup>), velocidade (m.s<sup>-1</sup>), e direcção do vento (°) para o domínio de estudo. Estes parâmetros foram obtidos por uma EMA, instalada para o efeito no domínio de estudo, a 10 metros de altura, no nó da Via Norte na VCI, Porto (41° 10' 23,9" N, -8° 37' 21,57"W) (Figura IV.2), tendo em conta os critérios da WMO (1996).





Figura IV.2 - Estação meteorológica automática, instalada na VCI.

A EMA é constituída por um sistema de aquisição de dados modulares que compreendem um conjunto de componentes interligados, apresentando-se equipada com quatro sensores e um Data Logger Campbell Scientific, CR200 para cálculo e armazenamento de informação, com capacidade para 32 000 registos (Barros et al., 2006).

A metodologia adoptada para o tratamento e análise dos dados recolhidos na estação meteorológica passa pela validação prévia dos dados, cálculo de parâmetros estatísticos e outras variáveis necessárias para a compreensão da dispersão das emissões. A validação dos dados meteorológicos segue uma metodologia desenvolvida pela USEPA (2000), capaz de identificar dados “suspeitos” para, se necessário, posterior revisão e acção correctiva. Na Tabela IV.1, são apresentados os critérios seguidos no processo de validação segundo esta metodologia. Todos os valores, registados na EMA e identificados por esta metodologia, foram criteriosamente analisados e, se justificado, excluídos da série original.

Tabela IV.1 - Critérios de selecção de dados meteorológicos para posterior revisão (USEPA, 2000).

Variável	Critério de selecção: assinala o dado se o valor:
Velocidade do vento	- é menor do que 0 ou maior que 25 m.s <sup>-1</sup> ; - não varie mais do que 0,1 m.s <sup>-1</sup> para 3 h consecutivas; - não varie mais do que 0,5 m.s <sup>-1</sup> para 12 h consecutivas.
Direcção do vento	- é menor do que 0 ou maior que 360; - é menor do que 0 ou maior que 1 grau para mais do que 3 h consecutivas; - não varie mais do que 10 graus para 18 h consecutivas.
Temperatura	- é maior do que o máximo local; - é menor do que o mínimo local; - variar mais do que 5°C relativamente à hora anterior; - não varie mais do que 0,5 °C para 12 h consecutivas.
Radiação	- é maior do que 0 à noite; - é maior do que o máximo possível para a data e latitude.

Com as séries de dados validadas, efectuou-se o cálculo das médias, máximos e mínimos mensais para as diversas variáveis monitorizadas pela EMA, de modo a efectuar a comparação com os valores da normal climatológica. Esta comparação teve como objectivo

seleccionar, de entre os dados disponíveis, um ano típico da região em estudo, isto é um ano com o menor número de flutuações atípicas. A selecção foi efectuada com base na comparação entre os dados validados recolhidos pela EMA, entre Abril de 2004 e Dezembro de 2006, e a normal climatológica da Serra do Pilar de 1971/2000 (Instituto de Meteorologia, 2009). A comparação das séries foi efectuada recorrendo ao cálculo dos coeficientes de correlação de Pearson uma vez que pelos testes de Kolmogorof-Smirnov e Shapiro-Wilk os resultados indicam que os dados seguem uma distribuição normal para um grau de confiança de 99%.

O cálculo das médias para as diversas variáveis climáticas em análise segue o procedimento estatístico corrente, à excepção da média da direcção do vento, a qual apresenta algumas particularidades. A direcção do vento é uma função circular com valores entre 0 e 360 graus. A descontinuidade desta função no início /fim da escala requer um processamento específico para o cálculo de um valor médio válido. A média horária para a direcção do vento foi então calculada segundo o método descrito pela USEPA (2000), tendo-se obtido desta forma o parâmetro desejado, partindo de dados de 10 minutos.

Complementarmente, foi também analisada a estabilidade atmosférica de modo a auxiliar a interpretação dos resultados de monitorização e modelação da qualidade do ar exterior. A estabilidade da atmosfera é a tendência que o ar atmosférico apresenta para diminuir ou aumentar o movimento vertical, ou, alternativamente, suprimir ou ampliar a turbulência existente. A estabilidade está relacionada não só com o perfil do vento como também com a distribuição de temperaturas em altura (Bouble et al., 1994). Quanto maior for a instabilidade atmosférica maior a capacidade da atmosfera para a promoção da dispersão de poluentes.

A estabilidade atmosférica pode ser avaliada com recurso a técnicas semi-empíricas utilizando, como exemplo, o método de Pasquill-Gilford (Pasquill, 1976), baseados em observações meteorológicas simples, ou de medidas do desvio padrão da velocidade vertical do vento, da direcção lateral do vento, do gradiente vertical de temperatura e do número de Richardson (Seinfeld & Pandis, 2006; USEPA, 2000). Neste trabalho usou-se o método de Pasquill-Gifford, dada a limitação da informação necessária para a implementação de métodos mais complexos, e a obtenção geral de resultados satisfatórios com a aplicação deste método. As classes de estabilidade de Pasquill-Gilford surgem para simplificar a determinação da estabilidade atmosférica, tendo por base a velocidade do vento, insolação e cobertura nebulosa, facilmente registadas em observações de rotina

(Bouble et al., 1994). No entanto, existem outras metodologias como o método  $\sigma_A$  baseada no desvio padrão da direcção do vento e na média escalar da velocidade do vento (USEPA, 2000). A divisão de Pasquill-Gilford é efectuada em seis classes, começando em A, cuja classe é definida como instável, até F, classe estável (Pasquill, 1976). Neste trabalho será usado o método  $\sigma_A$  para determinar as classes de estabilidade de Pasquill-Gilford.

## 1.2 Resultados

A análise dos parâmetros meteorológicos revela-se importante, uma vez que permite caracterizar as variações termodinâmicas da atmosfera do domínio de estudo. Nos sub-capítulos seguintes apresenta-se os resultados do processo de validação dos dados meteorológicos (§ IV.1.2.1). Posteriormente, realiza-se uma análise individualizada de cada um dos parâmetros monitorizados avaliando-se qual dos anos se aproxima mais da normal climatológica usada (§ IV.1.2.2).

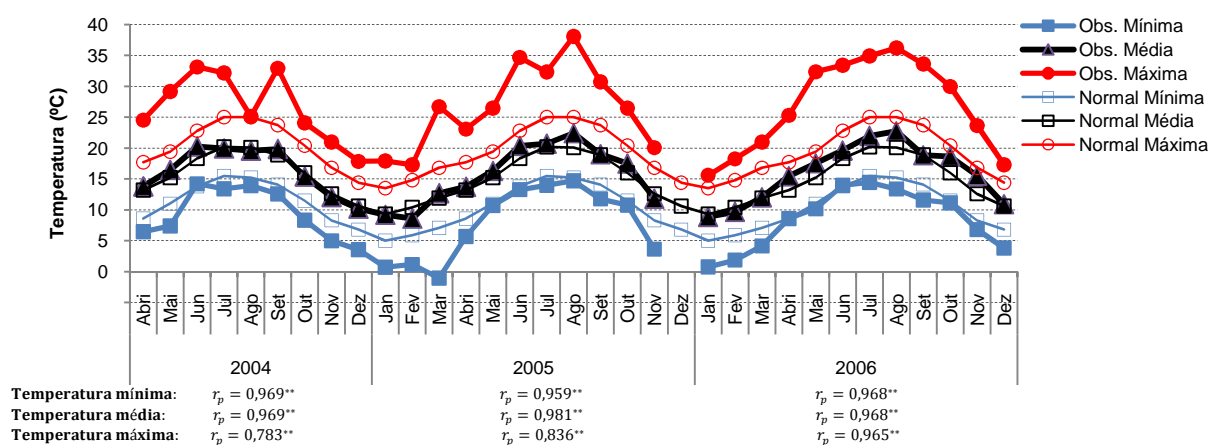
### 1.2.1 Validação dos dados

O processo de validação dos dados é uma operação de extrema importância, uma vez que é a partir desta fase que se pode ter segurança nos valores registados. A análise dos dados recolhidos entre Abril de 2004 a Dezembro de 2006 revela percentagens de dados válidos, em todos os parâmetros medidos, igual ou superior a 90%: temperatura e radiação solar 95%, velocidade do vento 91%, e direcção do vento 93%. De salientar que cerca de 5% do tempo total analisado corresponde a períodos em que a estação esteve parada, eventualmente por interrupção do fornecimento de energia eléctrica. A maior lacuna de informação registou-se em Dezembro de 2005, traduzida na ausência quase completa de informação durante este período. Note-se porém que a radiação solar sofre influência da luminosidade urbana registando valores elevados nomeadamente no período nocturno, pelo que não será considerada nas análises subsequentes.

### 1.2.2 Análise dos parâmetros meteorológicos

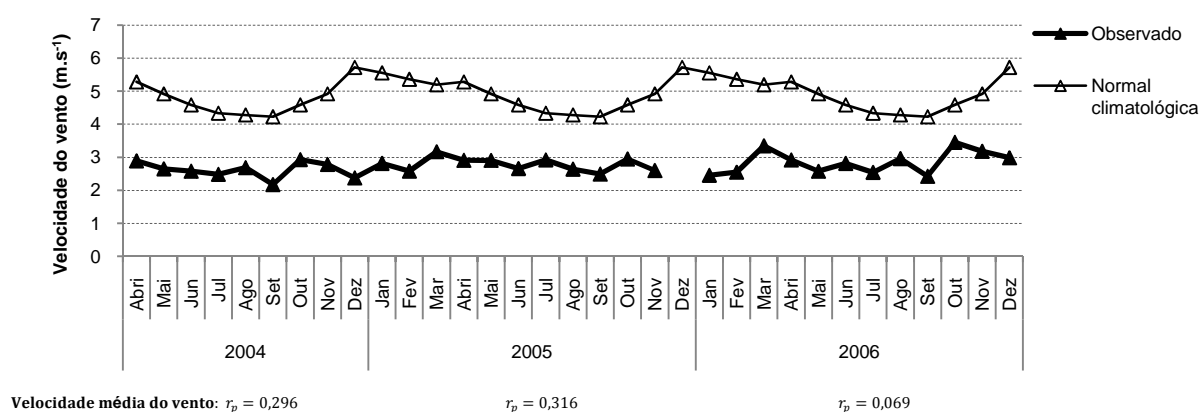
A análise dos dados de temperatura (Figura IV.3), velocidade (Figura IV.4) e direcção do vento (Figura IV.5) para o período entre 04/2004 e 12/2006 indica que 2006 é o ano com menos oscilações nomeadamente para temperaturas extremas. O coeficiente de correlação de Pearson para a temperatura mínima, média e máxima, entre a normal climatológica e os

valores observados, indica que a correlação é forte e positiva com nível de significância de 1% para os três anos em análise (Figura IV.3 e IV.4). Neste caso, o ano de 2006 é o ano mais próximo da normal com correlações sempre superiores a 0,96. No que respeita à velocidade de vento, a correlação com a normal climatológica é fraca para todos os períodos analisados e sem significado estatístico (Figura IV.4). Em relação à frequência do vento para as 9 UTC, em função da direcção (Figura IV.5), a correlação é positiva e moderada, sem significado estatístico, enquanto no caso da velocidade em função da direcção, a correlação é forte para ambos os anos, mas superior e estatisticamente significativa para 2006 ( $p < 5\%$ ). Assim, dado as variáveis analisadas indicarem que, no período em análise, o ano de 2006 se aproxima mais da normal climatológica em estudo, as análises subsequentes serão efectuadas com base neste período.



Nota: \* Significância de 5%; \*\* Significância de 1%.

Figura IV.3 – Coeficiente de correlação de Pearson da temperatura mínima, média e máxima (°C) mensal, entre a normal climatológica da estação da Serra do Pilar (1971/2000) e os valores observados na EMA localizada junto da VCI, para o período compreendido entre 04/2004 e 12/2006.



Nota: \* Significância de 5%; \*\* Significância de 1%.

Figura IV.4 - Coeficiente de correlação de Pearson da velocidade do vento ( $m.s^{-1}$ ) mensal, entre a normal

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

climatológica da estação da Serra do Pilar (1971/2000) e os valores observados na EMA localizada junto da VCI, para o período compreendido entre 04/2004 e 12/2006.

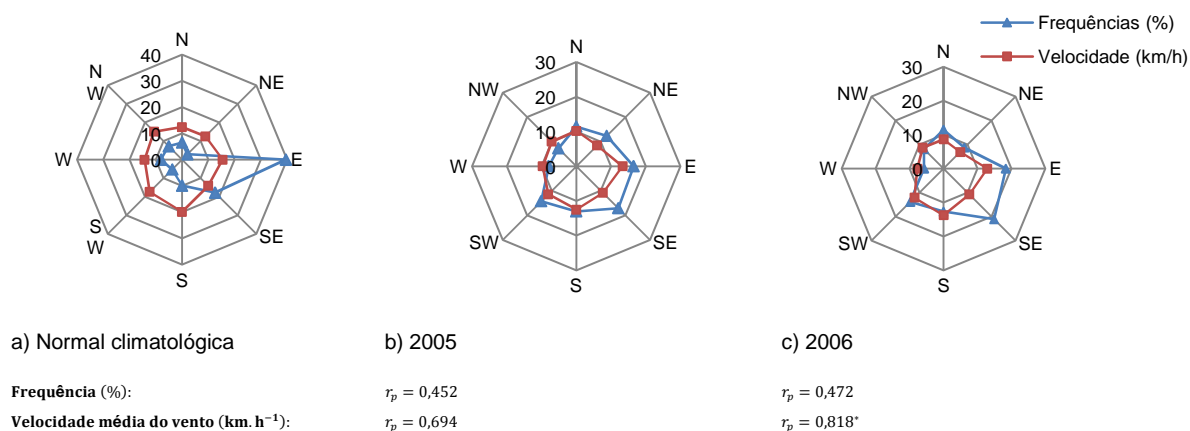


Figura IV.5 - Direcção de vento (°) média anual às 9 UTC, para a normal climatológica (a) da estação da Serra do Pilar (1971/2000) e para os valores observados na EMA localizada junto da VCI, para os anos 2005 (b) e 2006 (c).

A análise dos dados para o ano de 2006 mostra, como seria de esperar, a existência de temperaturas mais altas para os meses de Verão relativamente aos meses de Inverno. Em média a temperatura anual foi de  $16,3 \pm 4,4$  °C. Os valores extremos foram de 0,8 °C (Janeiro) e 36,2 °C (Agosto), representando uma amplitude térmica de 35,4 °C (Figura IV.3). Relativamente à variação da temperatura ao longo do dia, verifica-se que os valores mais baixos registam-se ao nascer do sol, essencialmente entre as 05:00 UTC e as 08:00 UTC, enquanto os valores mais elevados registam-se no período da tarde entre as 12:00 UTC e as 17:00 UTC.

Em relação à intensidade do vento, o valor médio anual, em 2006, foi de  $2,9 \pm 1,3$  m.s<sup>-1</sup>. As velocidades mais elevadas são atingidas preferencialmente no Outono e Inverno com ventos que sopram de sul (S) e sudoeste (SW). O valor máximo registado verificou-se em Novembro, com 10,7 m.s<sup>-1</sup>. Durante os meses de Verão, a direcção do vento predominante é de noroeste (NW), embora haja um contributo significativo de ventos de norte (N) e sudoeste (SW). Relativamente à variação ao longo do dia verifica-se que a velocidade do vento vai aumentando gradualmente, atingindo valores máximos entre as 14:00 UTC e as 17:00 UTC. Ao final da tarde, a velocidade do vento começa a reduzir, até atingir os valores mínimos durante o período da noite.

Como pode ser observado na Figura IV.6, o comportamento da estabilidade ao longo do ano mostra que durante o Inverno de 2006, especialmente durante o mês de Dezembro, é registada uma diminuição das condições de instabilidade (classes A, B e C) e um aumento

da frequência de ocorrência de condições de estabilidade neutra (classe D) enquanto no Verão, nomeadamente durante o mês de Junho, se regista uma situação inversa. Desta forma, o período de Verão é propício a uma maior dispersão dos poluentes enquanto no Inverno, a dispersão é menor, propiciando à sua acumulação.

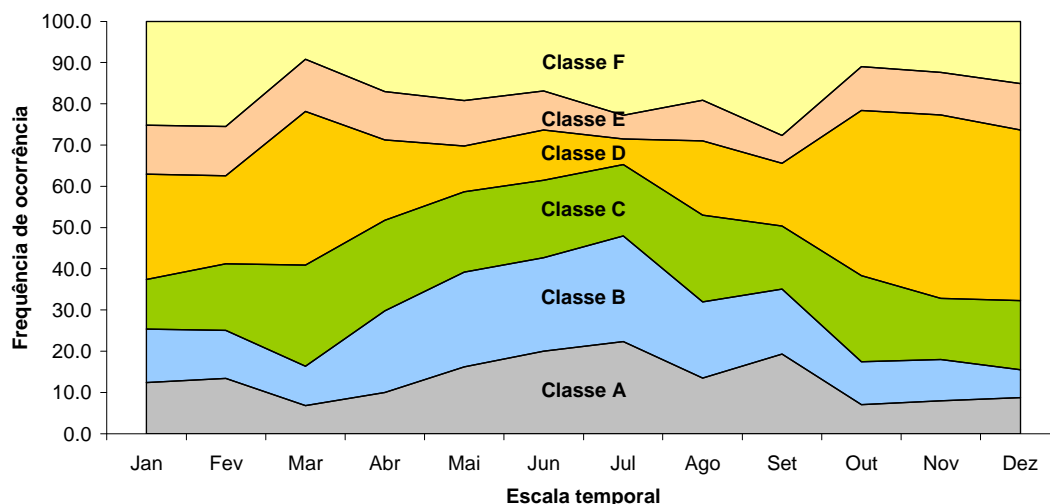


Figura IV.6 - Classes de estabilidade Pasquill-Gilford mensais, calculada para a EMA localizada junto da VCI, para o ano de 2006.

## 2 Emissões atmosféricas

Um inventário de emissões atmosféricas baseia-se numa compilação das estimativas das emissões de poluentes classificados de acordo com os diferentes tipos de fontes de emissão e actividades associadas num determinado período de tempo. Estes inventários são um instrumento indispensável para todos os estudos de poluição atmosférica, não só por fornecerem uma estimativa das principais fontes de poluição e quantidade de poluentes emitidos, como também por serem essenciais para estudos de modelação atmosférica (Seinfeld & Pandis, 2006).

A qualidade de uma determinada base de dados de emissões não é uniforme e está directamente dependente, não só dos dados usados nas estimativas efectuadas durante o processo de inventariação, como também do tipo de aproximações utilizadas. Outro aspecto importante, nem sempre considerado, é o comportamento dinâmico das fontes de emissão, isto é, um inventário de emissões deve ser actualizado ao longo do tempo (Baldasano et al., 1998).

Em geral, os inventários de emissões atmosféricas agregam as estimativas em três tipos

diferentes de fontes: fontes em área, compreendem emissões difusas, com uma distribuição mais ou menos homogénea, podendo incluir fontes de pequena dimensão e /ou dificilmente identificáveis; fontes em linha, de um modo geral associadas às fontes móveis, como sejam o tráfego rodoviário, caminhos-de-ferro, tráfego aéreo, etc.; e fontes pontuais que englobam instalações industriais que, pela sua dimensão, pelo seu contributo para as emissões totais ou ainda pelo tipo de poluente emitido, justificam um tratamento individual.

O cálculo das emissões atmosféricas é um processo árduo e moroso, nomeadamente quando se pretende desenvolver cenários. No caso do cálculo das emissões atmosféricas em área, a morosidade prende-se, não só com a organização dos dados de entrada mas também na desagregação espacial da informação. Relativamente às emissões em linha, o processo é ainda mais complexo e moroso uma vez que o cálculo depende de uma série de variáveis como o poluente, a categoria do veículo, a cilindrada, a tara, o combustível, a idade, a velocidade de circulação, o factor de carga, a inclinação da via, e a temperatura do ar. No que respeita às emissões pontuais, o processo é também complexo, uma vez que as variáveis a considerar variam consideravelmente em função do sector de actividade. Assim, a escolha das metodologias de elaboração de inventários de emissões é o primeiro passo para garantir uma boa precisão das estimativas da concentração de poluentes.

## 2.1 Inventários de emissões atmosféricas em Portugal

Os inventários de emissões de poluentes atmosféricos em Portugal iniciaram-se em 1985 com o Plano Energético Nacional, o Programa de Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) e o Programa *CORe INventory of AIR emissions* (CORINAIR 85), para alguns sectores de actividade e para quatro poluentes: NO<sub>x</sub>, COVNM e SO<sub>2</sub>. Mais tarde novos inventários são produzidos como o CORINAIR 90 onde são adicionados novos poluentes designadamente CO, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e NH<sub>3</sub>. Em 1992 foi realizado um inventário alargado para a *United Nations Framework Conventions on Climate Change* (UNFCCC) e que abrangeu os poluentes CO, NO<sub>x</sub>, COVNM, SO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O tendo sido também alargada as actividades de forma a não englobar somente as emissões provenientes dos processos de combustão. A metodologia, passou não só a estar enquadrada por objectivos internacionais, seguindo a segunda edição da metodologia CORINAIR90, *Default Emission Factors Handbook* do programa EMEP, como também sujeita a processos de revisão internacionais de modo a que “o inventário se tornasse uma peça estruturada, transparente, consistente, completa e precisa” (Boavida et al., 2006).

Actualmente existem três inventários de emissões atmosféricas oficiais para Portugal, elaborados com base em metodologias distintas: o inventário EMEP (EMEP, 2009), o inventário UNFCCC (APA, 2007a), e o inventário *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE) (APA, 2007b). Para a desagregação espacial das emissões nacionais, a APA usa o inventário UNECE. Assim, embora numa primeira fase se analisem os três inventários oficiais, ao longo de todo o trabalho é adoptado o inventário UNECE como base de trabalho. Em nenhum destes inventários são incluídas as emissões de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>. Desta forma as análises subsequentes para o estudo do C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> baseiam-se no CO, poluente com correlação com o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (§ III.3).

A análise dos valores de emissão total de CO dos três inventários de emissões atmosféricas disponíveis para Portugal, no período compreendido entre 1990 a 2006<sup>10</sup>, permite identificar algumas diferenças. O inventário EMEP é o único que não inclui as emissões biogénicas dado este inventário se centrar na análise de emissões resultantes de processos de combustão. Desde 1990 que se regista uma flutuação média anual de  $\pm 7\%$ , contudo, a tendência é de redução de cerca de 1,5% anuais. Porém, globalmente, a evolução temporal das emissões de CO em Portugal registou uma tendência de decréscimo de cerca de 26% nos últimos 10 anos. (Figura IV.7).

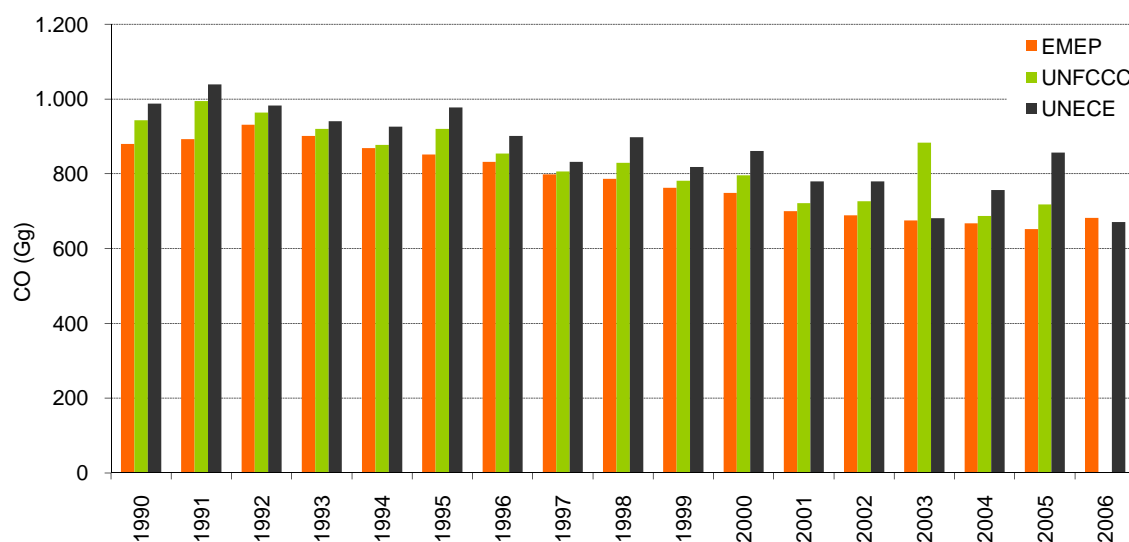


Figura IV.7 - Emissões atmosféricas totais em Portugal para o CO, entre 1990 e 2006 (EMEP (2009); APA (2007a); APA (2007b)).

Em 2006, cerca de 92% das emissões totais de CO são provenientes de fontes

<sup>10</sup> Os dados usados correspondem aos inventários submetidos em 2007.



antropogénicas (APA, 2007b). Destas fontes, o sector dos transportes rodoviários constituiu a fonte de maior peso com cerca de 65% face ao total (Tabela IV.2).

Tabela IV.2 - Emissões atmosféricas de CO, para Portugal em 2006 (APA, 2007b).

Sector de actividade		Emissões de CO	
		Gg	%
Emissão para o sector de:	Produção de energia	3,8	1,0
	Indústria transformadora e construção	94,5	25,4
	Transportes	240,7	64,8
	Comercial e instituições	6,1	1,6
	Zonas residenciais	0,8	0,2
	Agricultura	25,7	6,9
Emissão antropogénicas totais		618,1	92,3
Emissões biogénicas		51,3	7,7
Emissões totais		669,4	100,0

Diversos estudos mostram que as emissões associadas ao sector dos transportes têm-se tornado gradualmente uma das maiores fontes de poluição das grandes cidades, causando, directa ou indirectamente, efeitos negativos sobre a qualidade do ar e consequentemente na saúde humana, quer pela sua perigosidade, quer pelos montantes emitidos (Barros et al., 2005; Monteiro et al., 2005; Orthofer & Winiwarer, 1998). Cada litro de combustível que é queimado produz, aproximadamente, 100 g de CO, 30 g de NO<sub>x</sub>, 20 g de COVNM, 2,5 kg de CO<sub>2</sub> e uma variedade de outras emissões que incluem compostos sulfúricos e partículas finas (UE, 2003). Assim, a nível europeu, o controlo das emissões proveniente deste sector divide-se em duas frentes: por um lado regular as emissões dos veículos obrigando os construtores a aperfeiçoarem os seus modelos e os condutores a mantê-los em boas condições de funcionamento, por outro lado, regular a qualidade dos combustíveis de forma a incorporarem menos poluentes. No entanto, apesar dos esforços efectuados pela União Europeia em matéria de gestão e de evolução tecnológica, o efeito positivo na qualidade do ar encontra-se actualmente ameaçado pelo crescente número de veículos em circulação, registando-se, em Portugal, um aumento de 18% do parque automóvel entre 2000 e 2008 (ISP, 2008). Porém, desde 1992 que as emissões de CO provenientes dos transportes rodoviários, em Portugal, tem diminuído. Contudo, à semelhança do que acontece na União Europeia, esta tendência tem potencial para ser mais acentuada caso o número de veículos se atenuem (Figura IV.8).

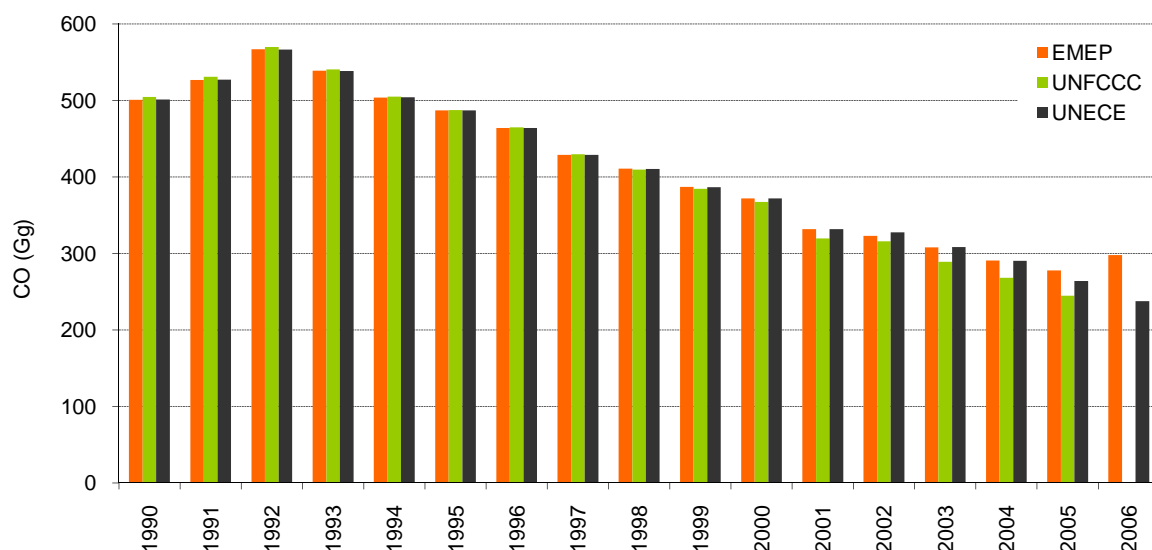


Figura IV.8 - Emissões atmosféricas provenientes do sector dos transportes rodoviários em Portugal para o CO, entre 1990 e 2006 (APA, 2007a; 2007b; EMEP, 2009).

Como referido, além dos inventários em que são contabilizados os totais nacionais, por sector de actividade, a APA publicou ainda um inventário nacional com alocação espacial, ao nível do concelho, para as emissões atmosféricas totais, antropogénicas e biogénicas, referentes aos anos de 2003 e 2005 baseados no inventário UNECE (Boavida et al., 2006; 2008). O inventário inclui, ao nível das fontes antropogénicas, vários sectores de actividade, nomeadamente: combustão em centrais térmicas e indústria; transportes; combustão comercial e residencial; e agricultura. O relatório engloba vários poluentes: CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, COVNM, PM<sub>10</sub>, NH<sub>3</sub>, Pb, Cd e Hg (Boavida et al., 2006; 2008).

De acordo com Boavida et al. (2008), em 2005, o CO é maioritariamente emitido nas zonas urbanas. Por outro lado, as fontes pontuais, são responsáveis por cerca de 12% das emissões deste poluente. Ainda segundo o mesmo relatório, para o cálculo das emissões pontuais em Portugal Continental foram consideradas 38 fontes pontuais de emissão para este poluente, valor muito superior às 13 grandes fontes pontuais classificadas pelo programa *European Pollutant Emission Register (EPER)*<sup>11</sup>, em 2004 (EuroGeographics, 2009) e que permite melhorar o processo de desagregação das emissões.

A análise deste relatório indica que na AMP, os valores máximos de emissão antropogénica de CO localizam-se na cidade do Porto e concelhos limítrofes como Matosinhos e Maia,

<sup>11</sup> O programa EPER foi actualmente substituído pelo programa *Pollutant Release and Transfer Register (PRTR)*.

locais com mais fontes de emissão rodoviárias e industriais. A Norte destes concelhos situam-se as zonas do domínio com menor emissão antropogénica por área. Relativamente às emissões biogénicas, verifica-se, como seria de esperar, que os menores valores de emissão são geralmente registados no concelho do Porto, dada a reduzida presença de fontes deste tipo. Os valores máximos localizam-se a Este (E) do Porto, nomeadamente em Penafiel, Arouca e Vale de Cambra (Figura IV.9).

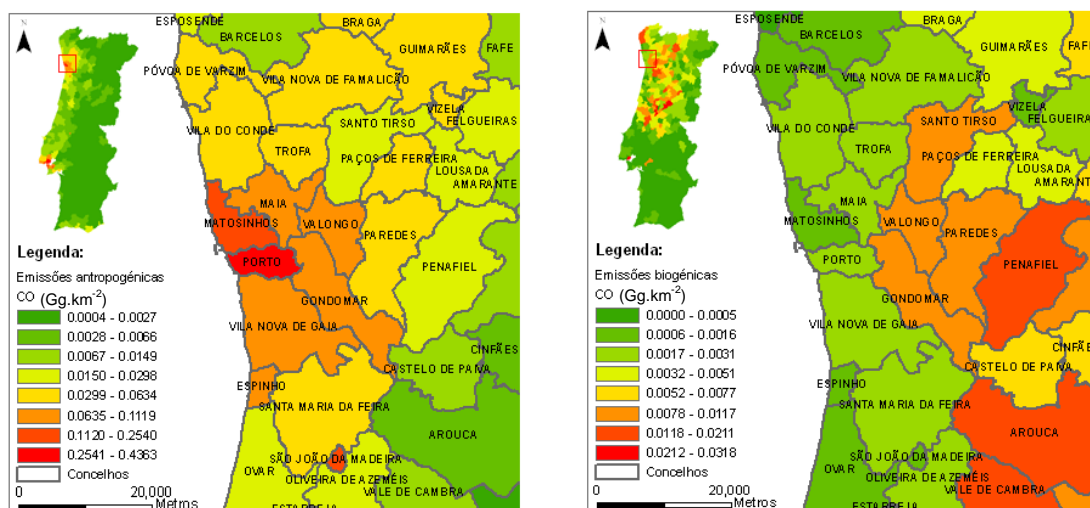


Figura IV.9 - Emissões atmosféricas antropogénicas e biogénicas de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: Boavida et al., (2008)).

## 2.2 Modelação das emissões

Segundo a Directiva 2008/50/CE, os Estados-Membros devem designar as autoridades competentes para a gestão e avaliação da qualidade do ar, que em Portugal é actualmente da competência das Comissões de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR), na sua área de jurisdição. No âmbito da aplicação deste diploma, estas entidades podem avaliar a qualidade do ar através da monitorização permanente de poluentes em estações fixas, através da realização de campanhas periódicas ou através da modelação e da realização de inventários de emissões atmosféricas.

Os inventários de emissões são uma ferramenta fundamental de apoio à avaliação e gestão da qualidade do ar, quer a nível local, regional e global. Para o cálculo das emissões em área várias são as metodologias desenvolvidas, nomeadamente os métodos EMEP, UNFCCC e UNECE referidos anteriormente. Estas metodologias baseiam-se em factores socioeconómicos adequados para cada um dos diferentes sectores de actividade

designadamente tráfego, uso de solventes, combustão industrial e residencial, processos industriais, etc..

Apesar de vários modelos de emissões em área desenvolvidos nos últimos anos, como o *Area Source Emissions Model* - ASEM (Barnard et al., 1998), o EMICAT2000 (Parra et al., 2006) e a base de dados POLAR 2 (Monteiro et al., 2001), a maior parte deles não se encontra directamente acessíveis ou a leitura e a própria estrutura dos dados dos modelos não se ajusta ao formato dos dados existentes em Portugal.

Relativamente às emissões em linha, vários métodos têm sido desenvolvidos desde os anos 70 (EC, 2003). O método mais antigo para estimativa destas emissões, estabelecido oficialmente, explora o facto de que a média de emissões durante uma viagem varie de acordo com a média da velocidade da viagem. Devido às possíveis diferenças de operações de uma mesma média de velocidade, outros métodos tentaram classificar a operação tendo isto em atenção. As viagens são especificadas não só pela velocidade dos veículos, mas também por outras variáveis que definem a quantidade de variação de velocidade como por exemplo as características dos veículos, o factor de carga, o tipo de via, etc.. O terceiro tipo de modelo de geração de emissões em linha, utiliza para além da velocidade do veículo, uma segunda variável numérica para descrever com maior pormenor a operação do veículo e que normalmente corresponde a uma taxa de aceleração (EC, 2003). Nos últimos anos, embora tenham sido desenvolvidos vários modelos de emissões em linha como o *Transport Emission Model for Line Sources* - TREM (Tchepele, 2003), o *International Vehicle Emissions* - IVE (GSSR, 2004), o *Traffic Emissions and Energetics* - TEE (Agostini et al., 2005), e o *Computer programme to calculate emissions from road transport* - COPERT (Gkatzoflias et al., 2007), verifica-se que a acessibilidade de alguns dos modelos, bem como a sua estrutura limita a sua aplicabilidade para os dados disponíveis em Portugal.

Face à importância das emissões no desenvolvimento deste trabalho e à dificuldade na obtenção de modelos compatíveis com os dados existentes em Portugal, foi desenvolvido um novo modelo direccionado para o cálculo de emissões atmosféricas, *Area, Line and Source Point Emission Model* - ARLIPE. Com esta aplicação, pretendeu-se não só produzir um software à medida dos dados nacionais, dispondo de uma interface amigável, mas também aumentar a eficiência do processamento dos dados possibilitando a definição de cenários cada vez mais complexos. As metodologias implementadas pelo modelo são

descritas no Anexo D. Nos próximos sub-capítulos descrevem-se detalhadamente a metodologia desenvolvida para a construção dos cenários de referência.

## 2.2.1 Emissões em área

### 2.2.1.1 Metodologia

Segundo Orthofer & Winiwarter (1998), as emissões devem ser desagregadas para a área administrativa mais reduzida onde as fontes de actividade estão localizadas. Na impossibilidade de utilização da metodologia *bottom-up*, recorre-se frequentemente à metodologia *top-down*. Assim, para a estimativa das emissões em área para o domínio em estudo, usou-se o modelo ARLIPE que implementa a metodologia *top-down* para a desagregação das emissões. Esta metodologia implementa a regra da proporcionalidade directa permitindo a desagregação das emissões atmosféricas, por exemplo, ao nível da freguesia (NUT V) (Anexo D).

Como regra, todas as fontes de emissões são facilmente localizáveis, como as vias de tráfego ou as grandes zonas industriais, podendo ser directamente alocadas à respectiva unidade administrativa. Contudo, a metodologia de desagregação espacial aplicada diverge entre autores dependendo por vezes não só da sensibilidade mas também da acessibilidade aos dados mais adequados e nem sempre disponíveis (Baldasano et al., 1998; Boavida et al., 2008; Carvalho, 2006; Monteiro et al., 2001). Neste sentido, a análise de sensibilidade para a selecção das variáveis usadas no processo de desagregação das emissões torna-se num processo fundamental para a obtenção de boas estimativas da concentração de poluentes.

Apesar da APA dispor de bases de dados de emissões espacial para Portugal, desagregada por concelho (NUT IV) (Boavida et al., 2006; 2008), este nível de desagregação espacial não é suficientemente descritivo para o presente estudo dado o seu carácter urbano. Além disso, a desagregação das emissões de alguns importantes sectores de actividade como os transportes rodoviários, baseado apenas no tráfego em auto-estradas e na população, apresentam alguns problemas de distribuição espacial das emissões. Neste sentido foram desenvolvidas duas estratégias complementares para desagregação das emissões para o nível de freguesia (NUT V):

1. **Ref. 1:** baseado no inventário UNECE para 2005, com base espacial em concelho (Boavida et al., 2008);

2. **Ref. 2:** baseado na aplicação de uma metodologia semelhante à de Boavida et al. (2008) usando o inventário UNECE com base espacial nacional (APA, 2007b). No seguimento da análise realizada no capítulo IV.1, foram usados os dados de emissões para Portugal Continental para o ano de referência de 2006.

Para a Ref. 2 foi efectuada a desagregação das emissões por sector de actividade baseada na *Nomenclature for Reporting* (NFR). Consideraram-se não só as emissões antropogénicas agrupadas em seis grandes sectores de actividade, mas também as emissões biogénicas:

1. **Produção de energia:** inclui a produção pública de electricidade e calor (NFR 1A1a) e empresas de refinamento de petróleo (NFR 1A1b);
2. **Indústria transformadora e construção:** engloba as indústrias de manufatura e construção (NFR 1A2) e emissões fugitivas das indústrias de óleo e gás natural (NFR 1B2). Inclui ainda as emissões provenientes das indústrias com processos industriais (NFR 2), uso de solventes e outros produtos (NFR 3) assim como emissões de actividades decorrentes da gestão de resíduos (NFR 6);
3. **Transportes rodoviários:** inclui as emissões provenientes dos automóveis rodoviários (NFR 1A3b) assim como emissões decorrentes da evaporação da gasolina (NFR 1A3bv);
4. **Comércio e instituições:** engloba as emissões provenientes do comércio e instituições públicas e privadas como escolas, hospitais, e outras instituições prestadoras de serviços (NFR 1A4a);
5. **Zonas residenciais:** inclui habitações do tipo propriedade vertical (NFR 1A4bi) e horizontal (NFR 1A4bii);
6. **Agricultura, floresta e pescas:** engloba as emissões de fontes pontuais (NFR 1A4ci), emissões decorrentes de utilização de veículos (NFR 1A4cii), pescas (NFR 1A4ciii) e agricultura (NFR 4);
7. **Biogénicas:** inclui as emissões provenientes do uso do solo e florestas (NFR 5). De acordo com o inventário, foram apenas consideradas as emissões de CO, NO<sub>x</sub> e COVNM.

Alguns estudos (Carvalho, 2006; Monteiro et al., 2001) baseiam o processo de desagregação das emissões atmosféricas no uso de combustíveis (Figura IV.10). Contudo, dada a forte ligação destas variáveis à indústria, por vezes, quando usadas noutros sectores de actividade, apresentam alguns problemas, pelo que se torna importante a exploração de variáveis alternativas. Assim, no processo de estimativa das emissões desenvolvido, foram

realizados diversos testes de desagregação considerando os parâmetros referidos na Tabela IV.3. Neste processo procurou-se usar a informação mais próxima do ano de referência das emissões a desagregar. A análise da distribuição foi efectuada com base na distribuição da variável que irá servir de desagregação e com base no desempenho do modelo de qualidade do ar.

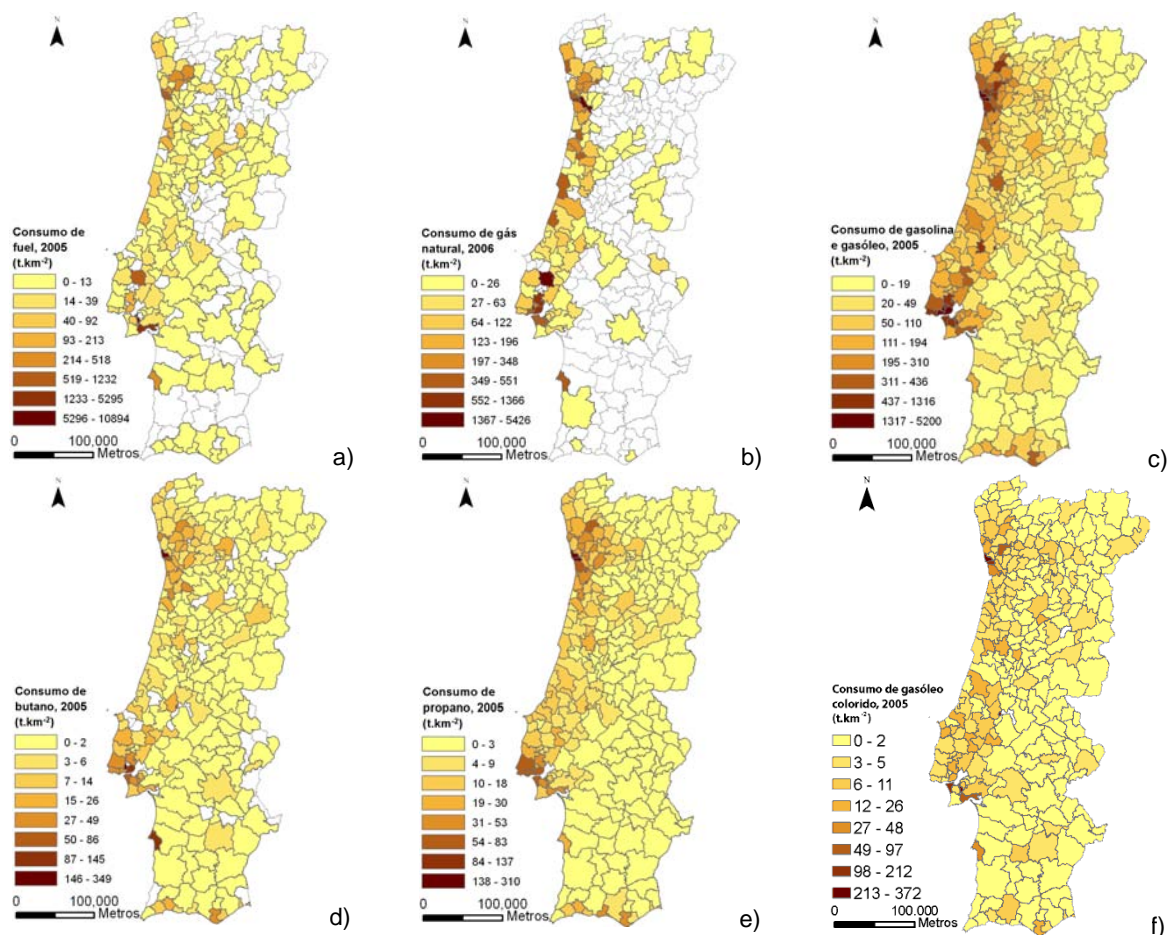


Figura IV.10 - Consumo de combustíveis em Portugal por concelho ( $t.km^{-2}$ ), para 2005/2006: a) fuel; b) gás natural; c) gasolina e gasóleo; d) butano; e) propano; f) gasóleo agrícola (Adaptado: INE, (2007a)).

Tabela IV.3 - Cenários considerados para a desagregação das emissões atmosféricas em área, por sector de actividade (o ano de referência de 2006).

Actividade		NUT IV (concelho)	NUT V (freguesia)
Antropogénicas	Produção de energia	-	Indústrias EPER em 2004 <b>(EuroGeographics, 2009)</b>
		Número de empresas e sociedades com produção e distribuição de electricidade, gás e água em 2005 <b>(DGE, 2009)</b>	População residente em 2001 (INE, 2007a)
		Consumo de fuel em 2005 e gás natural em 2006 <b>(DGE, 2009)</b>	População residente em 2001 (INE, 2007a)
	Indústria transformadora e construção	-	Indústrias EPER em 2004 <b>(EuroGeographics, 2009)</b>
		Número de empresas e sociedades ligadas à indústria extractiva, transformadora e construção em 2006 (INE, 2007a)	População residente em 2001 (INE, 2007a)
		Consumo de fuel em 2005 e gás natural em 2006 <b>(DGE, 2009)</b>	População residente em 2001 (INE, 2007a)
	Transportes rodoviários	Consumo de gasolina (aditivada, IO95, I98) gasóleo em 2004 <b>(DGE, 2009)</b>	População activa ou população residente em 2001 (INE, 2007a)
		Parque automóvel seguro em 2005 (ISP, 2003)	População residente em 2001 (INE, 2007a)
		Número de trabalhadores em empresas e sociedades em 2006 (INE, 2007a)	População residente em 2001 (INE, 2007a)
	Comércio e instituições	Consumo de butano e propano em 2005 <b>(DGE, 2009)</b>	População residente (2001) ou número de edifícios em 2004 (INE, 2007a)
		-	Número de edifícios em 2001 (INE, 2007a)
	Zonas residenciais	-	População residente em 2001 (INE, 2007a)
	Agricultura, floresta e pescas	Consumo de gasóleo colorido em 2005 <b>(DGE, 2009)</b>	População do sector primário ou superfície agrícola utilizada em 1999 (INE, 2007a)
-		Superfície agrícola utilizada em 1999 (INE, 2007a)	
Biogénicas	Área ardida (Boavida et al., 2008)	-	

NOTA: A negrito estão sinalizados os cenários de desagregação das emissões escolhidos para o desenvolvimento do presente estudo.

Para a desagregação das emissões atmosféricas provenientes dos sectores da produção de energia e da indústria extractiva, transformadora e construção, de NUT I para NUT IV, foi testado o número de empresas EPER de cada um destes sub-sectores (Figura IV.11a). A utilização desta variável aloca emissões apenas às freguesias onde existem grandes fontes pontuais, descurando as de menor dimensão. Assim, na desagregação das emissões destes sectores foi testado o número de empresas e sociedades relacionadas com o sector, isto é: no sector da produção de energia testou-se o número de empresas e sociedades com produção e distribuição de electricidade, gás e água (Figura IV.11b); e no sector da indústria extractiva, transformadora e construção, testou-se, à semelhança de outros estudos (Boavida et al., 2006), o número de empresas e sociedades ligadas à indústria extractiva, transformadora e construção (Figura IV.11c). A utilização destas variáveis aloca grande



quantidade de emissões aos grandes centros urbanos e menor quantidade a concelhos como Matosinhos e Sines onde se localizam as refinarias petrolíferas uma vez que a dimensão destas empresas não é tida em conta. Para corrigir este problema, alguns estudos utilizam o consumo de combustíveis (Boavida et al., 2006). Assim, no caso das emissões atmosféricas provenientes destes dois sectores de actividade foi usado o consumo de fuel (Figura IV.10a) e o consumo de gás natural (Figura IV.10b). A utilização desta variável corrige alguns problemas de alocação espacial uma vez que a dimensão da empresa é aqui tida em conta. Para a desagregação de NUT IV para NUT V foi usada a população residente (Figura IV.11d).

Em relação ao sector dos transportes rodoviários, verifica-se que a utilização dos consumos de combustíveis nomeadamente gasolinas e gasóleo (Figura IV.10c) apresenta valores um pouco enviesados, nomeadamente nos centros urbanos. Apesar de grande parte dos abastecimentos de combustíveis serem realizados nas grandes cidades, as emissões são ainda superiores não só devido às deslocações pendulares e consequentemente devido ao elevado volume de tráfego aí registado, mas também à diminuição das velocidades médias de circulação e consequente aumento dos factores de emissão (Barros et al., 2004b). Outro dos problemas associados à utilização desta variável é o baixo consumo registado nas zonas fronteiriças. Embora nos últimos anos se registre uma diminuição das vendas de combustíveis nestas zonas, devido aos baixos preços praticados no país vizinho, em termos de emissão a realidade é diferente. A utilização do parque automóvel seguro (Figura IV.11e) corrigiria este erro já que representa a fonte de emissão deste sector de actividade contudo, o uso desta variável apresenta também alguns problemas nomeadamente no que respeita às deslocações pendulares. Para minimizar todas estas questões, usou-se a população ao serviço das empresas e sociedades (Figura IV.11f). Para a desagregação das emissões de NUT IV para NUT V usou-se a população residente (Figura IV.11d).

No sector do comércio, instituições e zonas residenciais, verifica-se que a comparação das diferentes variáveis em análise, isto é, o consumo de butano e propano (Figura IV.10d,e), a distribuição da população residente e a distribuição dos edifícios (Figura IV.11d) apresentam um padrão bastante semelhante. Todavia, no que respeita à distribuição de butano e propano, combustíveis normalmente associados ao sector doméstico, embora tenham vindo a ser cada vez mais substituídos pelo gás natural, verifica-se que se registam valores elevados nos concelhos de Matosinhos e Sines, localização das duas centrais petroquímicas do país e que nada têm haver com este sector de actividade. Em relação à

diferença da distribuição da população residente, trata-se de uma variável que tem apenas em conta as zonas residenciais descurando o sector do comércio e instituições. No que respeita à utilização dos edifícios, apesar de não se dispor de informação relativa à sua dimensão, estes são a fonte de emissão associados a este sector de actividade pelo que no actual panorama é a variável disponível mais indicada para a desagregação destas emissões.

Para a desagregação das emissões atmosféricas provenientes do sector agrícola, floresta e pescas, a utilização do consumo de gasóleo agrícola (Figura IV.10), apresentada por alguns estudos (Carvalho, 2006; Monteiro et al., 2001), aloca grande parte das emissões em zonas junto dos grandes portos de mar como Matosinhos, Setúbal e Sines. Nestes locais, as emissões são provenientes do sector das pescas, porém grande parte destas emissões são realizadas em alto mar. Além disso, segundo a DGEG (2009), entre 1998 e 2006 apenas 1,9% da utilização de gasóleo colorido foi consumido no sector das pescas. Em relação ao sector da agricultura, verifica-se que, embora grande parte da população agrícola esteja localizada no Litoral Norte junto dos minifúndios (Figura IV.11g), as grandes áreas de produção agrícola situam-se essencialmente na zona Centro e Sul do país onde se localizam os grandes latifúndios (Figura IV.11h). A ausência de informação relativamente à área de floresta limpa faz com que a variável mais realista disponível para a desagregação das emissões seja a utilização da superfície agrícola utilizada (SAU) que corresponde às zonas onde a maioria destas emissões ocorrem.

Em relação às emissões biogénicas, o inventário UNECE estima-as para condições *standard* ( $T = 30^{\circ}\text{C}$  e  $\text{PAR} = 1000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) e de acordo com os requisitos do TAPM. Dada a dificuldade em obter variáveis de desagregação mais adequadas para este tipo de emissões como a densidade florestal, estas foram desagregadas com base na área ardida, única variável disponível para análise.

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

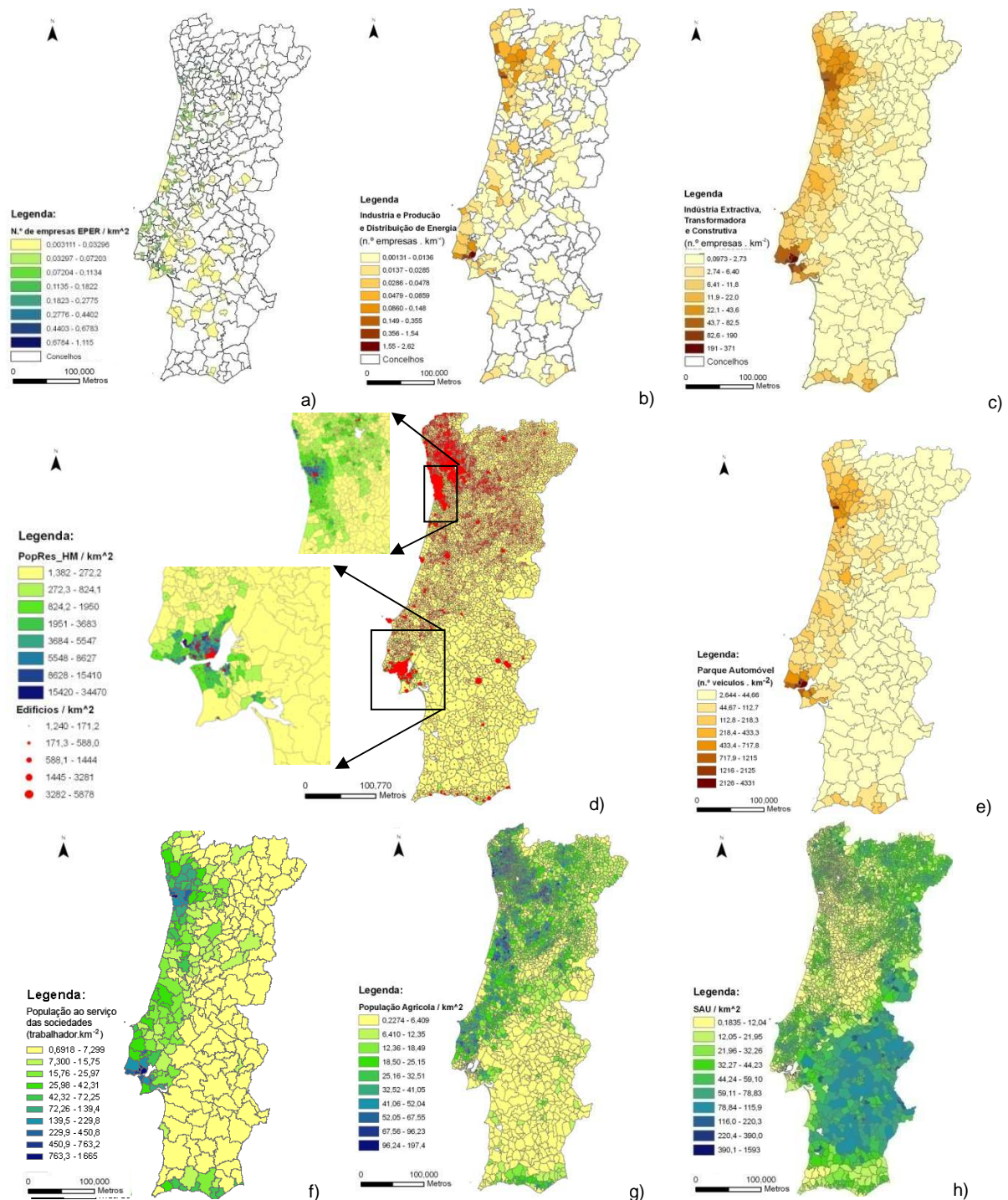


Figura IV.11 - Distribuição por concelho ou freguesia em Portugal Continental do: a) número de empresas EPER com emissões atmosféricas (empresas.km<sup>-2</sup>); b) número de indústrias de produção e distribuição de energia (empresas.km<sup>-2</sup>); c) número de empresas e sociedades do sector da indústria extractiva, transformadora e construção (empresas.km<sup>-2</sup>); d) população residente (habitantes.km<sup>-2</sup>) e número de edifícios (edifícios.km<sup>-2</sup>); e) parque automóvel (veículos.km<sup>-2</sup>); f) população ao serviço das sociedades (trabalhadores.km<sup>-2</sup>); g) população agrícola (trabalhadores.km<sup>-2</sup>); h) superfície agrícola utilizada (área agrícola.km<sup>-2</sup>) (Adaptado: INE (2007a); EuroGeographics (2009)).

De forma a efectuar a alocação espacial das emissões de modo mais realistas, antes de realizar o processo de desagregação espacial subtraíram-se às emissões totais da área em estudo, os valores de emissão das grandes fontes pontuais disponíveis referentes aos sectores da energia e da indústria. Embora tenham sido contactadas as empresas registadas no programa EPER, as respostas foram praticamente nulas. Assim, consideraram-se as fontes pontuais constantes no inventário de emissões atmosféricas da APA referente ao ano de 2005. Complementarmente, foram acrescentadas as emissões das indústrias EPER de Portugal referentes ao ano de 2004, apenas nos concelhos onde não existia qualquer tipo de emissão, dado que no inventário da APA não são identificadas as indústrias.

As emissões antropogénicas totais foram obtidas pela soma, por freguesia, das emissões dos seis sectores de actividade, bem como das emissões pontuais consideradas. Devido à incompatibilidade de informação entre os diversos organismos geradores, não foram estimadas as emissões para os concelhos da Trofa e Vizela localizados no domínio de estudo.

Embora a análise esteja centrada apenas na desagregação das emissões de CO, poluente com correlação com o  $C_6H_6$ , de modo a aumentar o nível de confiança dos resultados obtidos com o modelo de transporte e dispersão de poluentes, o inventário de emissões foi realizado também para os restantes poluentes monitorizados pelas estações da rede automática de monitorização da qualidade do ar localizada domínio de estudo,  $NO_x$ , COVNM,  $SO_x$  e  $PM_{10}$  (Anexo E), e que serão usados para validar o modelo TAPM. Para análise dos resultados, compararam-se as estimativas de CO obtidas para o ano de 2006 com as emissões de CO efectuadas pela APA, para o ano de 2005 (Boavida et al., 2008).

### **2.2.1.2 Resultados**

A análise comparativa entre os inventários de emissões de CO relativos aos anos de 2005 (Boavida et al., 2008) e 2006 (§ IV.2.2.1.1) exibem uma diminuição das emissões antropogénicas de cerca de 2% em Portugal e uma diminuição de cerca de 7% no concelho do Porto. Nos restantes concelhos da AMP, os padrões são semelhantes em ambos os processos de desagregação (Tabela IV.4). Estes valores são considerados aceitáveis face à diminuição de 4% das emissões de CO nacionais apontada pelo relatório UNECE. Além disso, note-se a diferença em relação às emissões pontuais consideradas. Quanto às

emissões biogénicas, verifica-se uma diminuição anual de aproximadamente 80% fruto do decréscimo acentuado dos fogos florestais registados em 2006.

Tabela IV.4 - Emissões atmosféricas de CO, para Portugal e para os concelhos da AMP, comparando os processos de desagregação Ref. 1 e Ref. 2.

		Emissões de CO (Gg.ano <sup>-1</sup> ) em:		Variação (%)
		2005	2006	
Portugal	<b>1. Total antropogénicas</b>	631,9	618,1	-2,2
	<b>a) Área</b>	550,3	535,4	-2,7
	<b>b) Pontuais</b>	81,6	82,7	1,3
	<b>2. Biogénicas</b>	210,6	51,3	-75,6
AMP	<b>1. Antropogénicas (sem pontuais)</b>	88,6	74,5	-15,9
	<b>a) Póvoa do Varzim</b>	3,81	3,05	-19,9
	<b>b) Vila do Conde</b>	5,30	3,89	-26,6
	<b>c) Santo Tirso</b>	4,04	3,91	-3,2
	<b>d) Trofa</b>	2,65	2,1	-20,8
	<b>e) Maia</b>	8,36	7,35	-12,1
	<b>f) Matosinhos</b>	12,15	10,4	-14,4
	<b>g) Valongo</b>	5,49	3,64	-33,7
	<b>h) Gondomar</b>	9,37	6,41	-31,6
	<b>i) Porto</b>	16,66	17,87	7,3
	<b>j) V. N. Gaia</b>	17,46	13,26	-24,1
	<b>l) Espinho</b>	2,02	1,46	-27,7
	<b>f) S. João da Madeira</b>	1,28	1,17	-8,6
	<b>2. Biogénicas</b>	4,7	1,2	-74,5

Em 2006, a análise preliminar da distribuição espacial das emissões antropogénicas totais de CO, por quilómetro quadrado, indica que, globalmente, os locais mais críticos são as grandes zonas urbanas de Lisboa e Porto. Na AMP, a cidade do Porto é o concelho que apresenta os valores de emissão total mais elevados, assim como nas freguesias limítrofes dos concelhos vizinhos da cidade do Porto. As freguesias com maiores emissões localizam-se no centro da cidade, São Nicolau, Sé, Bonfim e Cedofeita onde a densidade urbanística e populacional é também bastante elevada. As freguesias de Nevogilde, Massarelos e Foz do Douro são as zonas da cidade que apresentam valores mais reduzidos de emissões. Na restante AMP, a maioria das emissões concentram-se nos centros urbanos (Figura IV.12).

Em relação às emissões biogénicas de CO, verifica-se, como seria de esperar, que estas ocorrem fora dos grandes aglomerados populacionais. A zona Este da AMP é a que apresenta os valores mais elevados deste tipo de emissões, nomeadamente os concelhos de Penafiel, Arouca e Vale de Cambra (Figura IV.13).

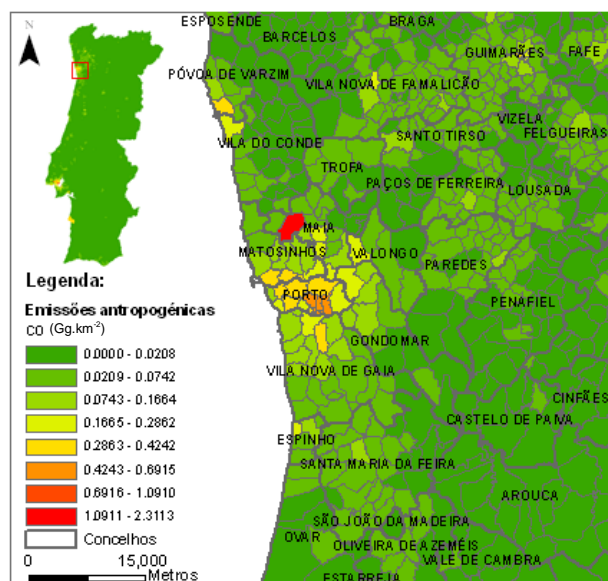


Figura IV.12 - Emissões atmosféricas antropogénicas, de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), por freguesia, na AMP em 2006.

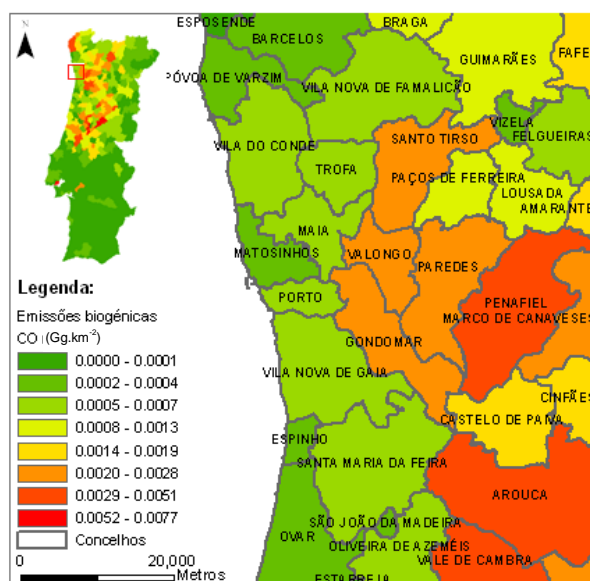


Figura IV.13 - Emissões atmosféricas biogénicas, de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), por concelho, na AMP em 2006.

No que respeita à distribuição das emissões atmosféricas em área de CO, provenientes do sector da produção de energia, indústria transformadora e construção, (Figura IV.14), verifica-se que estas se localizam, essencialmente, na zona litoral. Em Portugal, as zonas que registam valores mais elevados são o concelho de Alenquer, Marinha Grande, Sines e Área Metropolitana de Lisboa, locais onde se localizam os grandes pólos industriais do país. Na AMP destacam-se o concelho de Matosinhos e os concelhos vizinhos do Porto e Maia. É de salientar um pequeno foco de emissões localizado a noroeste e abrangendo os concelhos de Santo Tirso, Vila Nova de Famalicão e Guimarães. No Porto, as freguesias da zona central da cidade é onde foram alocadas mais emissões por área deste sector de actividade.

No caso das emissões atmosféricas em área de CO para os restantes três sectores de actividade, transportes rodoviários (Figura IV.15), comércio e instituições (Figura IV.16), e zonas residenciais (Figura IV.17) a análise dos resultados indica que os maiores focos de emissão se localizam nos principais centros urbanos do país: Lisboa e Porto. Na zona Norte, a cidade do Porto é onde se situa a maior fonte de emissões deste tipo em particular devido à concentração de muito do comércio e serviços localizados na zona central da cidade. As emissões concentram-se essencialmente na zona histórica da cidade do Porto nomeadamente nas freguesias da Sé e freguesias vizinhas, São Nicolau, Bonfim e Cedofeita, enquanto Nevogilde, Foz do Douro e Massarelos apresentam os valores mais

reduzidos. À medida que nos distanciamos do centro urbano, a emissão por área diminui atingindo valores mínimos nas zonas mais rurais dos concelhos de Vila do Conde, Maia e Gondomar.

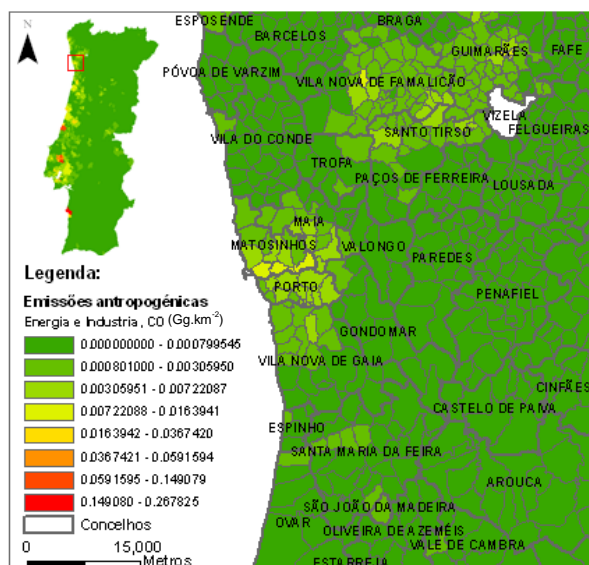


Figura IV.14 - Emissões atmosféricas de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), para o sector da produção de energia, indústria transformadora e construção, por freguesia, na AMP em 2006.

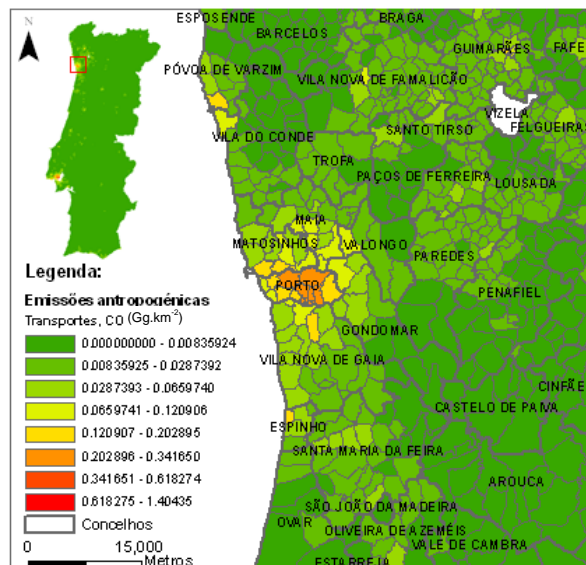


Figura IV.15 - Emissões atmosféricas de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), para o sector dos transportes rodoviários, por freguesia, na AMP em 2006.

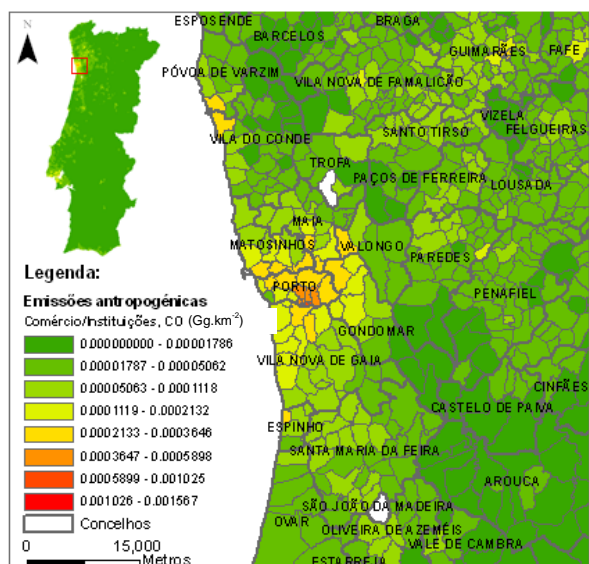


Figura IV.16 - Emissões atmosféricas de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), para o sector do comércio e instituições, por freguesia, na AMP em 2006.

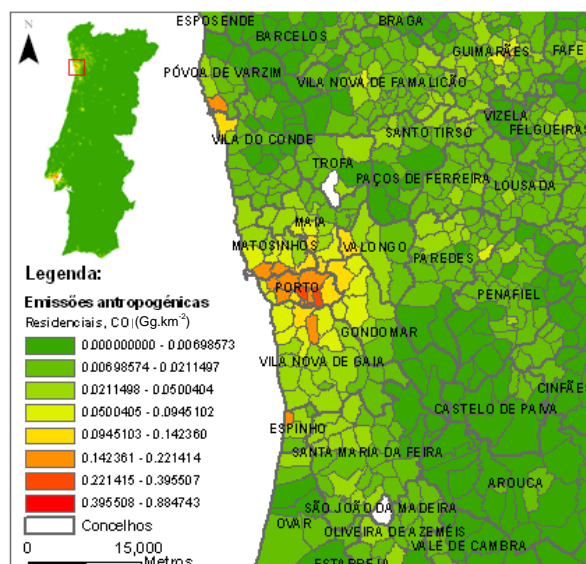


Figura IV.17 - Emissões atmosféricas de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), para as zonas residenciais, por freguesia, na AMP em 2006.

As emissões provenientes do sector da agricultura, florestas e pescas, afectam

essencialmente a zona interior do país, nomeadamente Trás-os-Montes e Alentejo (Figura IV.18). À medida que nos afastamos dos grandes centros urbanos, a emissão em área alocada aumenta gradualmente. Na AMP, os concelhos que registam maior quantidade deste tipo de emissões são Vila do Conde e Póvoa do Varzim, zonas com grandes extensões de áreas agrícolas. Como era de esperar, não foram alocadas emissões ao concelho do Porto, dado que este tipo de actividade não é representativo na cidade.

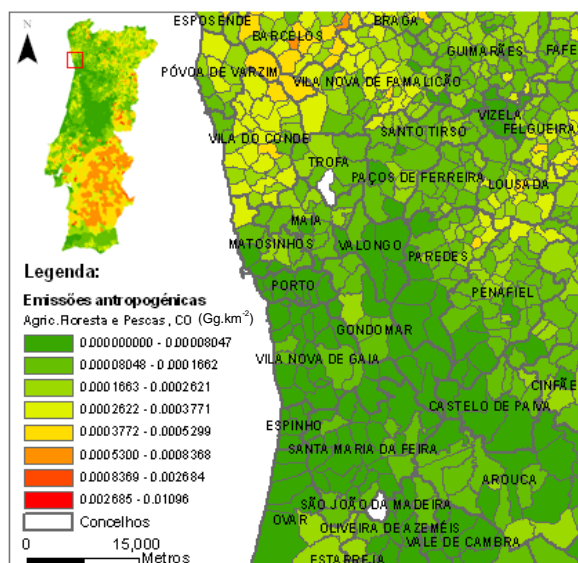


Figura IV.18 - Emissões atmosféricas de CO (Gg.km<sup>-2</sup>), para o sector da agricultura, floresta e pescas, por freguesia, na AMP em 2006.

Em termos quantitativos, verifica-se que, para a cidade do Porto, o sector de actividade dos transportes rodoviários contribui maioritariamente para as emissões antropogénicas totais de todos os poluentes (Figura E.7 do Anexo E). No caso das emissões de CO, o sector dos transportes e das zonas residenciais são os que mais contribuem, com cerca de 60% e 40% respectivamente.

## 2.2.2 Emissões em linha

A necessidade de modelar fontes em linha está relacionada com a importância que o tráfego automóvel ocupa na degradação da qualidade do ar nos grandes centros urbanos. De acordo com um estudo realizado pela INFRAS/IWW (2004) é possível verificar que quando comparado com os transportes públicos, o automóvel é o modo de transporte que maiores custos apresenta (Tabela IV.5). Em termos de custos da poluição atmosférica entre os automóveis e os autocarros, este estudo mostra a existência de valores próximos entre



estas categorias. Assim, na prática, grande parte da diferença do impacto centra-se na percentagem de ocupação do veículo e no número de veículos em circulação.

Tabela IV.5 - Valorização dos custos externos por modo de transporte (€ por 1000 passageiros.km), (INFRAS/IWW, 2004).

	Automóvel			Autocarro			Comboio		
	Custo marginal		Custo médio	Custo marginal		Custo médio	Custo marginal		Custo médio
	Min.	Máx.		Min.	Máx.		Min.	Máx.	
Externalidades									
Acidentes	11,0	54,0	36,0	1,0	5,0	3,1	0,0	1,0	0,9
Ruído	0,2	21,0	5,7	0,1	7,5	1,3	0,2	23,0	3,9
<b>Poluição do ar</b>	<b>5,0</b>	<b>17,0</b>	<b>17,0</b>	<b>4,0</b>	<b>25,0</b>	<b>20,0</b>	<b>2,0</b>	<b>24,0</b>	<b>4,9</b>
Alterações climáticas	12,0	25,0	16,0	5,5	11,0	8,9	4,2	8,9	5,3
Natureza e paisagem	0,0	1,8	2,5	0,0	1,3	0,8	0,0	0,8	0,7
Efeitos urbanos	10,7	11,7	1,5	3,0	3,2	0,5	0,0	0,0	0,9
Processo a montante	3,3	6,7	8,6	2,8	6,5	4,3	1,1	9,8	3,8
Total das externalidades	42,2	137,2	87,3	16,4	59,5	38,9	7,5	67,5	20,4

Por outro lado, apesar do controlo de emissões provenientes dos veículos automóveis, a qualidade do ar nos grandes centros urbanos tem vindo progressivamente a degradar-se, fruto de um crescente aumento da circulação rodoviária (Branis, 2008; Leeuw et al., 2001). Uma das maiores preocupações centra-se no número de veículos rodoviários que circulam em grandes linhas de tráfego que cruzam estes centros urbanos. Apesar do crescente número de estudos deste tipo de vias de circulação, os impactes na saúde e qualidade de vida, especialmente das populações locais são ainda pouco conhecidos.

Neste âmbito, é necessário quantificar espacialmente o contributo das grandes linhas de tráfego, como é o caso da VCI, nomeadamente nas zonas mais sensíveis. A avaliação do impacte deste tipo de emissões passa, numa primeira fase, pela estimativa do volume e padrão do tráfego em circulação, e numa segunda fase pela estimativa das emissões com recurso a factores de emissão. Nos próximos sub-capítulos apresenta-se a metodologia desenvolvida para a avaliação do fluxo e padrão de tráfego horário, a partir das câmaras de vigilância vídeo e de contadores automáticos, e a estimativa das emissões na VCI em 2004.

### 2.2.2.1 Metodologia

As intervenções na rede viária urbana têm sido desenvolvidas de modo a que toda a organização do tecido rodoviário da cidade do Porto tenha como principal objectivo a interligação à VCI, uma das vias com maior fluxo de tráfego na cidade do Porto (Barros et al., 2004b). Este eixo rodoviário, não só passou a ser o grande articulador de tráfego urbano da cidade, mas também de todos os veículos que se deslocam entre as principais cidades

do Noroeste Peninsular. Assim, dado o seu importante papel, neste trabalho seleccionou-se a VCI para o estudo do impacte das emissões em linha rodoviárias. Ao longo desta via de tráfego, consideraram-se quatro sub-domínios: Boavista, Prelada, Amial e Antas (Figura IV.19). Estas zonas, separam as principais artérias da cidade, pontos estratégicos de acesso ao centro com elevado fluxo de tráfego, e zonas sensíveis (hospitais, escolas, recintos desportivos e zonas habitacionais), assumindo-se que são representativas de toda a VCI. Estes sub-domínios foram estudados detalhadamente, nomeadamente no que respeita aos seus aspectos construtivos e circulação de veículos, optando-se por ser o mais descritivo possível de forma a caracterizar exaustivamente a situação real.

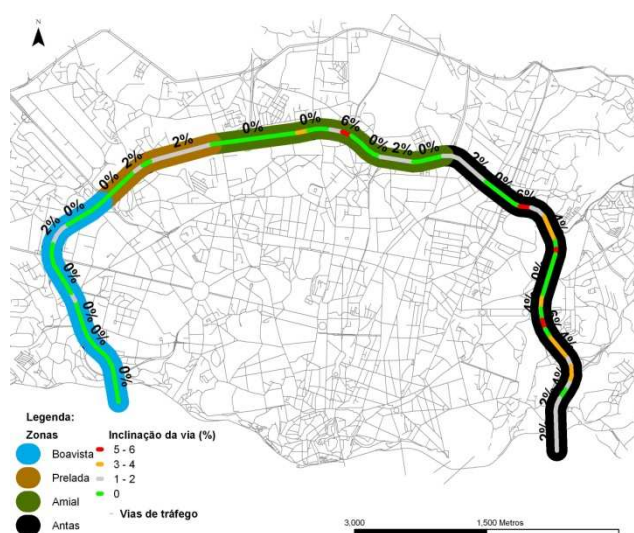


Figura IV.19 - Localização dos sub-domínios e valores médios de inclinação da VCI na cidade do Porto.

Relativamente às características físicas do domínio, dado relevante para as estimativas das emissões, foi efectuada, para cada sub-domínio, um levantamento do comprimento e a gama de inclinações médias<sup>12</sup> usando as ferramentas disponíveis no ArcGIS (Tabela IV.6).

Tabela IV.6 - Características da via consideradas para a estimativa das emissões em linha na VCI,

Características		Sub-domínios da VCI			
		Boavista	Prelada	Amial	Antas
Comprimento da via (m)		2743,1	1494,5	2782,8	4220,3
Inclinação (%)	$[-\infty, -5[$	0%	0%	4,4%	15,7%
	$[-4,9, -3,0[$	0%	0%	2,4%	8,6%
	$[-2,9, -1,0[$	30,4%	50,0%	32,0%	22,5%
	$[-0,9, 1,0[$	39,2%	0%	22,4%	6,4%
	$[1,1, 3,0[$	30,4%	50,0%	32,0%	22,5%
	$[3,1, 5,0[$	0%	0%	2,4%	8,6%
	$[5,1, +\infty[$	0%	0%	4,4%	15,7%

<sup>12</sup> A percentagem de inclinação foi calcula recorrendo à seguinte equação:  $\text{Percentagem de inclinação} = \frac{\text{Altura}}{\text{Comprimento}} \times 100$ .

Para a definição da situação de referência foi necessário uma análise prévia do fluxo de tráfego na VCI com recurso a contagens ocasionais. O estudo foi realizado com base numa análise prévia do tráfego no centro da cidade do Porto (Anexo F, ponto 1).

Para obter uma estimativa anual de tráfego na VCI, correlacionou-se, o tráfego do centro da cidade (49 contadores que correspondem aos contadores de tráfego comuns entre 2001 e 2004) e os dados de tráfego amostrados na VCI. A comparação entre os dois perfis mostra que a média dos quatro sub-domínios da VCI considerados são muito semelhantes entre si, sendo a diferença em relação ao perfil da cidade apenas função da intensidade de tráfego (Figura IV.20). Normalizando os perfis médios de acordo com os valores máximos obtidos e correlacionando os valores horários do fluxo médio de tráfego, verifica-se um valor de correlação linear de cerca de 0,99 e estatisticamente significativos para um nível de confiança de 99% (Figura IV.21). Estes resultados são um bom indicador de que, em termos médios, o fluxo de tráfego no centro da cidade pode ser utilizado para inferir o fluxo de tráfego na VCI.

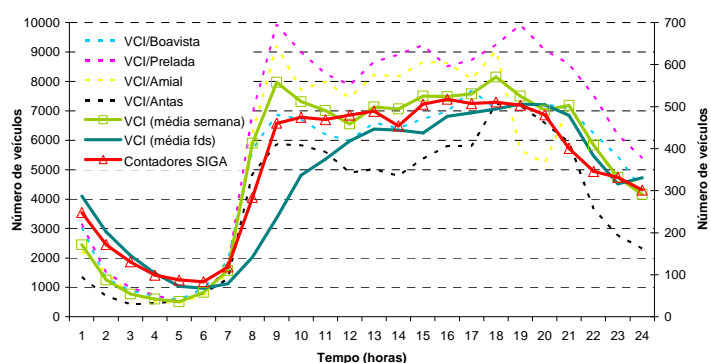


Figura IV.20 - Variação horária do volume de tráfego a circular na VCI, por sub-domínio e período semanal, para a campanha de 2004 (30/03-05/04/2004), e volume total de tráfego na cidade do Porto (sistema SIGA) em 2004.

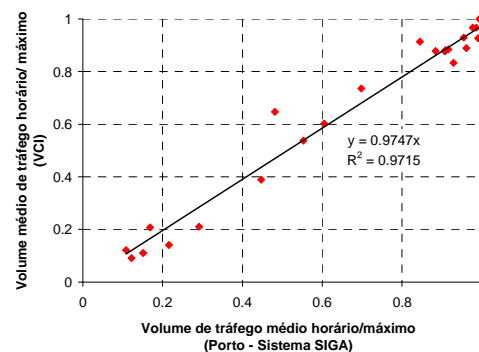


Figura IV.21 - Correlação dos valores horários do fluxo médios de tráfego na VCI com o tráfego na cidade do Porto (sistema SIGA), no período de 30/03-05/04/04.

Uma vez que a análise dos dados de tráfego revelam diferenças importantes na distribuição do tráfego rodoviário entre os dias úteis e o fim-de-semana, para a estimativa do tráfego anual na VCI, foi efectuada a avaliação tendo em conta estes dois grupos. A correlação entre os dados de tráfego a circular na VCI observados e estimados, diferenciando os comportamentos de semana e fim-de-semana, apresenta coeficientes de determinação de 95-98% durante a semana, e 97-98% ao fim-de-semana:

1. Sub-domínio da Boavista:

- a. Semana:  $y = 12,513x + 450,9$  ( $R^2 = 0,967$ );
- b. Fim-de-semana:  $y = 16,056x + 147,95$  ( $R^2 = 0,980$ );
2. Sub-domínio da Prelada:
  - a. Semana:  $y = 17,32x + 158,26$  ( $R^2 = 0,981$ );
  - b. Fim-de-semana:  $y = 22,036x - 422,39$  ( $R^2 = 0,976$ );
3. Sub-domínio do Amial:
  - a. Semana:  $y = 16,667x - 24,558$  ( $R^2 = 0,981$ );
  - b. Fim-de-semana:  $y = 19,823x - 661,39$  ( $R^2 = 0,982$ );
4. Sub-domínio das Antas:
  - a. Semana:  $y = 11,648x - 187,35$  ( $R^2 = 0,950$ );
  - b. Fim-de-semana:  $y = 12,076x - 625,88$  ( $R^2 = 0,974$ ).

Obtidas as equações de regressão, aplicaram-se a todo o ano de referência de forma a obter dados horários da VCI para qualquer período do ano. Considerou-se o ano de referência de 2004 dado ser este o ano em que se dispunha de um maior conjunto de contagens no domínio em estudo. O Anexo F (ponto 2 e 3) apresenta a análise detalhada dos resultados do estudo de tráfego rodoviário que circula no centro da cidade do Porto e na VCI.

De acordo com a monitorização do número de veículos registados no domínio em estudo, assumiu-se, para a estimativa das emissões, uma velocidade média de circulação de 75 km.h<sup>-1</sup>. De modo a reconstruir exaustivamente o cenário de referência de emissões realizadas na VCI, efectuou-se o levantamento das principais características do parque automóvel português, por categoria de veículo, nomeadamente no que respeita ao tipo de combustível, idade /tara, cilindrada e quilometragem. Na Tabela IV.7, apresenta-se um resumo da informação necessária para estimar um factor de emissão ponderado (FEP) e que por sua vez permite calcular as emissões para a VCI. Com base nesta informação estimaram-se as emissões a quente de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> usando o modelo ARLIPE (Fontes et al., 2007) e que implementa a metodologia *bottom-up* CORINAIR (2009). No Anexo D é descrita detalhadamente toda a metodologia desenvolvida.

IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

Tabela IV.7 - Parâmetros tidos em conta para a estimativa das emissões em linha na VCI para o ano de referência de 2004.

Variáveis			Classe de veículo				
			Ligeiros de passageiros	Ligeiros de mercadorias	Pesados de passageiros	Pesados de mercadorias	Motociclos (>50 cm <sup>3</sup> )
Distribuição dos veículos por categoria	Boavista	Semana	77,5%	11,9%	0,2%	10,0%	0,4%
		Fim-de-semana	89,7%	6,3%	0,2%	3,0%	0,8%
	Prelada	Semana	82,5%	12,1%	0,3%	4,6%	0,5%
		Fim-de-semana	91,4%	6,5%	0,2%	1,4%	0,5%
	Amial	Semana	83,3%	12,2%	0,2%	3,9%	0,4%
		Fim-de-semana	91,3%	6,6%	0,2%	1,4%	0,5%
	Antas	Semana	72,6%	15,6%	0,4%	11,2%	0,2%
		Fim-de-semana	88,1%	8,2%	0,5%	2,6%	0,6%
Combustível (ACAP, 2004b)		Gasolina	43,5%	0,0%	0,0%	0,0%	100,0%
		Gasóleo	56,5%	100,00%	100,0%	100,0%	0,0%
Classe de idade (ACAP, 2004a)			[0, 1]: 5,2% ]1, 2]: 4,9% ]2, 3]: 6,1% ]3, 4]: 6,7% ]4, 5]: 7,7% ]5, 10]: 32,9% ]10, 15]: 25, 1% ]15, 20]: 9,4% ]20, 30]: 2,0%	[0, 1]: 6,4% ]1, 2]: 6,2% ]2, 3]: 7,2% ]3, 4]: 8,8% ]4, 5]: 10,7% ]5, 10]: 37,1% ]10, 15]: 20,0% ]15, 20]: 3,4% ]20, 30]: 0,2%	[0, 1]: 4,4% ]1, 2]: 3,8% ]2, 3]: 4,7% ]3, 4]: 5,8% ]4, 5]: 6,2% ]5, 10]: 18,5% ]10, 15]: 24,7% ]15, 20]: 14,7% ]20, 30]: 17,2%	[0, 1]: 3,7% ]1, 2]: 2,8% ]2, 3]: 3,6% ]3, 4]: 4,9% ]4, 5]: 5,5% ]5, 10]: 23,5% ]10, 15]: 29,6% ]15, 20]: 16,7% ]20, 30]: 9,7%	[0, 1]: 10,1% ]1, 2]: 9,9% ]2, 3]: 11,6% ]3, 4]: 12,7% ]4, 5]: 11,5% ]5, 6]: 9,2% ]6, 7]: 6,5% ]7, 8]: 5,1% ]8, 9]: 3,7% ]9, 10]: 3,3% ]10, 15]: 13,9% ]15, 30]: 2,5%
Cilindrada (l) (ACAP, 2004b)			[<1,4]: 63,8% 1,4, 2,0]: 28,8% >2,0]: 7,4%	[<1,4]: 3,0% ]1,4, 2,0]: 49,2% >2,0]: 47,8%	[<15]: 100%	[<7,5]: 18,0% ]7,5, 12]: 5,8% ]12, 14]: 3,6% ]14, 20]: 9,6% ]20, 26]: 7,5% ]26, 28]: 55,5%	[50, 250]: 31,6% ]250, 750]: 38,8% >750]: 29,6%
Factor de carga			-	-	[0, 33]: 0% ]33, 66]: 100% ]66, 100]: 0%	[0, 33]: 0% ]33, 66]: 100% ]66, 100]: 0%	-
Número médio de viagens diárias			1,31	4,87	-	-	0,14
Quilometragem anual (km) (EC, 2003)			12 000	20 000	-	-	5 500
Sistema de controlo de emissões:							
1. Sem catalisador			30%	-	-	-	-
2. Com catalisador			70%	-	-	-	-

### 2.2.2.2 Resultados

O factor de emissão ponderado (FEP) para o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, é em média cerca de 0,5 g.km<sup>-1</sup> para os veículos ligeiros de passageiros. As restantes categorias de veículos apresentam valores substancialmente inferiores em relação a esta categoria, cerca de 150 a 900 vezes (Figura IV.22).

No que respeita à emissão, verifica-se que, à semelhança da variação diária do tráfego, os valores mínimos são registados durante a noite, entre as 04H00 e as 06H00, enquanto os máximos registam-se durante a manhã, entre as 09H00 e as 21H00. Durante o período diurno a variação não é muito significativa. As emissões de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> são essencialmente marcadas pela circulação de veículos ligeiros de passageiros, não só devido ao factor de

emissão elevado, mas também pela elevada percentagem destes veículos a circular na VCI (>90%) do total de veículos (Figura IV.23).

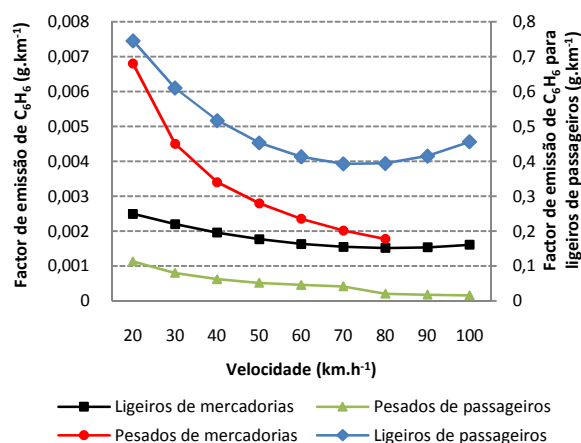


Figura IV.22 – Factor de emissão ponderado de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> em função da velocidade por categoria de veículo na VCI (sub-domínio do Amial).

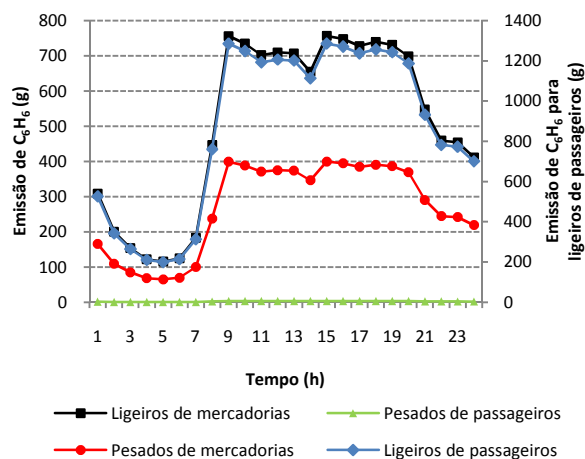


Figura IV.23 - Emissão média de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, por categoria de veículo, na VCI, para uma quarta-feira (ano de 2004).

O sub-domínio da Prelada, onde se registou o maior volume de tráfego, corresponde também ao local com maior emissões de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, por quilómetro. Contudo, dada a dimensão dos sub-domínios, o Amial e as Antas representam as zonas com maior contributo para o total das emissões. Como referido anteriormente, os veículos ligeiros de passageiros representam o principal responsável das emissões de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> na VCI (≈ 99%). Estima-se que em 2004 tenham sido emitidas na VCI cerca de 216,7 t.ano<sup>-1</sup> de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (Tabela IV.8). Este valor encontra-se dentro das gamas de emissões de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> apresentadas por Larssen et al. (2003), para a cidade do Porto, para os anos de 1995 e 2010, 1 145,6 t.ano<sup>-1</sup> e 402,9 t.ano<sup>-1</sup> respectivamente.

Tabela IV.8 - Emissões rodoviárias de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (t.ano<sup>-1</sup>), por categoria de veículo e por sub-domínio da VCI, em 2004.

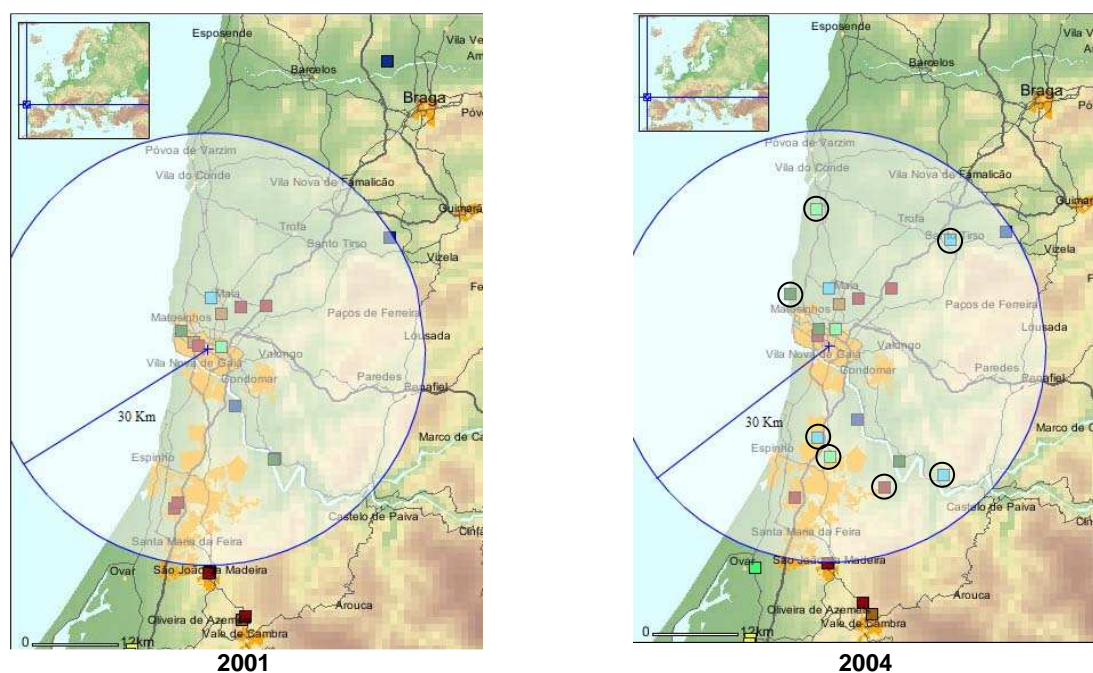
Sub-domínio	Emissão de C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> (t.ano <sup>-1</sup> ), por categoria de veículo:				
	Total	Ligeiros de passageiros	Ligeiros de mercadorias	Pesados de passageiros	Pesados de mercadorias
VCI: Boavista	53,54	53,52	0,01	0,00	0,01
VCI: Prelada	37,90	37,89	0,01	0,00	0,00
VCI: Amial	64,41	64,39	0,02	0,01	0,00
VCI: Antas	60,86	60,84	0,02	0,00	0,00

### 2.2.3 Emissões pontuais

As fontes pontuais, geralmente associadas ao sector industrial, têm associadas emissões

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

com elevada carga poluente. A área circundante a estas grandes fontes pontuais tem sido alvo, ao longo dos anos, de diversos estudos para avaliação de diversos impactes nomeadamente na saúde das populações. A EPA Victoria (1990) recomenda a existência de uma área de protecção para as emissões atmosféricas residuais das indústrias que pode ir, para as mais poluentes, como indústrias petroquímicas, até aos 2 km. Por outro lado, no projecto *Information Layers and Buffer Zones* (GDACE, 2003) definem-se zonas de protecção de acordo com classes de perigosidade das indústrias estipulando um raio de acção máximo de alerta de 15 km em torno da fonte. Assim, para a inventariação das emissões pontuais no domínio em estudo e de modo a incluir toda a AMP, considerou-se todas as grandes fontes pontuais com emissões atmosféricas, inventariadas no âmbito do programa EPER, localizadas 30 km em torno da cidade do Porto, principal área de estudo do domínio (Figura IV.24).



#### LEGENDA:

- 1 Energy industries
- 2 Production and processing of metals
- 3 Mineral Industry
- 4 Chemical industry
- 5 Waste management
- 6 Other industrial activities
- 6.1 Industrial plants for pulp and paper
- 6.6 Installations for poultry or pigs
- 6.7 Installations for surface treatment
- = novas empresas

Figura IV.24 - Localização das indústrias EPER com emissões atmosféricas num raio de 30 km em torno da cidade do Porto, em 2001 e em 2004 (EuroGeographics, 2009).

De acordo com o EPER, o número total de fontes pontuais com emissões atmosféricas no domínio em estudo aumentou anualmente 11%, passando de 13 fontes em 2001 para 18

fontes em 2004. Estas unidades desenvolvem actividade nos sectores têxtil, transformação, produção e processamento de metais e cogeração. A Figura IV.24 apresenta a evolução e distribuição das fontes de emissão em 2001 e 2004.

Apesar do aumento do número de fontes no domínio de estudo, a análise das emissões evidencia um decréscimo da quantidade de poluente entre 2001 e 2004 (Anexo G) fruto não só das medidas normativas que têm vindo a ser implementadas, mas também da crescente consciencialização ambiental, eficiência dos processos de produção ou de uma eventual retracção económica. As emissões são constituídas por diversos tipos de poluentes, nomeadamente CO, NO<sub>x</sub>, COVNM, SO<sub>x</sub>, e metais (níquel, zinco, cádmio, etc.), bem como os gases com efeito de estufa, CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. No que respeita às emissões de COVNM, registam-se três grandes fontes EPER no domínio de estudo (Tabela IV.9). No concelho do Porto, as emissões deste poluente correspondem a cerca de 38 % das emissões pontuais totais analisadas no domínio em estudo, razão pela qual será de esperar uma influência significativa destas emissões na cidade.

Tabela IV.9 - Emissões atmosféricas de COVNM das indústrias classificação pelo EPER no domínio de estudo, em 2001 e em 2004 (EuroGeographics, 2009).

Empresa	Longitude / Latitude	Concelho	Poluente	Quantidade (t)	
				2001	2004
Monteiro Ribas - Indústrias SA	-8.617592 / 41.183216	Porto	COVNM	1400	770
Sopláril Portugal	-8.553568 / 41.030773	Vila Nova de Gaia	COVNM	-	863
Refinaria do Porto	-8.710568 / 41.202227	Matosinhos	COVNM	-	374

### 3 Modelação da qualidade do ar

Os modelos atmosféricos podem ser divididos em modelos físicos, usados para simular processos físicos geralmente a uma escala reduzida, e modelos matemáticos. Segundo Seinfeld & Pandis (2006), os modelos matemáticos podem ser divididos em:

- Modelos baseados na análise estatística de informação;
- Modelos baseados na descrição dos processos físico-químicos da atmosfera.

Os modelos estatísticos são baseados em dados passados e são os modelos mais simples de usar. Apesar de tudo, a utilização de dados passados constitui uma das desvantagens deste tipo de modelos, uma vez que não permitem descrever relações causais nem permite



extrapolar com segurança as concentrações de compostos químicos nos limites do domínio, nomeadamente se as séries de dados forem curtas. Assim, Seinfeld & Pandis (2006) indicam que os modelos baseados na descrição dos processos físico-químicos da atmosfera poderão dar resultados mais próximos da realidade. Estes modelos podem ser divididos em modelos baseados nos pressupostos teóricos de uma solução analítica da equação da difusão, modelos gaussianos, e modelos baseados em soluções aproximadas, modelos lagrangeanos e eulerianos. Os modelos lagrangeanos simulam a concentração de poluentes presente nas células do domínio imitando o movimento advectivo da atmosfera. As células do modelo movem-se sobre o domínio não existindo trocas de ar entre as células, à excepção da grelha de base de entrada de emissões. Além disso, os modelos eulerianos descrevem as concentrações num plano assumindo um referencial fixo. A massa dos compostos químicos entra e sai das células do modelo permitindo simular a sua concentração em todas as células do domínio em função do tempo. Estes últimos são os mais completos e complexos, sendo aplicados a situações em que se consideram várias fontes de emissão, com características topográficas complexas, e em que a química da atmosfera desempenha um papel importante (Seinfeld & Pandis, 2006).

Por outro lado, os modelos classificam-se segundo a dimensão do domínio de aplicação variando desde algumas centenas de metros a milhares de quilómetros: microescala (200 x 200 x 100 m), mesoscala (100 x 100 x 5 km), regional (1000 x 1000 x 10 km), sinóptico (3000 x 3000 x 20 km) e global (65 000 x 65 000 x 20 km) (Seinfeld & Pandis, 2006). Podem ainda classificar-se pelo número de dimensões que consideram. O mais simples, o modelo de caixa (zero dimensional), o domínio é representado por uma única célula e as concentrações são iguais em todas as partes do domínio,  $f(t)$ . Os modelos unidimensionais assumem que as concentrações variam em função da altura ( $z$ ) e do tempo ( $t$ ),  $f(z,t)$ . Nos modelos bidimensionais, modelos muito usados em descrições globais da química da atmosfera, as concentrações são uniformes ao longo de uma dimensão e dependem de outras duas variáveis, latitude ( $x$ ) e da altitude ( $z$ ), variando ainda em função do tempo ( $t$ ),  $f(x,z,t)$ . Os modelos tridimensionais são os mais completos e simulam todo o campo de concentrações,  $c_i(x,y,z,t)$  (Seinfeld & Pandis, 2006).

No que respeita às informações meteorológicas, necessárias para os modelos de transporte e dispersão de poluentes, estas podem ser provenientes de observações ou de saídas de modelos meteorológicos. A utilização de dados meteorológicos, fornecidos pelas redes de superfície, limitava significativamente a representação da dispersão de poluentes dada a

dependência da eficiência de monitorização da rede. De modo a representar melhor estes fenómenos meteorológicos e a simplificar todo o processo de simulação, os modelos de transporte e dispersão de poluentes mais recentes passaram a acoplar estes modelos meteorológicos, melhorando bastante o seu desempenho. Os modelos meteorológicos podem ser classificados como de diagnóstico ou prognóstico, permitindo assim não só realizar estudos de situações, mas também efectuar previsões.

No presente trabalho, a modelação da qualidade do ar realizou-se por aplicação do TAPM (Hurley, 2005; 2008), um modelo numérico de prognóstico, quer dos parâmetros meteorológicos quer dos valores de concentração dos diversos poluentes na atmosfera. Apesar das simplificações meteorológicas e químicas, o que torna o modelo significativamente mais rápido, o facto de acoplar um modelo meteorológico melhora não só a facilidade de utilização, mas também o seu desempenho, constituindo uma das vantagens da sua aplicação. Trata-se de um modelo comercial, sem acesso ao código fonte. Porém, a capacidade de simulação de circulações atmosféricas de mesoscala, a aplicação a séries longas, assim como a rapidez de processamento dos dados, foram determinantes para a escolha deste modelo na persecução dos objectivos delineados.

Assim, o TAPM foi usado para simular as concentrações de CO para a situação de referência do ano de 2006. Para obter uma maior confiança nos resultados, o modelo foi avaliado ainda para os poluentes NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM controlados nas estações de qualidade do ar de fundo, dado este tipo de estação apresentar uma área de representatividade mais alargada. Uma vez validadas as estimativas de concentração de CO, aplicou-se a metodologia descrita no § III.3 para a estimativa da concentração de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>. Os resultados serão comparados tendo em conta os parâmetros definidos na legislação de qualidade do ar para protecção da saúde humana a alcançar em 2010 (Decreto-Lei 111/2002 e 320/2003). De modo a avaliar a qualidade do ar em termos globais é ainda efectuada a análise do índice de qualidade do ar para o domínio de estudo calculado com base nos objectivos a atingir em 2010.

### **3.1 TAPM: The Air Pollution Model**

O modelo *The Air Pollution Model* - TAPM é um modelo de prognóstico de dispersão atmosférica 3D desenvolvido desde 1999 pela *Commonwealth Scientific and Industrial Research University Organization* (CSIRO) na Austrália (Hurley, 2008). Este modelo dispõe

de uma interface gráfica amigável que permite gerir todas as opções de configuração (Figura IV.25). Trata-se de um modelo usado para a simulação do transporte e dispersão de poluentes atmosféricas, tanto à escala local como à escala regional, constituído por um módulo de prognóstico à mesoscala dos parâmetros meteorológicos e outro de transporte e dispersão de poluentes atmosféricos (Figura IV.26).

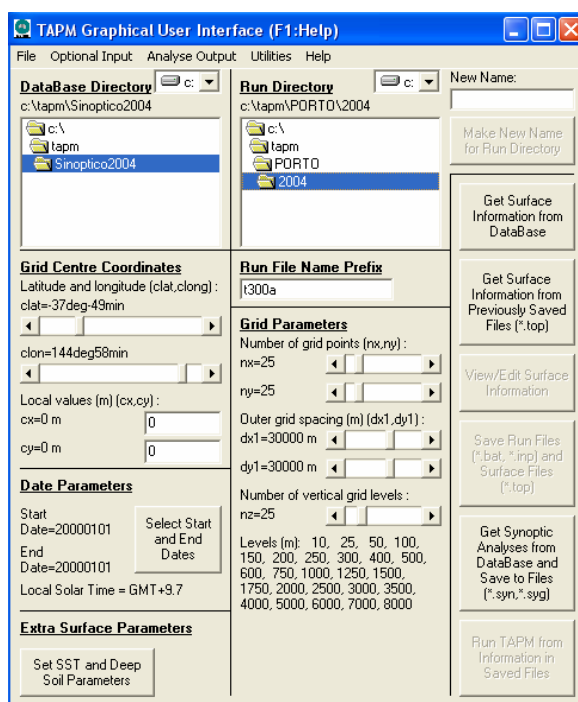


Figura IV.25 - Interface do modelo TAPM (menu principal).

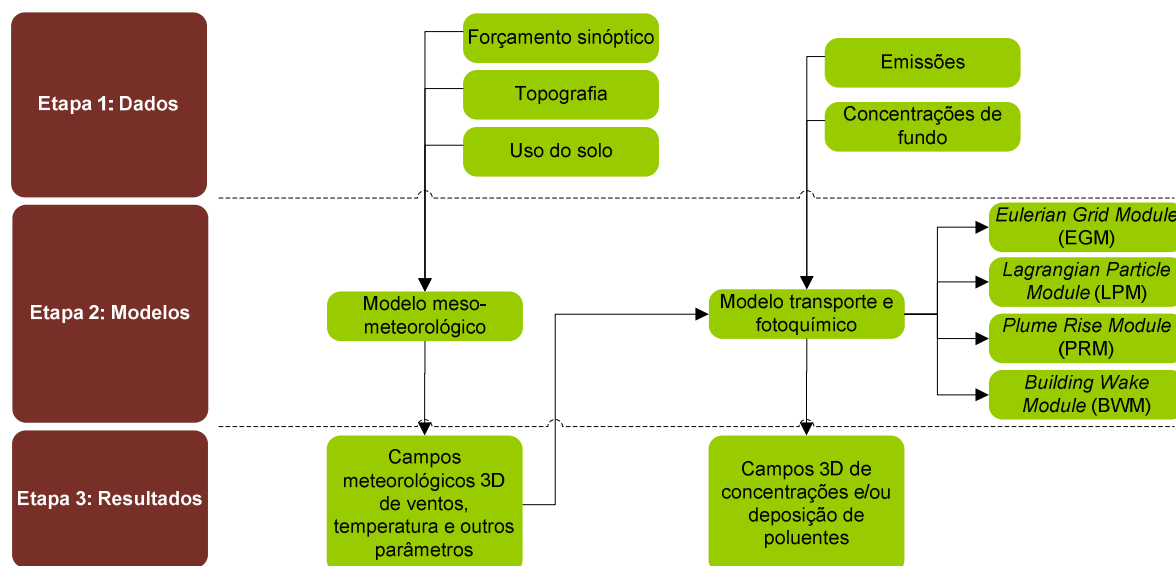


Figura IV.26 - Estrutura de funcionamento do modelo TAPM.

O módulo meso-meteorológico resolve as equações primitivas que descrevem as variáveis atmosféricas sobre uma malha tridimensional cuja coordenada vertical segue o traçado do terreno (*terrain-following*). Esta aplicação pertence ao grupo de modelos usados para o prognóstico à mesoscala dos campos meteorológicos e por isso utiliza bases de dados topográficas e de uso do solo para caracterizar detalhadamente o terreno e os parâmetros que afectam a evolução da situação meteorológica. O modelo resolve a equação do momento para a componente horizontal do vento, a equação da continuidade para a velocidade vertical, e equações escalares para a temperatura potencial e humidade específica. A função de pressão de Exner está dividida em duas componentes, hidrostática e não-hidroestática, e a equação de Poisson é resolvida para a componente não-hidroestática. Nestas equações, a turbulência é determinada resolvendo a equação da energia cinética turbulenta e o coeficiente de dissipação de Eddy usando depois estes valores na representação do fluxo vertical pela aproximação do gradiente de difusão. Inclui parametrização para processos microfísicos para nuvens e chuva, turbulência, cobertura vegetal, uso do solo e fluxos radiativos (Hurley et al., 2005).

Para que a transferência de informação entre a escala sinóptica e a escala regional seja mais eficaz, o TAPM permite a utilização da técnica de *nesting*. Assim, é assegurado que os campos de ventos obtidos para uma região relativamente pequena incluam os efeitos introduzidos por estruturas orográficas, não contempladas no domínio de estudo mais pequeno, mas que modificam de forma significativa o regime de circulação. Para o forçamento inicial das condições fronteira o modelo utiliza por defeito os dados da análise sinóptica realizados pelo *Bureau of Meteorology* australiano sendo também possível usar dados europeus do *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF).

A componente de transporte e dispersão atmosférica pode ser efectuada, quer com base numa formulação lagrangeana, especialmente útil para a realização de estudos junto a fontes pontuais, com a simulação dos efeitos dos edifícios próximos, quer com base num modelo euleriano de dispersão que inclui reacções fotoquímicas entre os poluentes reactivos. Esta componente encontra-se dividida em quatro módulos:

1. *Eulerian Grid Module* (EGM): responsável pela resolução de equações de prognóstico da concentração, correlação da concentração e da temperatura potencial virtual;
2. *Lagrangian Particle Module* (LPM): cálculos relativos à dispersão junto à fonte;

3. *Plume Rise Module* (PRM): cálculos relativos à dispersão da pluma;
4. *Building Wake Module* (BWM): cálculos relativos à dispersão junto a edifícios.

O modelo dispõe de um módulo para poluentes reactivos e não reactivos e que permite a simulação da deposição seca e húmida. A componente fotoquímica é baseada num mecanismo semi-empírico denominado *Generic Reaction Set*, sendo também incluídas as reacções na fase gasosa do SO<sub>2</sub> e PM.

O domínio de estudo deverá ser inferior a 1500 km de comprimento e de largura, uma vez que as equações do modelo desprezam a curvatura da terra. Permite uma resolução espacial horizontal entre os 0,3 km e os 30 km e vertical até aos 8000 m de altitude distribuído entre 20 e 50 níveis de espaçamento desigual, sendo mais apertado junto ao solo com o primeiro nível a 10 m. São admitidas simulações de um dia a vários anos.

O TAPM é um modelo muito usado, não só na Austrália e Nova Zelândia (Luhar & Hurley, 2003; Zawar-Reza et al., 2003), como em alguns países Asiáticos (Wang et al., 2009) e Europeus (Hurley & Luhar, 2009; Soler et al., 2004; Soriano et al., 2004) inclusive Portugal (Coutinho et al., 2005; 2007; Ribeiro, 2005; Ribeiro et al., 2007). Apesar de ser um modelo recente, foram já desenvolvidos estudos de comparação com outros modelos. A componente meteorológica foi efectuada comparando com o MM5, indicando que o TAPM é um modelo que dá resultados cerca de 10x mais rápido e que, apesar das simplificações microfísicas, dá resultados similares aos obtidos com o MM5, sendo sugerido como uma ferramenta alternativa para a gestão da poluição atmosférica (Soriano et al., 2004; Tang et al., 2009). A componente de transporte e dispersão foi também comparada com resultados obtidos com outros modelos com o, AERMOD, ADMS3, AUSPLUME, e o ISCST3 (Hurley, 2006; Hurley et al., 2005; Luhar & Hurley, 2003), tendo também sido aplicado a diversas situações, incluindo estudos de mesoescala (Soler et al., 2004; Zawar-Reza et al., 2003) e escala local (Luhar & Hurley, 2003). Em Portugal, o TAPM foi validado para todo o território continental (Coutinho et al., 2007; Ribeiro, 2005; Ribeiro et al., 2007) e para a região autónoma da Madeira (Coutinho et al., 2005).

### **3.2 Modelação da qualidade do ar para a situação de referência**

Nos próximos sub-capítulos é apresentada a metodologia e respectivos resultados obtidos para avaliação das concentrações atmosféricas de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, na AMP, para o ano de 2006.

### 3.2.1 Metodologia

Para a simulação da qualidade do ar, usando o modelo TAPM (versão 3.0), foi seleccionado um domínio de simulação tendo em atenção a superfície da AMP em estudo, o regime de ventos dominantes e a localização das principais fontes emissoras. Na simulação dos dados meteorológicos foi aplicada a técnica de *nesting*, usando três grelhas quadradas com 750 km, 250 km, e 75 km de comprimento considerando o ponto central da cidade do Porto localizado na escola secundária Carolina Michaelis (41°9'34,94"N, -8°37'19,32"W) (Figura IV.27). Em termos verticais considerou-se uma distribuição em 25 níveis entre os 10 e os 8 000 m com aumento do espaçamento entre níveis em função do aumento da altura em relação ao solo. Em concordância com a análise efectuada no § IV.1, o período de simulação refere-se ao ano meteorológico de 2006 tendo sido usados os dados da análise sinóptica realizados pelo ECMWF.

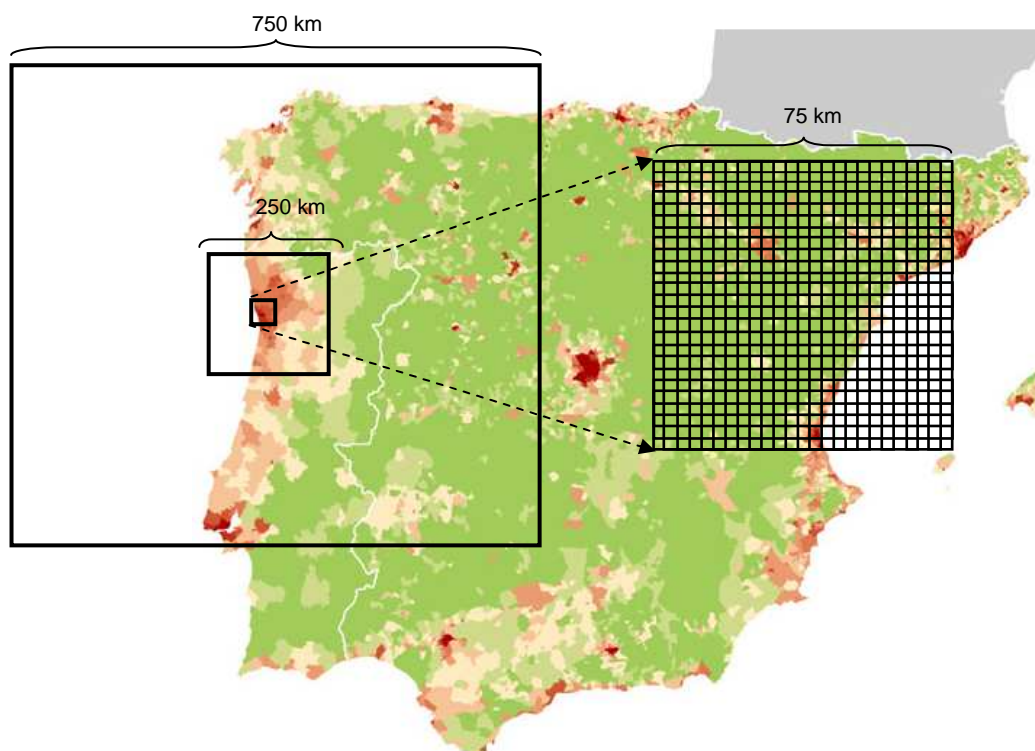


Figura IV.27 - Domínios meteorológicos considerados na simulação da qualidade do ar, usando o TAPM, para a AMP.

No que respeita à grelha de emissões, abrangendo toda a AMP em estudo, considerou-se uma grelha quadrada de 25x25 células, com células de 9 km<sup>2</sup>. Foram usadas as emissões para o nível de freguesia (NUT V), considerando as abordagens com Ref. 1 e 2 tendo em vista a avaliação das duas metodologias de desagregação das emissões (§ IV 2.2.1.1).

Uma vez que o inventário nacional de emissões não dispõe de valores para  $C_6H_6$ , o modelo foi usado para avaliar as concentrações atmosféricas de CO. As concentrações de CO foram usadas para estimar as concentrações de  $C_6H_6$  a partir da metodologia descrita no § III.3. Porém, e tal como referido anteriormente, para maior garantia dos resultados foram também efectuadas simulações da qualidade do ar para os poluentes controlados pelas estações de monitorização da qualidade do ar do domínio em estudo:  $NO_2$ ,  $O_3$ ,  $SO_2$  e  $PM_{10}$ .

Usaram-se duas malhas de emissões, uma com emissões antropogénicas e outra com emissões biogénicas (§ IV.2). No caso das emissões antropogénicas teve-se em conta as emissões de CO,  $NO_x$ ,  $SO_2$  e  $PM_{10}$ . Em relação às emissões biogénicas, foram usados dados de emissões de CO,  $NO_x$  e COV.

Realizaram-se dois tipos de simulações da qualidade do ar: um em modo não reactivo para as concentrações de CO, e um em modo reactivo para as concentrações de  $NO_2$ ,  $O_3$ ,  $SO_2$  e  $PM_{10}$ . Para a simulação em modo reactivo considerou-se para o cálculo do  $R_{smog}$  (concentração de COV's multiplicada pela reactividade), o valor da reactividade padrão de 0,0067 das emissões de COV (Hurley et al., 2005). No caso das emissões de  $PM_{2,5}$ , necessárias para a estimativa das concentrações em modo reactivo, foi estimada a relação  $PM_{10}/PM_{2,5}$  em 65%, a partir da estação de Vermoim (Ref. 1024), única estação de monitorização de qualidade do ar no domínio em estudo que monitoriza, em simultâneo, estas duas fracções.

De acordo com a análise prévia do modelo TAPM, constatou-se que vários foram os estudos de validação realizados em diferentes situações meteorológicas. Nesta perspectiva, neste estudo, efectuou-se apenas uma análise de sensibilidade dos parâmetros meteorológicos e das concentrações de poluentes. Assim, foi realizada a comparação dos resultados do modelo com os valores de temperatura, velocidade do vento, componente U e V da direcção do vento<sup>13</sup> medidas na EMA localizada na VCI (§ IV.1) e as concentrações medidas pelas estações de fundo da rede automática de monitorização de qualidade do ar, abrangidas pelo domínio de estudo. Para tal, consideraram-se os valores de cinco estações da rede automática de monitorização de qualidade do ar: Vila Nova da Telha na Maia (Ref. 1031), Leça do Balio em Matosinhos (Ref. 1034), Santo Tirso (Ref. 1040), Centro de Lacticínios em Paços de Ferreira (Ref. 1044) e Calendário em Vila Nova de Famalicão (Ref. 1045) (Figura IV.28). A análise efectuada teve em conta a metodologia definida na Directiva 2008/50/CE para a avaliação das concentrações de poluentes, bem como para a avaliação estatística,

---

<sup>13</sup>  $U = Velocidade [-sen(Direcção)]$ ;  $V = Velocidade [cos(Direcção)]$

não só das concentrações dos poluentes, mas também dos parâmetros meteorológicos. Após validação dos resultados do modelo para o ano de referência, a metodologia será também aplicada para a estimativa das concentrações de  $C_6H_6$  para os anos de 1991 e 2001.

Para uma análise mais abrangente da qualidade do ar no domínio de estudo foi calculado o *IQar* (§ III.1.3). Para isso, usaram-se os resultados das simulações com o TAPM, para os diversos poluentes (Anexo H), tendo em conta os objectivos de qualidade a atingir em 2010.

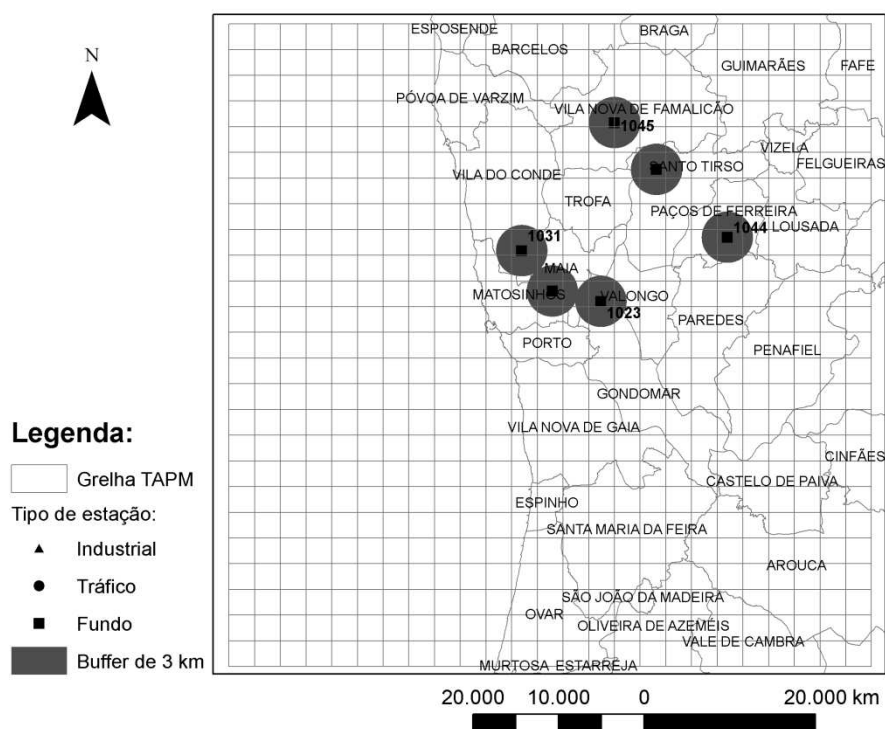


Figura IV.28 - Grelha de emissões para aplicação do modelo TAPM, e indicação da localização das estações de fundo abrangidas pela rede automática de monitorização da qualidade do ar.

### 3.2.2 Avaliação do modelo

A avaliação dos modelos de qualidade do ar pode ser efectuada tendo em consideração três componentes: científica, operacional e estatística. Na avaliação científica, o código é analisado, assim como são avaliadas as considerações efectuadas, eficiência e sensibilidade do modelo. A avaliação operacional prende-se com a utilização do modelo, avaliação da interface e manual do utilizador, detecção de erros de cálculo e de processamento. No caso de um modelo já ter sido largamente testado e utilizado, resta



apenas a avaliação estatística em que é verificada a simultaneidade dos valores previstos face aos valores observados (Chang & Hanna, 2004).

A maioria de modelos usados hoje, especialmente os modelos aprovados pela USEPA, sofreram um processo de avaliação e os resultados obtidos são considerados aceitáveis, desde que os dados de entrada no modelo sejam adequados. Uma grande variedade de estudos para diferentes condições de terreno e condições meteorológicas vem sendo desenvolvida e frequentemente os estudos actuais realizam apenas a avaliação estatística dos resultados. Este processo resulta na comparação dos valores estimados com observações meteorológicas e com as concentrações de poluentes monitorizados pelas estações de qualidade do ar.

Diferentes metodologias de avaliação têm sido recomendadas e desenvolvidas para várias áreas, contudo os parâmetros analisados são diferentes de acordo com a disciplinas em estudo. Tang et al. (2009), num estudo para avaliação estatística dos dados meteorológicos estimados com o TAPM e com o MM5, usam a média ( $\overline{Vo}$  e  $\overline{Ve}$ ), o desvio padrão ( $SD$ ), a tendência média do erro ( $MBE$ ), o erro quadrático médio ( $RMSE$ ), o índice de agregação ( $IOA$ ), e o coeficiente de correlação de Pearson ( $r_p$ ). Além disso, de acordo com Willmott (1982) medidas baseadas em diferenças relativas como o  $SKILL_E$  (<1 o modelo mostra competência), o  $SKILL_V$  ( $\approx 1$  o modelo mostra competência), e o  $SKILL_R$  (<1 o modelo mostra competência), podem também ser usadas, no entanto, segundo este autor estes índices são geralmente questionáveis quando o  $V$ , o  $SD$  e /ou o  $N$  são pequenos. Estas medidas são também usadas em estudos de avaliação de modelos meteorológicos (Edwards et al., 2004; Hurley et al., 2003; Hurley et al., 2005; Zawar-Reza et al., 2005):

$$\overline{Vo} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Vo_i; \overline{Ve} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N Ve_i \quad [1]$$

$$SD_o = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Vo_i - \overline{Vo}|^2}; \quad SD_p = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Ve_i - \overline{Ve}|^2} \quad [2]$$

$$MBE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Vo_i - Ve_i) \quad [3]$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |Ve_i - Vo_i|^2} \quad [4]$$

$$RMSE_s = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |\hat{V}e_i - Vo_i|^2} \quad [5]$$

$$RMSE_u = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |\hat{V}e_i - Ve_i|^2} \quad [6]$$

$$IOA = 1 - \left[ \frac{N(RMSE)^2}{\sum_{i=1}^N (|Ve_i - \bar{Vo}| + |Vo_i - \bar{Vo}|)^2} \right] \quad [7]$$

$$r_p = \frac{\sum_{i=1}^N [(Vo - \bar{Vo}_i) \times (Ve - \bar{Ve}_i)]}{SD_o \times SDe} \quad [8]$$

$$SKILL\_E = \frac{RMSE_u}{SD_o} \quad [9]$$

$$SKILL\_V = \frac{SDe}{SD_o} \quad [10]$$

$$SKILL\_R = \frac{RMSE}{SD_o} \quad [11]$$

Onde:

N = Número de simulações;

i = Hora;

Vo = Valor observado;

Ve = Valor estimado;

$\hat{V} = a + b0$  é a equação da regressão linear com intercepção (a) e declive (b).

O *MBE* descreve a tendência do erro e é meramente a diferença entre os valores observados e os valores estimados, estando o valor obtido relacionado com a magnitude dos valores analisados. Um valor negativo ocorre quando os valores estimados são inferiores aos observados. Por outro lado, o *RMSE* mede a magnitude do erro estimado considerando que uma estimativa perfeita terá valor igual a zero. O *RMSE* pode ser dividido em erro sistemático quadratico médio (*RMSE<sub>s</sub>*) e erro não sistemático quadratico médio (*RMSE<sub>u</sub>*). Segundo Willmott (1982), esta é uma das melhores medidas para definir a diferença entre os valores estimados e os valores observados. O *IOA* é uma medida que analisa as variações dos valores estimados em torno da media dos valores observados. Valores de *IOA* superiores a 0,50 são considerados bons e num modelo perfeito o *IOA* é igual a 1,0. Relativamente à aplicação do *r*, vários autores não recomendam a utilização desta variável para avaliação da performance dos modelos uma vez que este não está bem definido e não é consistente (Chang & Hanna, 2004; Willmott, 1982).

Por outro lado, para avaliação dos dados de qualidade do ar tem sido apresentado um conjunto de parâmetros estatísticos de desempenho dos modelos e na grande maioria implementados no modelo BOOT. Estes métodos têm sido usados em diversos estudos e foram adoptados como método europeu para avaliação de modelos (Olesen, 2001). Chang & Hanna (2004) discutem uma série de metodologias de avaliação de modelos de qualidade do ar com base no BOOT. A média geométrica do bias (*MG*), a variância geométrica (*VG*) e

o factor de correlação ( $r$ ) são por vezes usados na avaliação dos modelos de qualidade do ar. Contudo, segundo Chang & Hanna (2004), as variáveis  $MG$  e  $VG$  são mais adequadas quando as concentrações variam algumas ordens de grandeza. Vários estudos (Luhar & Hurley, 2003; 2004; Hurley, 2006; Hurley et al., 2005; Park & Seok, 2007; Thepanondh et al., 2005; Zawar-Reza et al., 2003) usam outros parâmetros estatísticos tais como a razão entre os valores máximos ( $MAX_r$ ), o *robust highest concentration* ( $RHC$ ), o erro quadrado da média normalizado ( $NMSE$ ), o factor de 2 ( $F2$ ), e a fracção Bias ( $FB$ ):

$$MAX_r = \frac{MAX_e}{MAX_o} \quad [12]$$

$$RHC = V(R) + (\bar{V} - V(R)) \ln\left(\frac{3R-1}{2}\right) \quad [13]$$

$$RHC_r = \frac{RHC_e}{RHC_o} \quad [14]$$

$$NMSE = \frac{(\overline{Vo-Ve})^2}{(\overline{VoVe})} \quad [15]$$

$$F2: 0,5 \leq \frac{Ve}{Vo} \leq 2 \quad [16]$$

$$FB = \frac{2(\overline{Vo-Ve})}{\overline{Vo+Ve}} \quad [17]$$

Onde:

$R=11$ ;

$V(R)$  é a  $R$  maior concentração;

$\bar{V}$  é a concentração media das  $R - 1$  maiores concentrações;

$Vo$  = valor observado;

$Ve$  = valor estimado.

O  $FB$  é uma medida estatística recomendada pela USEPA (1992a) para comparação de modelos. Esta é uma medida simétrica com valores que variam entre +2, extremamente sobrestimados, e -2, extremamente subestimados. O  $FB$  é baseado numa escala linear e refere-se apenas a erros sistemático enquanto o  $NMSE$  reflecte ambos os erros, sistemáticos e não sistemáticos. Um modelo perfeito deverá ter um  $IOA=1$ , um  $NMSE=0$ , um  $F2=1,0$  e um  $FB=0$ . Com base nestes objectivos, Park e Seok, (2007) definem uma metodologia para seleccionar um modelo (Tabela IV.10).

Tabela IV.10 – Funções *IOA*, *NMSE*, *F2*, e *FB*, (Adaptado: Park e Seok, (2007)).

		<i>IOA</i>	<i>NMSE</i>	<i>F2</i>	<i>FB</i>	<i>FB<sub>fn</sub></i>	<i>FB<sub>fp</sub></i>
Avaliação	++	$0.5 < IOA$	$NMSE < 4$	$0.5 < F2$	$-0.3 < FB < 0.3$	$-0.3 < FB_{fn} < 0.3$	$-0.3 < FB_{fp} < 0.3$
	+	$0.4 < IOA < 0.5$	$4 < NMSE < 9$	$0.4 < F2 < 0.5$	$0.3 < FB < 1$ $-1.3 < FB < -0.3$	$0.3 < FB_{fn} < 1$ $-1.3 < FB_{fn} < -0.3$	$0.3 < FB_{fp} < 1$ $-1.3 < FB_{fp} < -0.3$
	+/-	$0.3 < IOA < 0.4$	$9 < NMSE < 16$	$0.3 < F2 < 0.4$	$1 < FB < 1.2$ $-1.2 < FB < -1$	$1 < FB_{fn} < 1.2$ $-1.2 < FB_{fn} < -1$	$1 < FB_{fp} < 1.2$ $-1.2 < FB_{fp} < -1$
	-	$0.2 < IOA < 0.3$	$16 < NMSE < 25$	$0.2 < F2 < 0.3$	$1.2 < FB < 1.33$ $-1.33 < FB < -1.2$	$1.2 < FB_{fn} < 1.33$ $-1.33 < FB_{fn} < -1.2$	$1.2 < FB_{fp} < 1.33$ $-1.33 < FB_{fp} < -1.2$
	--	$IOA < 0.2$	$25 < NMSE$	$F2 < 0.2$	$FB > 1.33$ $FB < -1.33$	$FB_{fn} > 1.33$ $FB_{fn} < -1.33$	$FB_{fp} > 1.33$ $FB_{fp} < -1.33$

Tendo em conta a análise efectuada, a avaliação estatística dos resultados obtidos com o modelo TAPM para o domínio de estudo foi realizada para a componente meteorológica e de qualidade do ar. No caso da componente meteorológica foram usados o  $\bar{V}$ , o *SD*, o *MBE*, o *RMSE*, o *r*, o *IOA*, o *SKILL\_E*, o *SKILL\_V*, e o *SKILL\_R*, para avaliar os valores estimados pelo modelo tendo em conta os dados da EMA localizada na VCI e que correspondem a parâmetros comumente usados neste tipo de estudos (Edwards et al., 2004; Hurley, 2008; Hurley et al., 2003; 2005; Luhar & Hurley, 2003; 2004; Tang et al., 2009; Zawar-Reza et al., 2003). Por outro lado, para avaliar a componente de qualidade do ar foram usados o  $\bar{V}$ , o *SD*, o *MAX<sub>r</sub>*, o *RHC<sub>r</sub>*, o *r*, o *IOA* o *NMSE*, o *F2*, e o *FB* para avaliar os valores estimados pelo modelo tendo em conta as concentrações registadas pelas estações de qualidade do ar de fundo, dado este tipo de estação ser o mais representativo. Estes parâmetros correspondem aos geralmente usados na avaliação das estimativas de qualidade do ar (Hurley, 2006; Hurley et al., 2005; Luhar & Hurley, 2003; 2004; Thepanondh et al., 2005). Para esta componente foi também efectuada a avaliação com base nos objectivos de qualidade traduzidos em graus de incerteza definidos pela Directiva 2008/50/EC. Os sub-capítulos seguintes apresentam os resultados obtidos.

### 3.2.2.1 Meteorologia

Vários estudos têm sido desenvolvidos com intuito de comparar os resultados meteorológicos do TAPM com outros modelos, nomeadamente com os do modelo MM5. Tang et al. (2009) aplicaram os modelos a Gotemburgo, Suécia, e concluíram que nas simulações junto das superfícies urbanas e áreas costeiras, como é o caso da AMP, a simulação do vento e temperatura têm um melhor desempenho com o TAPM do que com o MM5. Porém, apesar dos dois modelos reproduzirem bastante bem o gradiente nocturno de temperatura vertical, durante o dia o gradiente é subestimado. Os dois modelos apresentam

dificuldades na previsão de baixas velocidades do vento durante a noite. Num outro estudo, Soriano et al. (2004) aplicaram os dois modelos à região da Catalunha, Espanha, e concluíram que as diferenças entre os dois modelos não são significativas. Por outro lado, Adeeb (2004) aplicou o modelo a Adelaide, Austrália, e concluiu que o TAPM reproduz bem a componente meteorológica indicando, contudo, que as brisas não são completamente capturadas. Por outro lado, Coutinho et al. (2007), numa aplicação do modelo à região Sul de Portugal, refere que o TAPM consegue identificar com bastante sucesso os diversos períodos meteorológicos considerados.

Relativamente aos resultados das simulações efectuadas para a AMP, a avaliação foi realizada tendo em conta os parâmetros meteorológicos de temperatura, velocidade e direcção do vento monitorizados pela estação meteorológica instalada na VCI (§ IV.1). A avaliação dos parâmetros meteorológicos é fundamental uma vez que são estes parâmetros os principais responsáveis pela distribuição dos contaminantes na atmosfera. Uma análise qualitativa indica que o TAPM identifica com bastante sucesso os diversos períodos meteorológicos para 2006 (Figura IV.29 a Figura IV.31).

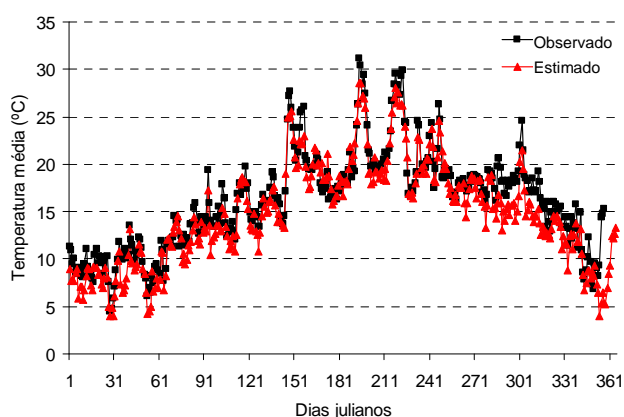


Figura IV.29 - Temperatura média (°C), observada e estimada, na VCI em 2006.

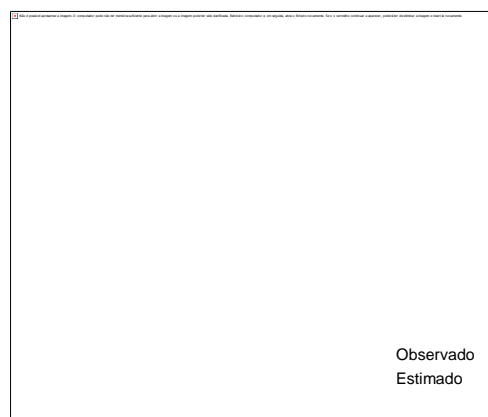


Figura IV.30 - Direcção (°) e velocidade do vento (m.s<sup>-1</sup>), observada e estimada, na VCI em 2006.

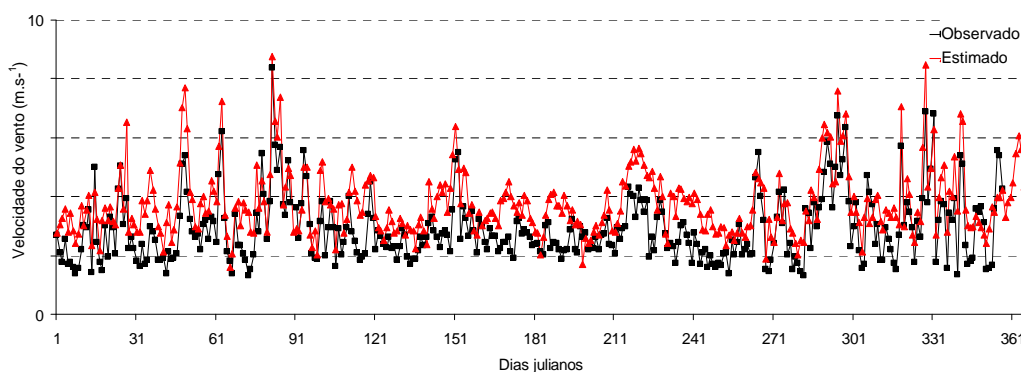
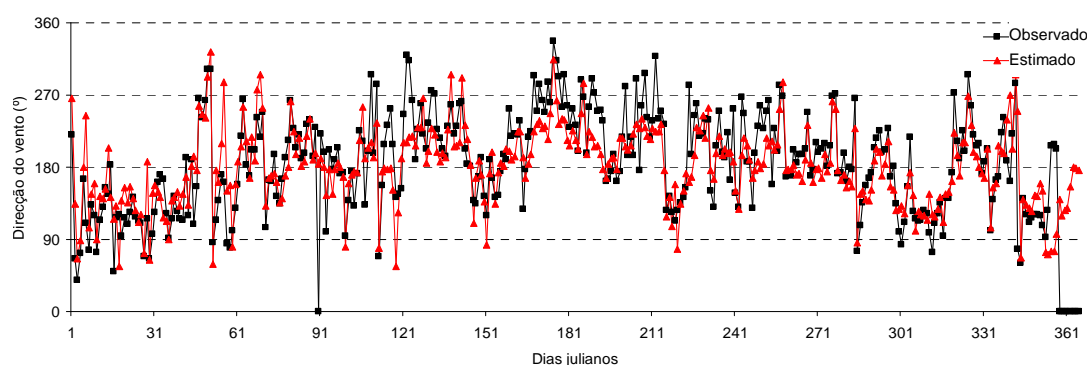


Figura IV.31 - Velocidade média do vento (m.s<sup>-1</sup>), observada e estimada, na VCI em 2006.


 Figura IV.32 - Direcção média do vento ( $^{\circ}$ ), observada e estimada, na VCI em 2006.

Para a avaliação estatística dos resultados meteorológicos estimados com o TAPM para a AMP considerou-se a temperatura, velocidade do vento, a componente U (este/oeste) e a componente V (norte/sul) da direcção do vento. Genericamente esta avaliação (Tabela IV.11) mostra que os valores estimados estão dentro das gamas obtidas noutros estudos (Edwards et al., 2004; Hurley, 2008; Hurley et al., 2003; 2005; Luhar & Hurley, 2003; 2004; Tang et al., 2009; Zawar-Reza et al., 2003; Zawar-Reza et al., 2005). Note-se que os valores estimados de temperatura encontram-se subestimados ( $MBE < 0$ ), enquanto que as restantes variáveis se encontram ligeiramente sobrestimados, embora muito próximos de zero ( $MBE > 0$ ). O  $SD$  entre os valores observados e estimados são próximos e o valor do  $RMSE$  é inferior ou muito próximo ao valor de  $SD$  observado o que de acordo com Pielke (1984) indica que o modelo tem capacidade para obter boas estimativas. Para todas as variáveis analisadas, o  $r$  é superior a 0,6 e o  $IOA$  superior a 0,7 o que mostra uma forte agregação dos resultados do modelo principalmente no caso da temperatura e da componente V da direcção do vento com valores de  $IOA$  superiores a 0,9.

Tabela IV.11 - Resultados da análise estatística da componente meteorológica do TAPM para a temperatura, velocidade e direcção de vento.

Parâmetros estatísticos	Valores de referência	Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ )		Velocidade do vento ( $\text{m.s}^{-1}$ )		Componente U (este/oeste) ( $\text{m.s}^{-1}$ )		Componente V (norte/sul) ( $\text{m.s}^{-1}$ )	
		Observ.	Estimad.	Observ.	Estimad.	Observ.	Estimad.	Observ.	Estimad.
$N$	-	8550	8760	8348	8760	8348	8760	8348	8760
$\bar{V}$	-	16,3	14,8	2,9	3,8	-0,09	0,35	-0,31	-0,34
$SD$	-	8,4	6,8	1,6	1,6	2,2	3,1	2,5	2,6
$MBE$	$\approx 0$	-1,2		1,0		0,4		0,1	
$RMSE$	$\approx 0$	3,3		1,9		2,2		1,5	
$RMSE_s$	$\approx 0$	5,8		1,0		0,4		0,4	
$RMSE_u$	$\approx 0$	3,0		1,2		2,2		1,5	
$r$	$\approx 1$	0,90		0,64		0,72		0,82	
$IOA$	$> 0,5$	0,93		0,69		0,81		0,90	
$SKILL_E$	$< 1$	0,53		0,76		0,99		0,60	
$SKILL_V$	$\approx 1$	1,20		0,99		1,43		1,06	
$SKILL_R$	$< 1$	0,22		0,52		0,20		0,03	

### 3.2.2.2 Qualidade do ar

A análise qualitativa do modelo permite verificar que este consegue seguir a tendência diária de evolução dos níveis de concentração, identificando os valores máximos e mínimos, apesar de se registar por vezes algum desfasamento. A título de exemplo, apresenta-se na Figura IV.33 uma comparação dos valores horários observados e previstos, de CO e O<sub>3</sub> respectivamente, correspondente à localização da estação de monitorização automática de Vila Nova da Telha (Ref. 1031). Em ambos os casos o TAPM sobrestima os valores máximos, em particular os valores de pico de CO, e subestima os valores mínimos.

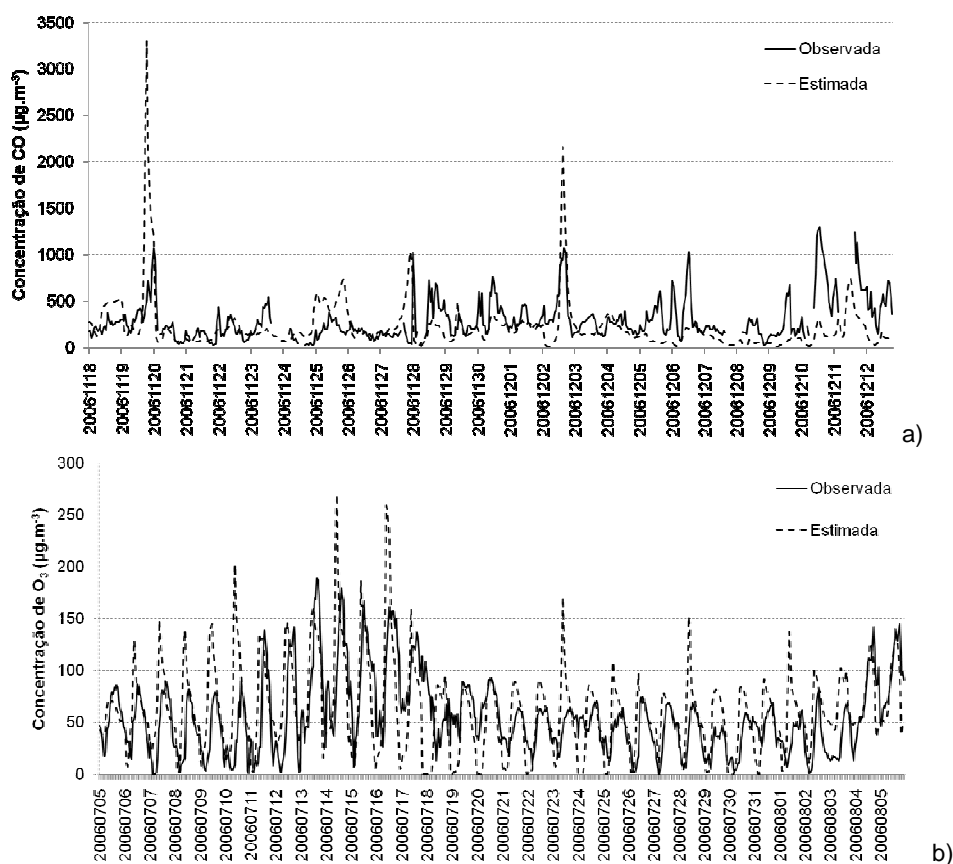


Figura IV.33 - Concentração média horária ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), observada e estimada, na estação de Vila Nova da Telha (Ref. 1031) para: a) CO in 18/11-12/12/2006; b) O<sub>3</sub> in 05/07-05/08/2006.

A comparação directa entre os valores estimados com os observados pode, por vezes, conduzir a conclusões erradas devido às incertezas nas observações, turbulência da atmosfera, erros de medição, etc.. Assim, para uma avaliação mais precisa, além da avaliação qualitativa do modelo, é também fundamental a sua avaliação quantitativa. Para esta análise, o estudo estatístico permite quantificar os resultados face aos valores observados. Desta forma, para a avaliação dos resultados previstos pelo TAPM foram

calculados diversos parâmetros estatísticos ( $\bar{V}$ ,  $SD$ ,  $MAX_r$ ,  $RHC_r$ ,  $r$ ,  $IOA$ ,  $NMSE$ ,  $F2$  e  $FB$ ) para as simulações de qualidade do ar de 2005 e 2006 utilizando o modelo BOOT. Para a avaliação teve-se em conta as estações de fundo de Vila Nova da Telha (Ref. 1031), Leça do Balio (Ref. 1034), e Santo Tirso (Ref.1040), Centro de Lacticínios (Ref. 1044), Calendário (Ref. 1045).

Genericamente, a análise estatística indica que, a componente de dispersão e transporte de poluentes do TAPM dá resultados válidos, próximos dos observados para as concentrações médias anuais dos poluentes analisados nas estações de fundo da Rede Automática de Monitorização da Qualidade do Ar existente para o domínio de estudo. Contudo, uma excepção é a estimativa do  $SO_2$  nomeadamente no que respeita à análise do  $F2$ . O decréscimo do desempenho do modelo para este poluente pode eventualmente estar associado à limitação existente nos dados de emissões pontuais e /ou na baixa precisão dos dados de concentração medidos pelas estações de qualidade do ar publicados (APA, 2009). Para ambos os cenários e para todos os poluentes o valor de  $r$  é baixo. Apesar de tudo, o  $IOA$  é bom nomeadamente para a estimativa do  $O_3$ . Note-se que os valores de  $IOA$  são melhores para o cenário de referência 1 do que para o cenário com referência 2 e o mesmo se verifica tendo em conta a análise do  $MBE$ . A análise do  $FB$  exhibe bons resultados contudo, uma análise detalhada do  $FB_{fn}$  e do  $FB_{fp}$  revela que muitas vezes os valores estão ligeiramente sobre ou subestimados. No que respeita à análise dos valores máximos, verifica-se que as concentrações estão ligeiramente sobreestimadas para todas as estações em particular para o  $CO$  e o  $NO_2$ . Para este parâmetro os valores são melhores para o cenário de referência do que para o cenário de referência 2.

A comparação dos resultados entre os cenários de referência 1 e 2 são na sua maioria positivos e apenas 5% das variáveis do cenário com referência 1 e 2% das variáveis para o cenário com referência 2 têm fracos resultados (Tabela IV.12 e Tabela IV.13). Uma análise média, mostra que as concentrações estimadas apresentam melhores resultados para o cenário de referência 1 (2006) do que para o cenário de referência 2 (2005) (Tabela IV.14). Nesta perspectiva, o cenário de referência adoptado será o de 2006. Note-se porém que a performance do TAPM pode ser melhorada assumindo uma variação temporal das emissões, reforçando o detalhe das emissões pontuais e melhorando as estimativas da base de dados de emissões em área.





Tabela IV.14 – Avaliação estatística entre as concentrações observadas e estimadas pelo modelo para o cenário 1 (2006) e 2 (2005) na AMP para: CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>10</sub>.

Poluente	Ref. estação	Avaliação (IOA, NMSE, F2 e FB)									
		2005					2006				
		++	+	+-	--	---	++	+	+-	--	---
CO	1031	3	-	-	-	1	3	-	-	-	1
	1034	2	-	1	-	-	3	-	1	-	-
	1040	3	-	-	-	1	3	-	-	-	1
NO <sub>2</sub>	1031	2	2	-	-	-	3	1	-	-	-
	1034	4	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	1040	2	2	-	-	-	3	1	-	-	-
	1044	2	2	-	-	-	3	1	-	-	-
	1045	2	-	2	-	-	3	1	-	-	-
O <sub>3</sub>	1031	4	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	1034	4	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	1040	4	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	1044	4	-	-	-	-	4	-	-	-	-
	1045	3	-	1	-	-	4	-	-	-	-
SO <sub>2</sub>	1031	-	2	1	1	-	-	1	2	-	1
	1034	-	2	2	-	-	-	2	1	1	-
	1040	1	1	1	1	-	-	2	1	-	1
	1044	-	2	1	1	-	-	2	1	1	-
	1045	2	-	2	-	-	2	-	2	-	-
PM <sub>10</sub>	1031	2	1	-	1	-	2	1	-	1	-
	1034	3	-	1	-	-	3	-	1	-	-
	1040	3	-	-	1	-	3	-	-	1	-
	1044	3	-	1	-	-	3	-	1	-	-
	1045	3	-	-	1	-	3	-	-	1	-
Total:		49	14	13	6	2	58	12	10	5	4

A Directiva 2008/50/CE define objectivos de qualidade traduzidos em graus de incerteza para os processos de modelação da dispersão da qualidade do ar (Tabela IV.15). Este diploma descreve a incerteza associada ao modelo como sendo “o desvio máximo entre as concentrações medidas e calculadas, (...), em relação ao valor-limite”. Tendo em conta este conceito, verifica-se que o modelo, à excepção da estimativa da concentração de PM na estação 1031, simula bem as concentrações nas estações de monitorização de qualidade do ar da região em estudo. Note-se que não só a percentagem de valores estimados se situa abaixo do limite de referência, mas também o valor médio de incerteza é baixo para todos os parâmetros analisados nomeadamente para o CO, um dos principais poluentes em estudo (Tabela IV.15).

#### IV. Modelação da concentração de benzeno atmosférico na Área Metropolitana do Porto

Tabela IV.15 – Incertezas de acordo o definido pela Directiva 2008/50/CE, para os poluentes CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM, nas estações de fundo da rede automática de qualidade do ar localizadas no domínio de estudo em 2006.

Poluente	Parâmetro de avaliação	Valor de referência da incerteza para modelização (Directiva 2008/50/CE)	Valor médio de incerteza (%) e percentagem de valores estimados acima dos valores de referência para a estação de qualidade do ar com referência:				
			1031	1034	1040	1044	1045
CO	Média de 8 horas	50%	2,7±5,3% 0,3%	2,4±2,4% 0%	2,4±2,8% 0%	-	-
NO <sub>2</sub>	Médias horárias	50-60%	7,7±7,5% 0%	14,8±10,9% 0,2-0,6%	6,7±5,8% 0%	7,0±5,8% 0%	7,9±6,8% 0%
	Média anual	30%	- 7%	- 7%	- 15%	- 4%	- 12%
O <sub>3</sub>	Máximo diário octo-horário	50%	15,6±10,8% 0%	19,0±13,2% 1,9%	17,8±12,1% 0,6%	16,9±13,3% 1,1%	18,4±14,7% 2,8%
SO <sub>2</sub>	Médias horárias	50-60%	1,6±3,0% 0%	2,6±4,8% 0%	1,3±1,9% 0%	0,7±1,3% 0%	1,3±1,6% 0%
	Médias diárias	50%	3,5±3,4% 0%	5,5±6,1% 0%	2,7±2,3% 0%	1,5±1,6% 0%	2,9±2,7% 0%
PM	Média anual	50%	- 49,6%	- 66,1%	- 17,5%	- 8,8%	- 45,3%

Legenda:

	Cumpre
	No limiar
	Não cumpre

### 3.2.3 Resultados

A comparação dos resultados com o valor limite anual de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> para a protecção da saúde humana (5 µg.m<sup>-3</sup>) indica que, em 2006, apenas na zona central da cidade do Porto o limite é excedido. É também notório que as concentrações máximas de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> se localizam na cidade do Porto, verificando-se um decréscimo dos valores à medida que nos afastamos deste centro urbano. Entre 1991 e 2006 os níveis de concentração diminuíram cerca de 50% (Figura IV.34).

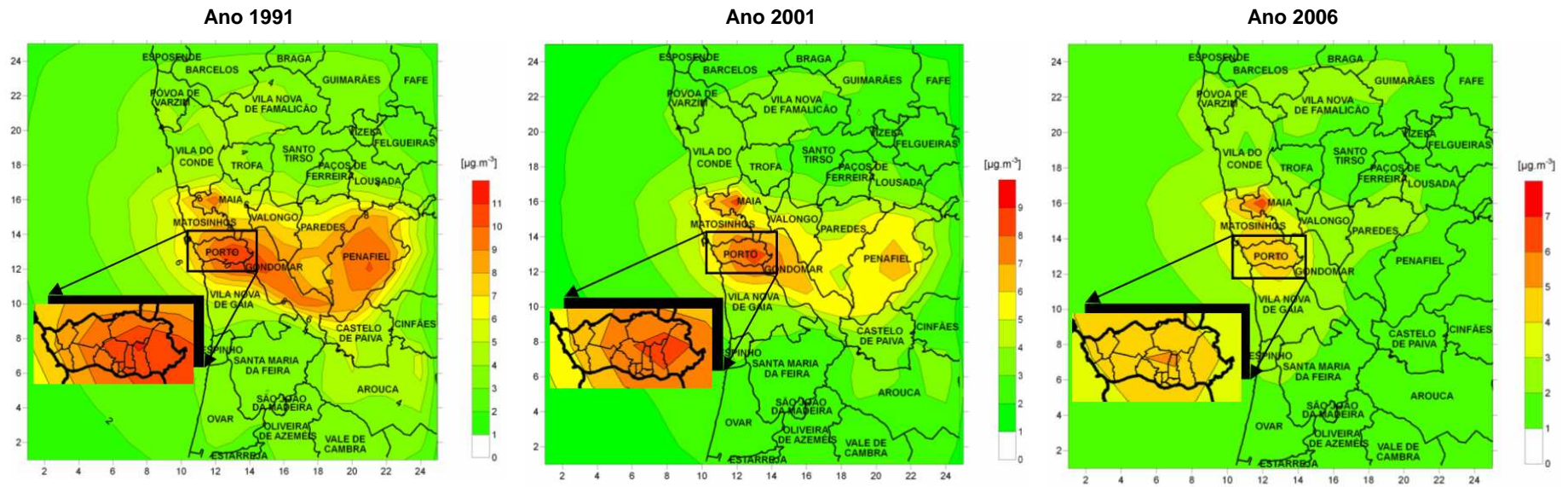


Figura IV.34 - Concentração média anual de  $\text{C}_6\text{H}_6$  ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ) no domínio de estudo em 1991, 2001 e 2006.

Relativamente à análise dos resultados obtidos com o *IQar* para o domínio de estudo verifica-se que, em média, a qualidade é boa no período analisado. A obtenção de locais com menor qualidade do ar deve-se, essencialmente, às concentrações  $PM_{10}$  e  $O_3$ . Dos concelhos em análise, a cidade de Gondomar é a que apresenta o pior valor, essencialmente devido aos elevados níveis de  $O_3$ . A zona oriental da cidade do Porto é também uma das zonas do domínio em estudo com baixo índice. Destacam-se ainda as zonas envolventes a estes concelhos em particular a zona Norte de Vila Nova de Gaia (Figura IV.35).

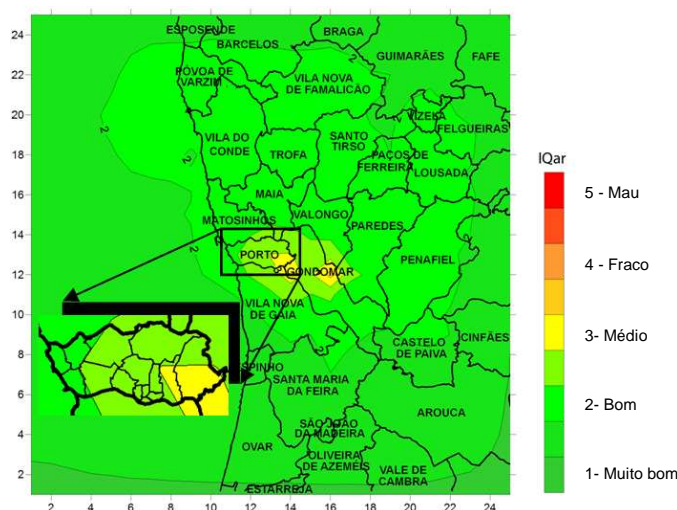
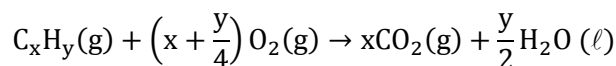


Figura IV.35 - Valor de *IQar* para o domínio de estudo, no ano 2006, tendo em conta os objectivos de qualidade do ar a atingir em 2010.

### 3.3 Modelação da qualidade do ar na Via de Cintura Interna

A queima de combustíveis fósseis como o gasóleo e a gasolina, em condições ideais, segue a seguinte reacção química (UE, 2003):



Sendo que:

$C_xH_y$  = Hidrocarbonetos;

$O_2$  = Oxigénio;

$CO_2$  = Dióxido de carbono;

$H_2O$  = Água.

Na prática, a combustão não ocorre segundo a equação ideal. Algum do carbono é oxidado de forma incompleta e é emitido como CO ou PM. Uma outra parte do combustível é

libertado para a atmosfera sob a forma de COV através da evaporação (UE, 2003).

Segundo a pesquisa bibliográfica, a circulação de tráfego rodoviário constitui uma das principais fontes de  $C_6H_6$  (EC, 2000; EEA, 2007; USEPA, 1998). Assim, o TAPM foi usado para avaliar o impacto deste poluente na VCI, uma das principais vias de tráfego da cidade do Porto. Nos próximos sub-capítulos é apresentada a metodologia e respectivos resultados obtidos.

### 3.3.1 Metodologia

Para avaliação da concentração média anual de  $C_6H_6$  na envolvente da VCI, recorreu-se ao modelo TAPM (versão 3.0). Selecionou-se um domínio tendo em atenção a superfície e localização geográfica da VCI bem como o regime de ventos dominantes. O ponto central do domínio coincide com o ponto central da cidade do Porto localizado na escola secundária Carolina Michaelis (41°9'34,94"N, -8°37'19,32"W).

Para simulação dos dados meteorológicos foi aplicada a técnica de *nesting*, usando cinco grelhas quadradas de 750 km, 250 km, 75 km, 25 km e 7,5 km de lado, com 25x25 células. Em termos verticais considerou-se uma distribuição desigual em 25 níveis, entre os 10 e os 8 000 m, com aumento do espaçamento entre níveis em função do aumento da altura em relação ao solo. Em concordância com a análise efectuada no § IV.1, o período de simulação refere-se ao ano meteorológico de 2006 tendo sido usados, para forçamento do sistema, os dados da análise sinóptica realizados pelo ECMWF.

Para a simulação da dispersão das emissões de  $C_6H_6$  em toda a VCI, consideraram-se as emissões da VCI em linha estimados a partir do modelo ARLIPE (§ IV.2) usando uma grelha quadrada de 25x25 células, com células de 300 m de lado.

Para a avaliação do modelo, efectuou-se apenas a avaliação da componente de qualidade do ar. Compararam-se estatisticamente os resultados estimados com os resultados observados nas campanhas de qualidade do ar de 2006 referidas no capítulo III.2. Os níveis de concentrações simuladas dizem apenas respeito ao contributo da VCI para o estado da qualidade do ar no domínio em estudo.

### 3.3.2 Avaliação do modelo

A análise dos resultados da simulação das concentrações  $C_6H_6$  na VCI indica que

genericamente a obtenção de resultados próximos aos observados para os dois períodos considerados pelas campanhas sazonais realizadas com difusores passivos (Tabela IV.16). Contudo, por vezes as concentrações estimadas estão fora dos limites de incerteza observados. É de referir, porém, que nesta simulação apenas foram tidas em conta as emissões de  $C_6H_6$  na VCI. Assim, a comparação entre os valores observados e estimados não é de todo rigorosa uma vez que as concentrações observadas estão também expostas a outras fontes de emissão, como por exemplo vias de tráfego adjacentes. Além disso, não foram tidas em conta as construções adjacentes o que aumenta a dispersão das emissões.

Tabela IV.16 – Concentrações médias de  $C_6H_6$  ( $\mu g.m^{-3}$ ), observadas e estimadas, na VCI em 2006.

Período / Sub-domínio		Concentrações de $C_6H_6$ ( $\mu g.m^{-3}$ )	
		Observada	Estimada
Inverno (10 e 31/01/2006)	Boavista	2,8 ± 1,1	2,2
	Prelada	2,3 ± 0,3	3,0
	Amial	3,0 ± 0,6	3,2
	Antas	2,6 ± 0,2	1,3
Verão (12 e 29/09/2006)	Boavista	2,1 ± 0,7	2,3
	Prelada	1,3 ± 0,4	2,9
	Amial	1,7 ± 0,5	3,0
	Antas	1,6 ± 0,2	1,6

### 3.3.3 Resultados

Na Figura IV.36 apresenta-se as estimativas das concentrações médias anuais de  $C_6H_6$  na VCI em 2006. As concentrações máximas horárias podem atingir os  $70,7 \mu g.m^{-3}$  no nó da VCI com o acesso à A3/A4. Em alguns locais, os valores médios anuais atingem valores muito próximos do valor limite de protecção da saúde humana de  $5 \mu g.m^{-3}$  definido pela Directiva 2008/50/CE. Porém, a simulação não teve em conta a existência dos edifícios. Este facto adquire particular importância na zona da Boavista, onde a altura e a densidade das habitações é particularmente elevada, bem como a proximidade a esta via de tráfego o que limita a dispersão. Em locais como este, e tendo em conta a presença de outras fontes de emissão de  $C_6H_6$  a população está tendencialmente exposta a níveis superiores ao valor limite de protecção da saúde humana definido pela Directiva 2008/50/CE. A população menos exposta é a residente na zona da ponte do Freixo enquanto a mais exposta se localiza na zona do Amial, nomeadamente na zona Noroeste, direcção que a massa de poluentes adquire. Os resultados indicam que esta via tem um impacto substancial na qualidade do ar nomeadamente para as populações que residem em torno dos 600 m de distância. A partir desta distância as concentrações decrescem para níveis inferiores a  $1 \mu g.m^{-3}$ .

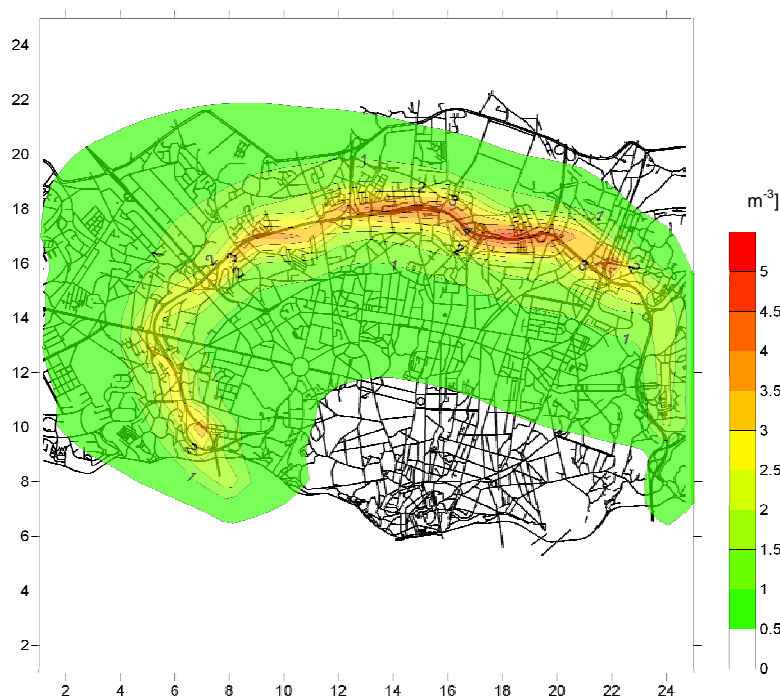


Figura IV.36 – Concentração média anual de  $C_6H_6$  ( $\mu g \cdot m^{-3}$ ), na VCI em 2006.

#### 4 Síntese conclusiva

O desempenho positivo do modelo, com a produção de estimativas de concentrações dentro dos parâmetros aceitáveis face aos valores observados, indica que a metodologia desenvolvida é válida. Desde modo é possível conhecer a variação temporal e espacial dos níveis médios anuais da concentração de  $C_6H_6$  na AMP, a partir das concentrações de CO estimada usando como ferramenta o modelo TAPM. Para a obtenção destes resultados destaca-se não só as capacidades deste modelo, nomeadamente para a simulação de séries longas, mas também a qualidade das bases de dados de emissões usadas baseadas na recolha exaustiva de informação detalhada para o domínio em estudo.

As concentrações de  $C_6H_6$  obtidas na AMP, para os anos de 1991, 2001 e 2006, indicam uma tendência de diminuição dos valores à semelhança do registado nas emissões. Esta diminuição é mais evidente na cidade do Porto onde os níveis são também superiores. Porém, em 2006, os valores limite de protecção à saúde humana no concelho do Porto são ainda ultrapassados em alguns locais nomeadamente nas freguesias localizadas na zona central do concelho. A análise das principais causas para o registo de elevadas concentrações, indica que no concelho do Porto, o sector dos transportes rodoviários é responsável por cerca de 50% das emissões antropogénicas. Outro aspecto relevante é a



importância de algumas das fontes industriais, em particular a Noroeste, quadrante dos ventos predominantes na região e que poderão estar a contribuir para o aumento das concentrações de  $C_6H_6$  no concelho do Porto.

Dada o elevado contributo do sector dos transportes rodoviários nas emissões de  $C_6H_6$  na cidade do Porto, avaliou-se a contribuição individual das emissões registadas na VCI. A metodologia desenvolvida permitiu estimar as emissões atmosféricas anuais horárias, na VCI, a partir da análise da variação de tráfego no centro no concelho do Porto. A utilização de contagens de tráfego divididas por dias úteis e fim-de-semana, bem como a separação de classes de veículos permitiram aferir uma ponderação da emissão mais detalhada e realista, constituindo um factor fundamental na obtenção de bons resultados.

A avaliação do impacte da VCI na qualidade do ar indica que em alguns locais, as concentrações médias anuais de  $C_6H_6$  são muito próximas do valor limite de protecção da saúde humana definido pela Directiva 2008/50/CE de  $5 \mu g.m^{-3}$ . Tendo em conta a presença de outras fontes de emissão no domínio, não contempladas nesta análise, verifica-se que a população residente em torno dos 600 m está exposta a níveis mais elevados deste poluente nomeadamente a residente na zona noroeste do Amial, local onde os valores são em média superiores.

A metodologia desenvolvida, usando técnicas de modelação da dispersão das emissões, permitiu conhecer as concentrações de  $C_6H_6$  no ar exterior, no período e domínio em estudo. Porém, quando se pretende avaliar o impacte de uma substância na saúde humana, é importante avaliar a exposição e/ou dose, dado que a contribuição das fontes internas poderão ter um peso importante. Nesta perspectiva, de modo a avaliar todos os contributos para a inalação de  $C_6H_6$ , no período e domínio em estudo, no próximo capítulo é avaliada a exposição, a dose e o risco de inalação deste poluente.

## V. Exposição, dose e risco devido à inalação de benzeno atmosférico

No centro das recentes revisões legislativas, nomeadamente com a Directiva 2008/50/CE, está a necessidade de melhoria da compreensão do impacte dos poluentes atmosféricos na saúde humana. Embora seja essencial compreender os mecanismos de combate à poluição, é condição prévia ter as melhores estimativas possíveis para quantificar a exposição e a dose total através das diferentes vias de entrada no organismo humano.

As medições utilizadas para determinar o cumprimento dos normativos sobre qualidade do ar devem satisfazer certos critérios, nomeadamente serem efectuadas fora da influência directa de fontes de emissão. No entanto, muitas vezes, a avaliação da exposição e da dose é realizada com base nas medições efectuadas por estas redes de monitorização, apesar da zona de respiração ser muito mais próxima das principais fontes de emissões como são o caso das emissões provenientes dos veículos rodoviários. De forma a conhecer diferentes técnicas para avaliação do impacte da poluição atmosférica na saúde humana, nos próximos sub-capítulos é efectuado um levantamento das metodologias para quantificação da exposição, dose e risco. Com base nesta análise, é desenvolvida uma metodologia e apresentados os respectivos resultados para avaliação do impacte na saúde decorrente da inalação de  $C_6H_6$ , para a população residente na AMP. Usaram-se as concentrações de  $C_6H_6$  estimadas para o ano de 1991, com o objectivo de, no próximo capítulo (§ VI), relacionar a exposição média, de longo termo, com a incidência actual de patologias suspeitas de relação com este poluente.

### 1 Avaliação da exposição

Nos próximos sub-capítulos são apresentados os métodos para avaliação da exposição, bem como a metodologia adoptada e respectivos resultados obtidos para a estimativa da exposição da população residente na AMP ao  $C_6H_6$  atmosférico.

#### 1.1 Métodos para avaliação da exposição

Segundo o *IPCS Risk Assessment Terminology* (WHO/IPCS, 2004), a avaliação da exposição consiste na medida ou estimativa da exposição de um organismo, sistema ou população a um agente, sendo determinada através da quantificação da magnitude,

frequência e duração desse contacto. A sua quantificação é, geralmente, determinada a partir da concentração do agente e dos hábitos ao longo da vida para um dado conjunto de características do organismo(s) alvo.

No processo de avaliação da exposição é essencial a selecção do cenário de exposição, isto é, uma combinação de factos, considerações e inferências que definem a situação a uma exposição potencial (WHO, 2004a). A caracterização dos cenários de exposição pode ser dividida em três tipos (Heinemeyer (2003), *In* Heinemeyer (2008)):

- **Utilização:** caracteriza como um poluente está presente num determinado produto e como este é usado;
- **Disposição:** descreve a forma como um poluente é libertado e distribuído num dado espaço;
- **Comportamento:** descreve a forma como as pessoas entram em contacto com os poluentes.

A definição do cenário de exposição é criado para auxiliar o processo de estimativa da exposição e inclui as características de toxicidade do poluente em análise, o tipo de agente (biológico, químico, físico, etc.), as fontes (antropogénicas /não antropogénicas, em área /pontuais, etc.), o tipo de transporte (ar, água, etc.), as rotas de exposição (inalação, ingestão, etc.), a escala geográfica (global, regional, local, etc.), a escala temporal (passado, presente, etc.), a população exposta (população geral, sub-grupos) e o tipo de exposição (ocupacional, residencial, etc.). Segundo a USEPA (2002), num estudo realizado com vários especialistas, num processo de avaliação da exposição o ideal seria efectuar a estimativa com base numa função contínua ao longo do tempo. Nesta perspectiva, os dados ideais para a avaliação da exposição consistem, segundo Elliott et al. (2001), na obtenção de informação precisa da população da região em estudo, incluindo as características individuais, movimentos e medição das exposições pessoais. Contudo, a obtenção desta informação é impraticável e um número considerável de simplificações são impostas pelos dados disponíveis. Assim, em estudos de exposição considera-se que, ao longo do período em estudo, um indivíduo entra em contacto com ambientes diferentes, microambientes, que pelas suas características apresentam concentrações homogéneas ou bem caracterizadas da concentração de um agente (WHO, 2004a).

Outro dos aspectos a ter em consideração consiste no facto das concentrações de poluentes em ambientes internos não ser idêntica à dos ambientes externos. Sistemas de

ventilação filtram determinados poluentes, mas em certos casos, como o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, as fontes internas de poluentes, como por exemplo materiais de construção, fumo de tabaco, confecção de alimentos, aquecimento, etc., podem aumentar a sua concentração (Etkin, 1996; Pilidis et al., 2009; Schneider et al., 1999; Shimer et al., 2005; Wallace, 1989; Wallace et al., 1991; Yu & Crump, 1998). Outra fonte de variabilidade das concentrações é a variação das condições meteorológicas ao longo do ano e que afectam os níveis de emissão de diversas fontes, a sua dispersão e transporte na atmosfera, bem como as reacções químicas na atmosfera. Assim, nas suas rotinas diárias, as pessoas estão em contacto com poluentes em diversos microambientes, pelo que a diferença da composição das diferentes fontes, internas e externas, e a sua contribuição relativa para a exposição pessoal total deve ser reconhecida uma vez que diferentes períodos e locais de actividade conduzem a exposições pessoais diferentes (WHO, 1999).

Uma aproximação comum para a determinação da exposição pessoal consiste na definição de uma matriz de actividades e microambientes associados a cada elemento. Contudo, além da importância da variabilidade espacial, a variabilidade temporal também deverá ser tida em conta, não só porque as concentrações tendem a variar, por exemplo, ao longo do dia e /ou sazonalmente, mas também pelo facto do efeito do agente poder necessitar de prolongados períodos de exposição para se manifestar ou ter longos períodos de latência ou incubação (Gregg, 2008). Assim, os indivíduos não estão uniformemente distribuídos no espaço e no tempo, sendo os seus movimentos função das suas rotinas diárias, pelo que a sua exposição varia consoante o tipo de microambiente frequentado, bem como o período de exposição, nomeadamente hora do dia, dia da semana e estação do ano (Elliott et al., 2001).

Note-se, todavia, que o termo exposição muda de acordo com o contexto. A exposição pessoal refere-se à concentração média a que um indivíduo está sujeito num determinado local e período de tempo. Por outro lado, a exposição populacional refere-se a uma concentração média de um determinado agente contaminante numa população (WHO, 1999).

A exposição pode ser avaliada por métodos directos ou indirectos (WHO/IPCS, 2005). A avaliação por métodos directos, geralmente associada à estimativa da exposição pessoal, inclui a avaliação através da medição directa por recurso a difusores passivos, por recurso à análise de marcadores biológicos ou outro tipo de análises. No caso da avaliação da exposição por métodos indirectos, geralmente associada à estimativa da exposição

populacional, esta inclui a estimativa da quantidade de população exposta, a magnitude da concentração, e a duração da exposição. Com estes modelos é possível produzir resultados não só para o presente, mas também para o passado ou futuro. Os métodos directos são geralmente mais precisos do que os métodos indirectos, mas também mais demorados, dispendiosos e impraticáveis para implementação em estudos abrangendo vastas áreas populacionais.

Um modelo de exposição é uma plataforma desenhada para reflectir os processos da exposição humana do “mundo real”: o cenário de exposição. Essa necessidade de traduzir a realidade, torna a modelação da exposição quase sempre complexa, reflectindo-se na diversidade de modelos de exposição publicados como, por exemplo, o modelo *Benzene Exposure Assessment Model* - BEAM (USEPA (1993), *In Baker (2001)*), o modelo *Benzene Exposure and Absorbed Dose Simulation model* - BEADS (Macintosh et al. (1995), *In Baker (2001)*), o modelo *Regional Human Exposure* – REHEX (Fruin et al., 2001), *Stochastic Human Exposure and Dose Simulation model for Air Toxics* - SHEDS (Graham e Burke, 2004) entre outros (Carletti & Romano, 2002; Jensen, 1999; Tchepel et al., 2007). Todos estes modelos permitem estimar a exposição ao C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>.

Para estimar a exposição média,  $E$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), de uma população  $I$  (hab), a partir da concentração de poluentes  $C$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), num conjunto de microambientes  $J$  (n.º de locais), para um determinado período de tempo  $t$  (h), aplicando o método indirecto, tem-se:

$$E = \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J C_j t_{ij}$$

[18]

A precisão destes modelos depende do número de microambientes necessários para registar a variação da concentração. Se as actividades ou concentrações não variarem muito ao longo dos diferentes lugares que o indivíduo visita ao longo do dia, então um número reduzido de microambientes é suficiente para modelar a exposição (WHO, 1999). Contudo, muitas vezes as concentrações de poluentes podem oscilar significativamente devido à introdução de novas fontes. No caso do C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, a concentração registada em ambientes interiores pode aumentar devido a factores adicionais como por exemplo, o fumo do tabaco. Neste caso, Wallace et al. (1987) propõe estimar a concentração interior adicional  $C$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ), com base na taxa de emissão  $S$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{h}^{-1}$ ), no coeficiente de renovação do ar  $a$  ( $\text{h}^{-1}$ ), no factor de mistura ( $0 < m < 1$ ) e no volume da casa  $V$  ( $\text{m}^3$ ):

$$C = \frac{S}{a m V} \quad [19]$$

Várias formas de classificação dos modelos de exposição surgem na bibliografia. Contudo, parece haver um consenso para os classificar em dois grupos: 1) mecanicistas ou empíricos; e 2) determinísticos ou estocásticos. Quando os modelos combinam aspectos mecanicistas e empíricos, designam-se de modelos híbridos (WHO/IPCS, 2005). A Tabela V.1 apresenta as principais características destes grupos de modelos.

Tabela V.1 - Tipos de modelos de exposição (WHO/IPCS, 2005).

	Mecanicistas	Empíricos
<b>Determinísticos</b>	Construções matemáticas de processos físico-químicos que calculam saídas fixas para um conjunto fixo de entradas	Modelos estatísticos baseados em medições de valores de entrada e saídas (ex: modelos de regressão que relacionam concentrações atmosféricas e níveis de um poluente no sangue ou concentrações ambientais de um poluente com exposições individuais)
<b>Estocásticos</b>	Construções matemáticas de processos físico-químicos que calculam gamas ou distribuições de densidade de probabilidade de uma saída de um modelo de exposição (ex.: estimativa de exposições individuais para uma população em estudo)	Baseados em modelos de regressão, onde as variáveis e coeficientes do modelo são definidos por distribuições de probabilidade, representando a variabilidade e/ou incerteza nas entradas e parâmetros do modelo)

Os modelos mecanicistas simulam o comportamento de um agente no mundo real e no organismo alvo descrevendo o seu transporte e transformações físico-químicas através de equações matemáticas. Os resultados destes modelos podem ser estimados, mesmo quando não estão disponíveis medições das variáveis, como, por exemplo, para avaliação da exposição de situações passadas ou futuras (WHO/IPCS, 2005).

Os modelos empíricos são representações numéricas das relações entre as variáveis de entrada e saída baseadas noutras medições, não sendo necessário nenhuma relação causal entre as variáveis modeladas. Um exemplo deste tipo de modelos é o modelo de regressão entre a qualidade do ar exterior e a concentração no ar interior ou a exposição pessoal (WHO, 1999):

$$C_{ar\ interior} = k_0 + k_1 C_{ar\ exterior} \quad [20]$$

Onde:

$C$  = Concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) de um poluente;

$k_0, k_1$  = Constantes de ajuste.

Os modelos empíricos dependem da especificidade dos dados para os quais são aplicados, pelo que se torna incerta a aplicação a outros sistemas, nomeadamente no que respeita a outras localizações, populações ou períodos de tempo. Enquanto os modelos mecanicistas

necessitam de longos algoritmos e cálculos para avaliar, por exemplo, como é que o tempo dispendido no tráfego afecta a exposição, esta relação, dado um conjunto de dados, pode ser facilmente descrita usando um modelo empírico (WHO/IPCS, 2005).

Um modelo determinístico é um modelo cujas variáveis são dadas por valores constantes. Assim, o sistema é, para qualquer período, totalmente definido pelas condições iniciais e de fronteira. Por outro lado, um modelo estocástico tem em consideração a presença de efeitos aleatórios e prevê a probabilidade de ocorrência de exposição numa população. Para os modelos estocásticos simples, as soluções podem ser resolvidas analiticamente. Porém, modelos mais complexos recorrem frequentemente a simulações de Monte Carlo<sup>14</sup> para prever a densidade de distribuição. Assim, um modelo determinístico representa um único “ciclo” de um modelo estocástico. No entanto, qualquer modelo pode ser usado na forma determinística ou estocástica, isto é, se a entrada do modelo variar aleatoriamente, então o modelo é definido por uma densidade de distribuição e o modelo é estocástico, caso contrário ele é definido como determinístico (WHO/IPCS, 2005). Contudo a USEPA (2002) refere que a utilização de uma análise estocástica só deve ser usada quando existem dados credíveis de uma distribuição para o factor em consideração. Mesmo que essa distribuição seja conhecida, pode não ser necessário a aplicação desta técnica como, por exemplo, em casos onde se utilizam valores médios ou máximos para todas as variáveis.

## **1.2 Variabilidade e incerteza na avaliação da exposição**

A estimativa da exposição em estudos com seres humanos apresenta inúmeras incertezas quando comparada com estudos efectuados com animais em ambiente controlado. Em estudos retrospectivos, a exposição deveria ser baseada em dados de monitorização das concentrações. Contudo, no cálculo de exposição são geralmente usados modelos de actividade e reconstrução de níveis de concentração a partir de dados históricos e /ou actuais acompanhadas de uma análise de incertezas.

A caracterização da magnitude e incertezas da exposição é um processo complexo. Além disso, na modelação da exposição muitas são as variáveis a ter em conta. Devido à frequente ausência de informação, são impostas um número considerável de simplificações o que pode comprometer a utilidade de um determinado estudo (Elliott et al., 2001). A qualidade da estimativa da exposição pode estar afectada por efeitos aleatórios e erros

---

<sup>14</sup> O método de Monte Carlo é um método estatístico utilizado em simulações estocásticas. Este método envolve a geração de observações de alguma distribuição de probabilidades e o uso da amostra obtida para aproximar a função de interesse.

sistemáticos. Os efeitos aleatórios podem reduzir-se, seleccionando um modelo mais apropriado e melhorando a recolha dos dados. O segundo tipo de erros diz respeito ao processo de validação. A comparação entre os resultados dos modelos e as medições efectuadas não permite validar o modelo conceptual ou os algoritmos devido à variabilidade dos dados. Assim, o WHO/IPCS (2005) propõe três fases para avaliação dos modelos:

- **Modelo conceptual:** as relações entre os dados de entrada e saída do modelo devem ser reais e a sua natureza, forma ou relação deve ser conhecida;
- **A implementação do modelo deve seguir o modelo conceptual:** a definição das variáveis de entrada e saída devem descrever os eventos do modelo conceptual e os algoritmos devem traduzir o conhecimento que existe dessas relações;
- **Aplicabilidade do modelo a um conjunto de problemas:** deve avaliar a validade dos dados de entrada na descrição do sistema em estudo.

Segundo a USEPA (1992a), a caracterização e avaliação das incertezas são duas formas de descrição das incertezas a diferentes graus de sofisticação. Enquanto a caracterização se centra na discussão dos aspectos qualitativos, a avaliação centra-se, essencialmente, na discussão dos aspectos quantitativos.

O problema da incerteza na estimativa da exposição é grande e complexo pelo que, para a sua minimização, a primeira etapa passa pela identificação das fontes de incerteza. Para facilitar o estudo destes problemas, vários métodos têm sido propostos no intuito de dividir o problema em pequenos tópicos. Segundo a USEPA (1992a) e o WHO/IPCS (2008), este processo pode ser estruturado em três categorias: incerteza do cenário, devido à falta de informação ou análises incompletas; incerteza dos parâmetros, devido, por exemplo, a erros de amostragem ou medição; e incerteza do modelo, devido a falhas na teoria científica, nomeadamente no que se refere às questões biológicas básicas. A Tabela V.2 apresenta, para cada tipo de incerteza, as fontes associadas e alguns exemplos de incerteza.



Tabela V.2 - Tipos de incertezas, fontes associadas e exemplos (Adaptado: USEPA, 2002).

Tipo de incerteza	Fontes	Exemplo
Incerteza do cenário	Erros descritivos	Informação incorrecta ou insuficiente
	Agregação de erros	Aproximação espacial ou temporal
	Avaliação de erros	Seleção do modelo incorrecto
	Análises incompletas	Falta de informação sobre uma importante via de exposição
Incerteza dos parâmetros	Erros de medição	Medições imprecisas ou tendenciosas
	Erros de amostragem	Amostragens não representativas
	Variabilidade	Variação temporal, espacial ou das actividades
	Substituição dos dados	Estrutura de relação entre químicos
Incerteza do modelo	Relação entre erros	Inferências incorrectas com base nas correlações
	Modelação dos erros	Exclusão de variáveis relevantes

Embora alguns autores tratem a variabilidade como um tipo específico ou componente de incerteza, a USEPA (1995) propõe distinguir entre variabilidade e incerteza. Segundo este documento, a incerteza representa a falta de conhecimentos sobre factores que afectam a exposição ou o risco, enquanto a variabilidade resulta da verdadeira heterogeneidade entre as pessoas, espaços, e /ou o tempo.

A variabilidade está relacionada com a localização individual, actividade, comportamento, taxa de emissão de poluentes e processos físico-químicos que afectam a concentração. Segundo a USEPA (1992a) três tipos de variabilidade podem ser distinguidos:

- **Variação espacial:** pode ocorrer ao nível regional ou local. Duan (1982), *In* USEPA (1992a), introduziu pela primeira vez o conceito de microambiente para se referir a um determinado local onde as concentrações pudessem ser tratadas de forma homogénea num determinado período de tempo;
- **Variação temporal:** refere-se à variação ao longo do tempo, sendo consideradas variações de longo prazo (ex.: variações sazonais ou fracção de tempo dispendida ao ar livre) e de curto prazo (ex.: variação das concentrações entre a semana e o fim-de-semana);
- **Variação entre indivíduos:**
  - 1) Características como a idade e peso;
  - 2) Comportamento como a localização ou rotinas.

Segundo o NRC (1994), *In* WHO/IPCS (2008), a variabilidade pode ser tratada de quatro formas distintas:

- **Ignorar a variabilidade:** esta estratégia tende a funcionar melhor quando a

variabilidade é baixa;

- **Desagregação da variabilidade:** de modo a obter um melhor entendimento da variabilidade e a reduzi-la considerando todos os grupos relevantes com distribuições do peso corporal por grupo etário e sexo. Incluí ainda a mesma analogia para as variações temporais e espaciais com medições em escalas de tempo adequadas e regiões /microambientes;
- **Utilização do valor médio:** embora esta estratégia possa parecer equivalente a ignorar a variabilidade, ela necessita de ser baseada em decisões de que o valor médio pode ser estimado com fiabilidade (ex.: peso corporal de um adulto);
- **Utilização do valor máximo e do valor mínimo:** este é o método mais comum para lidar com a variabilidade sendo esta caracterizada por um intervalo entre valores extremos e uma medida de tendência central.

O WHO/IPCS (2008) refere que o processo de avaliação das incertezas e da variabilidade é constituído por duas fases: avaliação qualitativa e avaliação quantitativa.

A avaliação qualitativa é constituída por várias componentes e que incluem avaliação do nível de incerteza, avaliação do conhecimento base e subjectividade das escolhas (Figura V.1). Relativamente à subjectividade das escolhas, Walker et al. (2001) mostra, num estudo efectuado por sete especialistas, que a modelação da exposição do C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> atmosférico é um processo de julgamento subjectivo. Este artigo demonstra que a utilização de uma avaliação subjectiva coerente pode ser usada de forma ilícita para a avaliação da exposição, pelo que a interpretação dos resultados deve ser efectuada sempre de forma cautelosa.

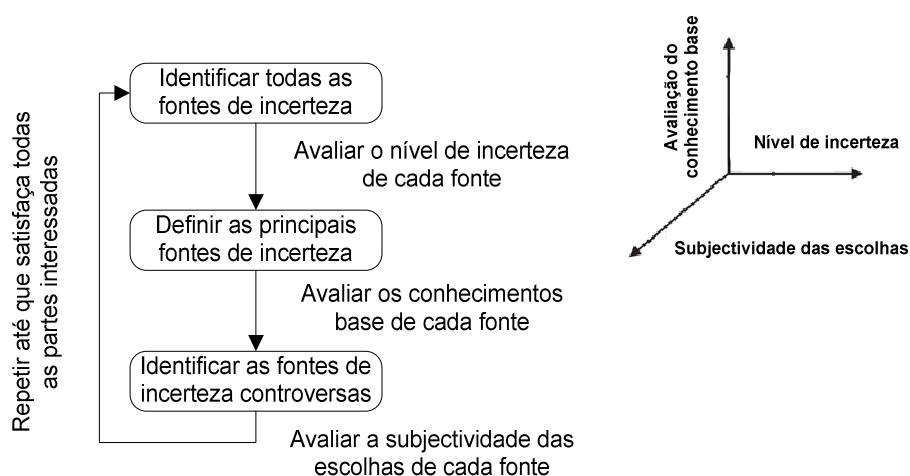


Figura V.1 – Redução do número de fontes de incerteza através da sua caracterização tridimensional: nível de incerteza, avaliação do conhecimento base e subjectividade das escolhas (Adaptado: WHO/IPCS (2008)).

Para quantificar a incerteza e a variabilidade, o WHO/IPCS (2008) apresenta um conjunto de métodos: intervalos e probabilidades, métodos *fuzzy* e métodos probabilísticos.

Os métodos baseados em intervalos e probabilidades são usados para uma classe de problemas nos quais é possível definir um intervalo, mas não uma função de distribuição de densidade. Apesar dos intervalos previstos poderem ser amplos, estes métodos são úteis quando existem dependências complexas e essas relações são desconhecidas. Além disso, estes métodos são úteis na medida em que são usados para controlo de qualidade na comparação com outras técnicas. Uma variação deste tipo de método consiste na utilização de dados discretos para representar uma distribuição contínua representando as entradas do modelo como valores nominais descritos como baixo, médio ou alto.

Os métodos *fuzzy* estão baseados na lógica *fuzzy*<sup>15</sup>. Apesar destes métodos permitirem caracterizar as incertezas não aleatórias decorrentes de imprecisões, apenas conseguem prever uma estimativa aproximada da incerteza podendo não funcionar para situações de incerteza decorrente da amostragem com erros aleatórios.

Os métodos probabilísticos podem ser usados para estimar a variabilidade, a incerteza ou ambos. Os métodos probabilísticos dividem-se em métodos estatísticos baseados em dados empíricos, conhecidos como frequencistas, métodos de propagação da distribuição da variância, e métodos estatísticos baseados em sentenças, conhecidos como Bayesianos. Os métodos frequencistas são fundamentalmente baseados na inferência estatística do Teorema do Limite Central<sup>16</sup>. A quantidade de dados não é essencial para este tipo de aplicação, mas sim a existência de uma amostra aleatória representativa. Os métodos de propagação das distribuições permitem quantificar a distribuição do modelo e subdivide-se em métodos analíticos e numéricos. Os métodos analíticos podem ser resolvidos usando equações explícitas obtendo-se uma solução exacta para uma situação específica. Contudo, este tipo de situação não é usual na prática. Assim, para modelos mais complexos ou para distribuições para as quais os métodos analíticos não se aplicam, são usados os métodos numéricos, mais versáteis, como o método de Monte Carlo. Ao contrário dos métodos frequencistas, os métodos Bayesianos não exigem pressupostos sobre repetição das

---

<sup>15</sup> Os métodos *fuzzy*, também designados de métodos de lógica difusa correspondem a uma extensão da lógica booleana que admite valores lógicos intermédios entre o Falso (0) e o Verdadeiro (1) como por exemplo o Talvez (0,5).

<sup>16</sup> O teorema do limite central expressa, segundo a teoria das probabilidades, que a soma, e por conseguinte a média, de  $n$  variáveis aleatórias independentes e com a mesma probabilidade tende para uma distribuição normal, independentemente da distribuição das variáveis individuais. A aproximação melhora com o aumento do  $n$ .

amostragens. Estes métodos baseiam-se na informação da amostra e numa distribuição que traduz o estado do conhecimento na obtenção de um resultado. São métodos complexos e exigem um considerável julgamento e escolhas relativas às distribuições à priori, além da necessidade em lidar com integrações complexas. Apesar das limitações, esta abordagem é mais flexível, nomeadamente em lidar com limitações de informação. O estado do conhecimento terá que ser suficiente para apoiar decisões relativas à distribuição à priori.

### 1.3 Metodologia

A complexidade e exigência de um elevado número de dados necessários para a implementação dos modelos mecanicistas, não disponíveis para a modelação da exposição ao  $C_6H_6$  atmosférico na AMP, limitam a aplicabilidade deste método para o presente estudo pelo que se adoptou a utilização de um modelo empírico. Por outro lado, dado usarem-se valores médios para todas as variáveis, o modelo empírico usado é do tipo determinístico.

A metodologia apresentada encontra-se organizada em quatro pontos: 1. Variação temporal, 2. Grupos populacionais; 3. Microambientes; e 4. Concentrações (Figura V.3).

Na AMP, os movimentos pendulares durante os dias úteis assumem particular importância (Figura V.2). A cidade do Porto funciona como principal centro polarizador de emprego, oferecendo cerca de 200 000 postos de trabalho, dos quais apenas 83 000 correspondem a residentes na cidade (Oliveira, 2001). Segundo este relatório, são realizadas 3 milhões de viagens<sup>17</sup> diárias na AMP e mais de um terço têm origem no Porto. Cerca de 250 000 têm como motivo a deslocação ao trabalho, 76 000 deslocação ao local de estudo, 480 000 ao domicílio e 350 000 outros motivos designadamente o lazer<sup>18</sup>. Desta forma, para avaliação da exposição na AMP considerou-se dois períodos distintos: os dias úteis e o fim-de-semana (Figura V.3, parte 1).

---

<sup>17</sup> Considera-se viagem o conjunto de deslocações (pode ser apenas uma) efectuadas entre uma origem e um destino final com um único motivo principal independentemente de ser usado mais do que um modo de transporte (INE, 2003).

<sup>18</sup> A actividade de lazer inclui a ocupação do tempo com obrigações não profissionais ou escolares, como o apoio familiar ou formação cívica. Consideram-se as práticas sócio-culturais, como, por exemplo, leitura, prática de jogos e desporto, actividades associativas, frequência de espectáculos, visita a parques, museus, exposições, etc. (INE, 2003).

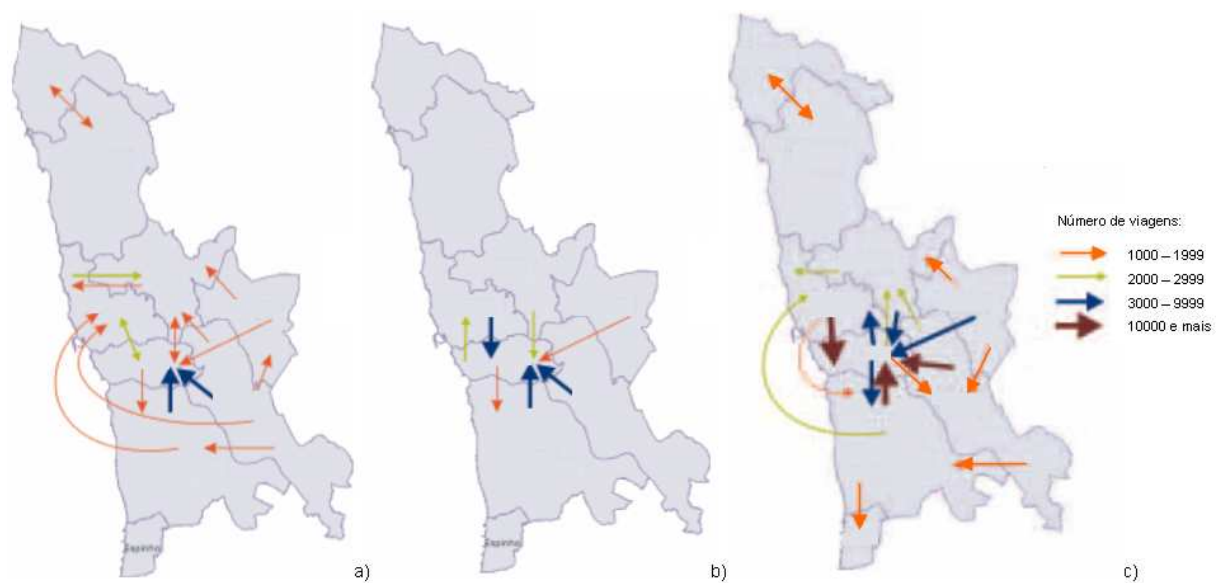


Figura V.2 - Principais fluxos casa-trabalho interconcelhios na AMP da população residente empregada na: a) indústria; b) administração pública; b) serviços mercantis (Oliveira, 2001).

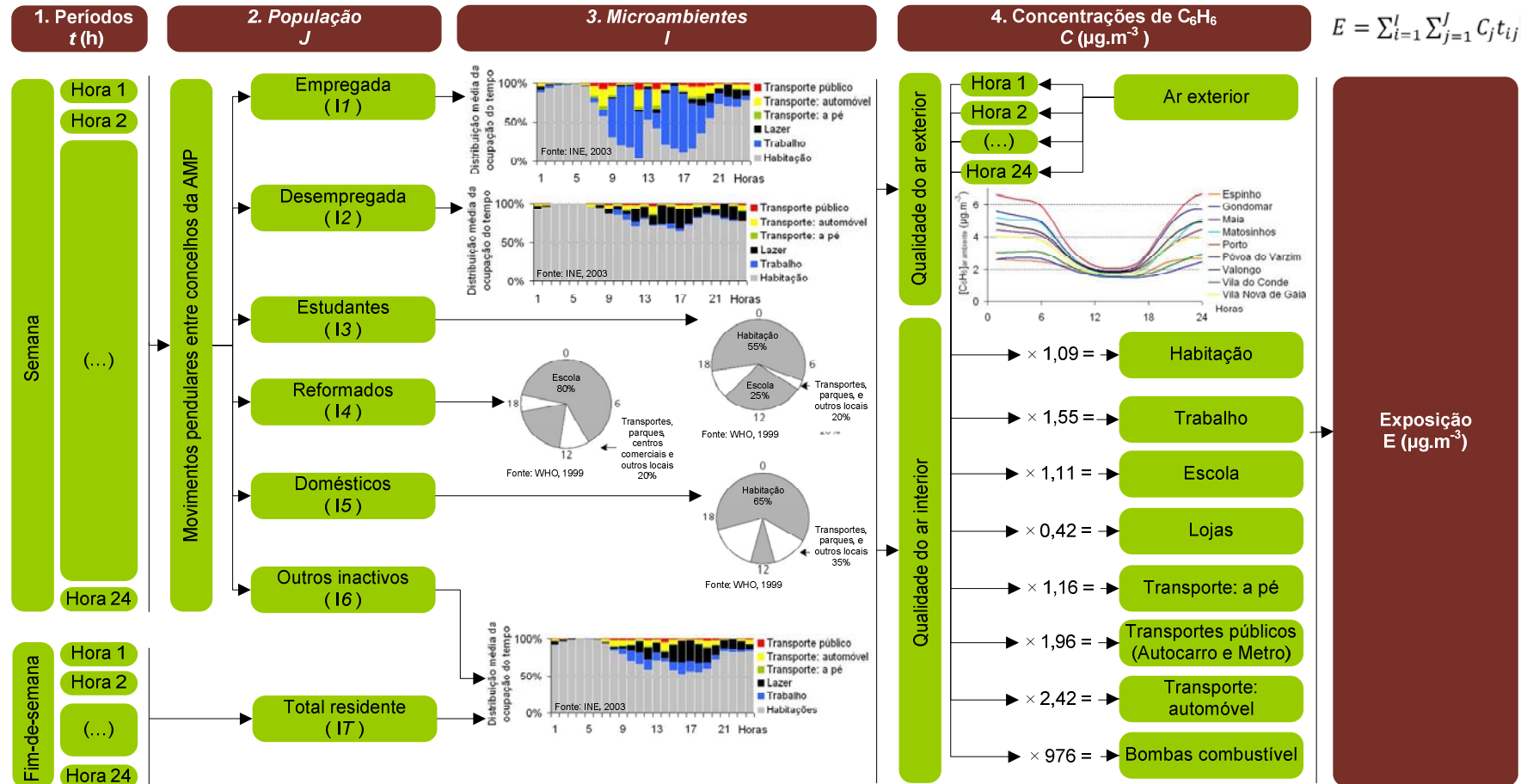


Figura V.3 - Esquema metodológico adoptado para a estimativa da exposição ( $\mu g.m^{-3}$ ) ao  $C_6H_6$  atmosférico, para a população residente na AMP.

À semelhança de outros estudos de exposição realizados para a AMP (Ferreira, 2007), para a estimativa das deslocações pendulares durante os dias úteis, usaram-se as matrizes de origem-destino entre os concelhos da AMP (INE, 2001b). Assim, em termos de viagens de pessoas, considerou-se a proporção de população residente que trabalha ou estuda fora do município (INE, 2001b) e a matriz origem-destino do total das viagens para os restantes concelhos da AMP (INE & DGTT, 2002).

Por outro lado e tal como se observa na Figura V.2, a população apresenta diferentes rotinas diárias segundo diferentes factores, nomeadamente o exercício de uma actividade profissional, pelo que se torna fundamental definir grupos e conhecer as suas rotinas típicas. O Inquérito de Ocupação do Tempo à População Portuguesa, publica matrizes de ocupação do tempo para três categorias populacionais: empregados, desempregados e inactivos. Por outro lado, a WHO (1999) apresenta uma distribuição da ocupação do tempo para a população doméstica, estudantes e reformados. Assim, consideraram-se para os dias da semana, seis grupos populacionais: empregados (*I1*), desempregados (*I2*), estudantes (*I3*), reformados (*I4*), domésticos (*I5*) e outros inactivos (*I6*). Em relação ao fim-de-semana, o INE (2001), refere apenas que:

“o ritmo da população empregada é bastante diferente ao fim-de-semana, não tanto marcado pelo trabalho profissional (...), mas sim pelos cuidados à família e trabalhos domésticos, no caso das mulheres, e pelo lazer, no caso dos homens”.

No entanto, não são apresentados valores típicos da ocupação do tempo para este período. Assim, considerou-se que ao fim-de-semana a totalidade da população residente (*IT*) permanece tendencialmente no concelho de residência e a sua rotina é semelhante à da população inactiva (Figura V.3, parte 2).

A análise das rotinas de cada um dos grupos populacionais anteriormente considerados permite identificar o período e a duração da permanência em sete microambientes distintos: actividades de lazer, habitação, locais de trabalho, escola, lojas, transportes e postos de abastecimento de combustível. No caso dos transportes, teve-se em conta o tipo de transporte: a pé, transportes públicos (autocarro e metro) e automóvel. Dada a ausência de informação relativa às deslocações, realizou-se uma análise com base nos perfis de actividade publicados pelo Inquérito à Ocupação do Tempo (INE, 2001). Considerou-se ainda que os utilizadores de transporte privado despendem semanalmente cerca de 2 minutos para abastecimento de combustível automóvel (Duarte-Davidson et al., 2001). O

ponto 3 da Figura V.3 sintetiza as rotinas consideradas para cada grupo populacional anteriormente definido.

No que respeita à estimativa dos valores de concentração de  $C_6H_6$  no ar exterior, considerou-se a matriz de resultados do modelo TAPM para o ano 1991 (§ IV). Os valores de concentração exterior, usados na estimativa da exposição, correspondem a um valor médio anual estimado, por concelho, para cada hora do dia (0-23h). Para a obtenção destes valores médios por concelho, usou-se a ferramenta de sistemas de informação geográfica (ArcGIS), considerando a matriz de resultados da aplicação do modelo de dispersão TAPM, para cada hora, e a contribuição parcial de cada célula da matriz de resultados do modelo para o concelho em causa (Figura V.4).

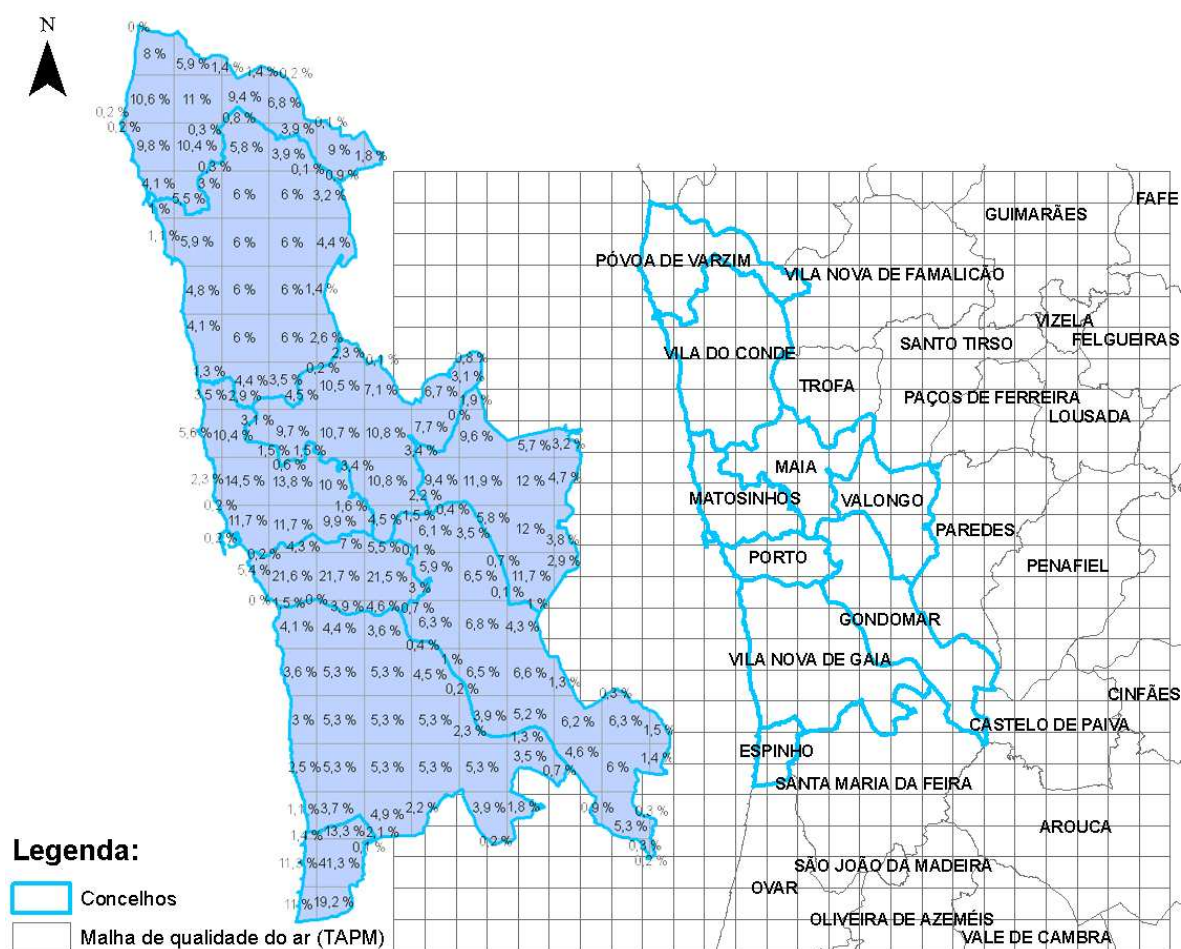


Figura V.4 - Malha de cálculo da modelação de qualidade do ar e contribuição percentual de cada célula da malha para a estimativa da concentração média de  $C_6H_6$  por concelho.

As concentrações em cada um dos microambientes considerados anteriormente, para o domínio e período em estudo, foram efectuadas com base na concentração exterior média



anual em base horária e numa estimativa empírica que define a relação entre a qualidade do ar interior /exterior para cada microambiente considerado. Dado que não se dispõe de dados medidos para os microambientes definidos, a relação empírica foi estabelecida com base em valores obtidos pela pesquisa bibliográfica. Apesar dos dados de monitorização disponíveis por Sousa (2009) realizados na AMP, nomeadamente em cafés e postos de abastecimento de combustível, consideraram-se que, dado o reduzido número de amostragens, estes não eram representativos. Assim, esta relação foi estimada a partir dos resultados obtidos pelo projecto PEOPLE em 2002 para a cidade de Lisboa (PEOPLE, 2003), por se considerar ser um projecto representativo e pelo facto das características construtivas desta cidade, nomeadamente no que respeita ao tipo de isolamento e caixilharia dos edifícios, ao tipo de hábitos e às fontes interiores de poluentes, se aproximariam às da AMP. Assim, as concentrações de  $C_6H_6$  consideradas para definir esta relação foram:  $3,8 \mu g.m^{-3}$  no ar exterior (Ballesta et al., 2006),  $3,5 \mu g.m^{-3}$  em habitações de não fumadores,  $5,6 \mu g.m^{-3}$  no trabalho,  $4,2 \mu g.m^{-3}$  em escolas,  $1,6 \mu g.m^{-3}$  em lojas,  $4,4 \mu g.m^{-3}$  em deslocações a pé,  $5,4 \mu g.m^{-3}$  em deslocações de automóvel,  $9,2 \mu g.m^{-3}$  em deslocações de autocarro, e  $5,7 \mu g.m^{-3}$  em deslocações de metro (PEOPLE, 2003). Em relação à exposição durante o período de abastecimento de combustível considerou-se a concentração média de  $3709 \mu g.m^{-3}$  (Duarte-Davidson et al., 2001), (Figura V.3, parte 4).

Destaca-se, porém, que o projecto PEOPLE em Lisboa não tem em consideração o fumo do tabaco em habitações. No entanto, este é um dos principais factores de exposição ao  $C_6H_6$  atmosférico citado pela bibliografia (§ II). Em Portugal, cerca de 24% da população é fumadora (EC, 2007). Antes da entrada em vigor da Lei 37/2007, relativa à protecção dos cidadãos da exposição involuntária ao fumo do tabaco, as pessoas que trabalhavam em locais fechados, como gabinetes e escritórios, 33% estavam sujeitas a fumo do tabaco durante o período de trabalho (EC, 2007). Segundo esta fonte, em casa, cerca de 59% dos fumadores fumam regularmente quando estão sozinhos e apenas 23% nunca o fazem. Na companhia de outras pessoas, como não fumadores, crianças ou grávidas, a frequência de consumo em casa desce para 27%, 6% e 4%, respectivamente. Num carro, os valores são semelhantes, 57% quando estão sozinhos, 29% na companhia de não fumadores, 6% com crianças e 5% com grávidas. Face a este cenário, torna-se fundamental incluir este factor na análise desenvolvida, de modo a minimizar a distorção das associações efectuadas.

Assim, dada a importância do fumo do tabaco na exposição ao  $C_6H_6$  atmosférico, e dado não ter sido monitorizado em habitações no âmbito do projecto PEOPLE em Lisboa, foi

calculada a concentração adicional em habitações usando a metodologia definida em Wallace et al. (1987), (equação [11]). Para o cálculo da concentração adicional de  $C_6H_6$  em habitações, devido ao fumo do tabaco em Portugal, estimou-se que o consumo médio de cigarros é de 16 cigarros.dia<sup>-1</sup> (EU, 2007), apesar de mais de 10% dos fumadores consumir acima de 25 cigarros.dia<sup>-1</sup> (Figura V.5).

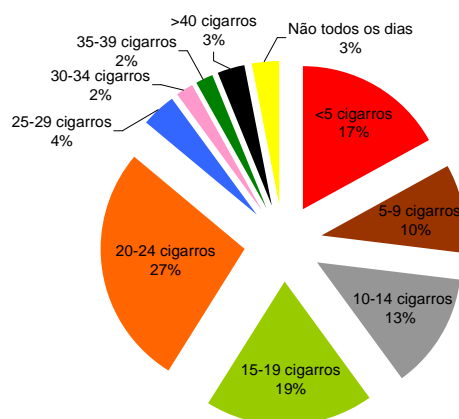


Figura V.5 – Distribuição do consumo médio diário de cigarros em Portugal (EC, 2007).

Assumindo que cada cigarro tem uma concentração de  $C_6H_6$  de 250  $\mu\text{g} \cdot \text{cigarro}^{-1}$  (Wallace et al., 1987) e que um fumador permanece em casa acordado cerca de 5 horas e fuma em média 1 cigarro.h<sup>-1</sup> (16 cigarros por dia divididos por 16 horas acordado), em média tem-se:

$$S = \frac{250 \mu\text{g} \cdot \text{cigarro}^{-1} \times 1 \text{ cigarros} \cdot \text{h}^{-1} \times 5 \text{ h} \times 1,4 \text{ fumadores}}{13 \text{ h}} = 134,6 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1}$$

O volume médio de uma habitação em Portugal é de 259 m<sup>3</sup> (18,5 m<sup>2</sup> x 2,8 m x 5 divisões) (INE, 2007b) e o coeficiente de renovação do ar é de uma vez por hora. Relativamente ao factor de mistura considerou-se que este varia entre 0,1 para ventilação natural e 0,5 para ventilação mecânica (Wallace et al., 1987). Assim, a concentração média nocturna esperada é:

$$C = \frac{S}{a m V} = \frac{134,6 \mu\text{g} \cdot \text{h}^{-1}}{1 \text{ h} \times m \times 259 \text{ m}^3} = \frac{0,5196 \text{ g} \cdot \text{h}^{-1}}{m}$$

Usando a gama de valores observados para o factor de mistura  $m$  (0,1 e 0,5) a concentração adicional de  $C_6H_6$  esperada é 1,0 a 5,2  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ . Estes valores estão dentro da gama de 1,4 a 6,8  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  registados nos Estados Unidos (Wallace et al., 1987). Assim, às concentrações de  $C_6H_6$  em habitações de fumadores, será adicionada uma concentração adicional de  $C_6H_6$  de 1,0  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  no Verão, período do ano onde as janelas estão mais tempo abertas, aumentando a ventilação natural, e 5,2  $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  no Inverno, período onde devido às condições climatéricas a ventilação natural é reduzida. Na Primavera e Outono,

considera-se um valor de ventilação intermédio de  $2,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  correspondente a um factor de mistura de 0,25. A concentração média anual adicional de  $\text{C}_6\text{H}_6$  devido ao fumo do tabaco é de  $2,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pelo que a concentração média em habitações de fumadores é estimada em  $6,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Uma vez definidos os parâmetros de entrada no modelo (Figura V.3), para a estimava da exposição média anual ao  $\text{C}_6\text{H}_6$  atmosférico, por habitante residente num dado concelho da AMP, aplicou-se a equação [10]. Embora a metodologia tenha sido desenvolvida no sentido da maior desagregação dos resultados ao nível espacial, a existência de informação referente aos movimentos pendulares disponível apenas ao nível do concelho limita o processo de desagregação espacial.

Dado que não estão disponíveis medições da exposição para o domínio e período de estudo, o processo de avaliação dos resultados é limitado, pelo que estes devem ser analisados com a devida ponderação. Sob o ponto de vista quantitativo, os resultados encontram-se dentro da mesma ordem de grandeza dos medidos no âmbito do projecto PEOPLE. Sob o ponto de vista qualitativo, a análise das incertezas permite destacar alguns dos factores de incerteza mais importantes, identificados durante o desenvolvimento deste trabalho, nomeadamente no que se refere a:

- **Movimentos pendulares:** à semelhança de outras metodologias, a duração das viagens é efectuada em partes iguais nos dois concelhos (Ferreira, 2007). Contudo, apesar desta abordagem conter um grau de incerteza baixo, no caso de concelhos contíguos, a incerteza é elevada quando se trata de concelhos não contíguos;
- **Distribuição média da ocupação do tempo:** considera-se que a distribuição é constante ao longo do ano não se considerando as variações, nomeadamente no que respeita aos períodos de férias. Dado que se trata de períodos reduzidos de tempo, considera-se que a incerteza é relativamente baixa;
- **Concentrações do ar exterior:** no processo de modelação das concentrações de poluentes, dado o elevado número de variáveis usadas considera-se que a incerteza é média;
- **Relação qualidade do ar exterior, qualidade do ar interior:** dado admitir-se uma relação constante entre regiões, Lisboa e Porto, esta incerteza pode ser considerada baixa, dado os hábitos e tipo clima semelhantes. Contudo, o facto desta relação ser baseada em medições efectuadas para um único período do ano, faz com que a incerteza seja elevada uma vez que a relação entre as concentrações interiores e

exteriores variarem com as estações do ano e com os hábitos de arejamento das habitações;

- **Concentração de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> em habitações de fumadores:** dada a ausência de medições, a estimativa está baseada na dimensão média das habitações não distinguindo, apartamento e moradias, bem como a variabilidade espacial da dimensão das habitações. Outra das incertezas prende-se com a ausência de informação relativa à taxa de ventilação das habitações bem como da distribuição dos fumadores entre os diferentes grupos populacionais considerados. Pelo facto de se terem usado valores médios publicados na literatura assumiu-se que o valor de incerteza é também um valor médio.

Com base na metodologia apresentada anteriormente, produziu-se um mapa de exposição média anual (ano de 1991) para o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, por habitante, indexado ao concelho de residência para a situação de referência. De modo a avaliar a importância do fumo do tabaco no domínio de estudo, complementarmente, produziu-se um cenário de exposição considerando ausência de hábitos tabágicos no interior das habitações.

#### 1.4 Resultados

A análise dos resultados, para a situação de referência, permite verificar que o valor de exposição de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> no domínio de estudo é máximo na cidade do Porto, 10,2 µg.m<sup>-3</sup> (Figura V.6.a). A obtenção deste valor deve-se ao facto deste concelho, não só apresentar os níveis de concentração de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> mais elevados do domínio em estudo, mas também ao facto de apenas 13,7% da sua população residente trabalhar ou estudar noutro município (INE, 2001b). Por outro lado, é de salientar os elevados valores de exposição registados para os residentes no concelho de Gondomar, muito próximos aos registados para o concelho do Porto. Embora as concentrações médias de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> registadas neste concelho sejam inferiores às do concelho do Porto, 44,1% da sua população residente trabalha ou estuda noutro município (INE, 2001b), e das viagens realizadas por esta população móvel, 59% das viagens têm como destino o concelho do Porto, local onde as concentrações no ar exterior são superiores (INE & DGTT, 2002). Por outro lado, os concelhos que apresentam valores mais baixos de exposição ao C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e inferiores a 5 µg.m<sup>-3</sup>, são Espinho, Póvoa do Varzim e Vila do Conde. Estes concelhos têm em comum, não só o facto de registarem as menores concentrações deste poluente, mas também o facto da maior parte da sua população móvel, ao contrário dos restantes concelhos em análise, não ter como principal destino o concelho

do Porto, mas concelhos vizinhos mais próximos e com menores concentrações médias de  $C_6H_6$ .

Considerando a ausência de hábitos tabágicos no interior das habitações, verifica-se que a situação, apesar de melhorar ligeiramente, nomeadamente nos concelhos mais críticos como o do Porto e o de Gondomar, os níveis continuam acima dos  $5 \mu g.m^{-3}$  (Figura V.6.b). Apesar do fumo do tabaco contribuir significativamente para o aumento da exposição ao  $C_6H_6$ , os resultados indicam que para uma diminuição da exposição, os planos de acção deverão passar por um conjunto mais alargado de medidas, nomeadamente por acções de melhoria da gestão da mobilidade urbana.

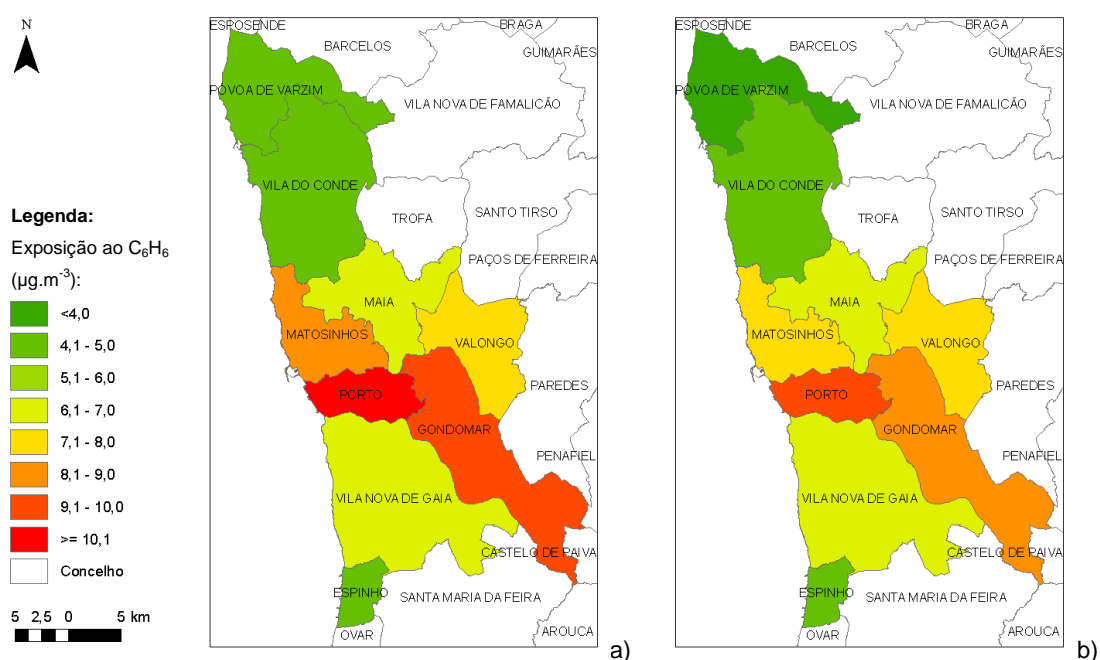


Figura V.6 - Exposição média anual ao  $C_6H_6$  ( $\mu g.m^{-3}$ ) da população residente na AMP em 1991 para: a) situação de referência; b) cenário considerando população sem hábitos tabágicos no interior das habitações.

## 2 Avaliação da dose

Apesar da descrição do contacto com a fronteira externa do organismo ser conceptualmente simples, a descrição do cruzamento dessa fronteira a partir do exterior é um pouco mais complexa. No caso dos poluentes atmosféricos, objecto deste estudo, existem dois grandes processos pelos quais esta fronteira é cruzada: *intake* e *uptake* (Figura V.7). O processo designado por *intake*, envolve a movimentação física do poluente numa zona limite, como a boca ou o nariz, através da inalação. Por outro lado, o *uptake* envolve o processo de

absorção do poluente, no caso da inalação através dos pulmões. Após travessia desta fronteira, o poluente encontra-se dentro do organismo, dose absorvida, pronto para exercer um efeito (USEPA, 1992b; WHO/IPCS, 2004).

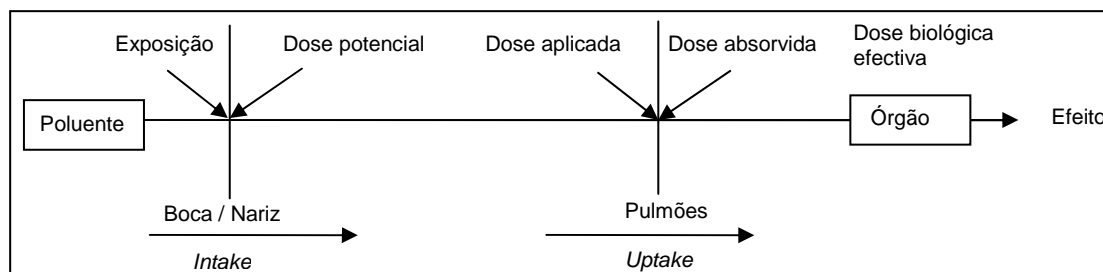


Figura V.7 - Esquema da exposição e dose para a via respiratória (Adaptado: USEPA, (1992b)).

Uma vez atingidos os alvéolos pulmonares, os efeitos no organismo podem ser prejudiciais para a saúde do indivíduo se a qualidade do ar for má. Alguns dos efeitos prejudiciais decorrentes da exposição aos poluentes ocorrem apenas quando os indivíduos excedem algum limiar normalmente expresso por um nível de referência da dose de poluente a que o indivíduo está exposto num curto período de tempo ou ao longo da sua vida.

Nos próximos sub-capítulos são apresentados os métodos para avaliação da dose, bem como a metodologia adoptada e respectivos resultados obtidos para estimativa da dose da população residente na AMP, decorrente da inalação de  $C_6H_6$ .

## 2.1 Métodos para avaliação da dose

Segundo a terminologia de avaliação de risco definida pelo WHO/IPCS (2004), a dose reflecte a magnitude, frequência e duração ao longo da qual um agente é absorvido por um organismo, sistema ou população. Geralmente a "dose" é classificada, para fins científicos, em três tipos: dose potencial, externa ou administrada, dose absorvida e dose efectiva ou alvo (WHO, 2004b). A dose potencial tem sido definida como a quantidade de poluente disponível junto da barreira de absorção e disponível para absorção. Por outro lado, a dose absorvida corresponde à quantidade de uma substância que, por meio de mecanismos físicos e /ou químicos, atravessa a barreira de absorção de um organismo. A dose efectiva corresponde ao montante que é distribuído pelo organismo e está disponível para interacção com um determinado órgão ou célula. Ao longo deste trabalho a atenção será focada apenas na dose potencial e na dose absorvida, variáveis normalmente usadas neste tipo de estudo e que permitem estimar o impacto do  $C_6H_6$  absorvido através dos pulmões, principal via de exposição do organismo humano a este poluente.

A dose pode expressar-se numa grande variedade de unidades como, por exemplo, a dose total (ex: mg), a taxa da dose em termos de massa/tempo (ex: mg.dia<sup>-1</sup>) ou ainda a taxa normalizada da massa corporal (ex: mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) (USEPA, 2002; WHO, 2004b).

A dose potencial,  $D_{pot}$  (µg), é estimada através do processo de inalação e depende da concentração do agente  $C$  (µg.m<sup>-3</sup>), da taxa de inalação  $TI$  (m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>) e da duração da exposição  $DE$  (dias):

$$D_{pot} = C \times TI \times DE \quad [21]$$

Para calcular a dose potencial média diária,  $ADD_{pot}$  (µg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), através do processo de inalação tem-se (USEPA, 1992b; 1997; 2002):

$$ADD_{pot} = \frac{D_{pot}}{PC \times PT} \quad [22]$$

Onde:

$PC$  = Peso corporal (kg);

$PT$  = Ponderação temporal correspondente ao total de dias do período no qual as exposições intermitentes ocorreram (dias)<sup>19</sup>.

Por outro lado, para a estimativa da dose absorvida média diária  $ADD_{abs}$  (µg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>), através da taxa de absorção  $TA$  (%) tem-se:

$$ADD_{abs} = ADD_{pot} \times TA \quad [23]$$

Para efeitos cancerígenos, a resposta biológica é normalmente descrita em termos de probabilidade de esperança de vida, embora a exposição não ocorra durante toda a vida. Assim, a estimativa da dose ao longo da vida ( $LADD$ ) assume a forma da equação [14] no caso da  $LADD_{pot}$ , e da equação [15] no caso da  $LADD_{abs}$ , com  $PT = 70$  anos.

À excepção da concentração de poluentes, todos os restantes parâmetros das equações [13] à [15] são considerados factores de exposição. Cada um destes factores envolve análise de um dado organismo, quer em termos de características (ex: peso corporal) quer em termos de comportamento (ex: tempo dispendido num dado microambiente). Assim, para avaliar as incertezas do processo de estimativa da dose torna-se importante explorar as relações entre as concentrações de poluentes e os factores de exposição.

---

<sup>19</sup> No caso de agentes não-carcinogénicos  $PT = DE$ . Para agentes carcinogénicos ou efeitos crónicos, os estudos consideram razoável uma esperança de vida de 70 anos.

Todas as características dos indivíduos como a idade, sexo e estilo de vida ao longo da vida contribuem para a variação da exposição (Elliott et al., 2001). Por outro lado, destacam-se grupos populacionais mais vulneráveis aos poluentes atmosféricos como as crianças, devido às diferenças de absorção e excreção, bem como o seu metabolismo (USEPA, 1992b; 2000). Além dos aspectos fisiológicos, os comportamentos também variam entre adultos e crianças, pelo que se espera que os valores de exposição sejam igualmente diferentes (USEPA, 2002). Além disso, Johnson et al. (2007) referem que vários são os factores que podem condicionar os níveis de  $C_6H_6$  no organismo além do processo de inalação destacando dois: o tipo de dieta e a predisposição genética. Assim, pessoas que embora tenham o mesmo estilo de vida, podem receber doses diferentes do mesmo poluente produzindo diferentes efeitos na saúde. Neste sentido, a WHO (1999) sugere a avaliação da exposição tendo em conta a concentração para os diferentes microambientes e para os diferentes grupos populacionais. Por outro lado, as características básicas de uma população, como a altura e o peso, tendem a ter grande influência na dose pelo que o desenvolvimento de grupos etários padrão tem sido alvo de discussão ao nível científico. Num estudo desenvolvido pela USEPA (1997) são propostos sete grupos populacionais: < 1 ano; 1-2 anos; 3-5 anos; 6-8 anos; 9-11 anos; 12-14 anos; 15-18 anos; e > 19 anos, com distinção entre sexos a partir dos 9 anos de idade.

Tipicamente, o ser humano inala 10 a 20 m<sup>3</sup> de ar diariamente sendo mais acentuado sob esforço físico (Ramachandran, 2005). Com base numa revisão bibliográfica, a USEPA (1997; 2002) propõe a utilização de uma taxa de inalação diferenciada com base no tipo de estudo: curta ou longa duração. No caso de estudos de curta duração, sugere-se a utilização de uma taxa de inalação média diferenciada, de acordo com o tipo de actividade física, como por exemplo, situações de repouso, actividades leves, moderadas ou pesadas. Contudo, para estudos de longa duração a diferenciação da taxa de inalação em função do tipo de actividade é ignorada, variando apenas em função do grupo etário.

Relativamente à taxa de absorção de  $C_6H_6$ , por meio da inalação, estudos indicam que os valores tendem a ser superiores nas mulheres do que nos homens, (60% e 45%, respectivamente, de acordo com Nomiyama & Nomiyama (1974), *In* USEPA (1999)). Contudo, neste trabalho a taxa de absorção foi efectuada para altas concentrações de  $C_6H_6$ , verificando-se que no início do período de exposição a taxa de absorção é elevada, no entanto ela tende a decrescer até estabilizar num valor médio que oscila entre os 47 e os 64%. Apesar das diferenças entre sexos, grande parte dos estudos consultados não



distingue a taxa de absorção entre sexos considerando uma taxa de absorção do  $C_6H_6$  por meio da inalação média de 50% (Duarte-Davidson et al., 2001; EPAQS, 1994; IEH, 1999; INERIS, 2004; Jafari & Ebrahimi, 2007; Waidyanatha et al., 2001; WHO, 2000).

## 2.2 Metodologia

Dado o  $C_6H_6$  ser considerado uma substância carcinogénica, para a estimativa da dose devida à sua inalação considerando a população residente na AMP estimou-se a *LADD* aplicando a metodologia apresentada na Figura V.8. Esta metodologia desenvolve-se no seguimento da metodologia apresentada anteriormente para a estimativa da exposição (§ V.1.3). No processo de estimativa da dose teve-se não só em conta a variação temporal e espacial da exposição por grupo populacional em função das concentrações registadas em cada microambiente considerado, mas também as características populacionais da população em estudo, nomeadamente taxa de inalação, taxa de absorção e peso corporal. Assim, à semelhança da exposição, a estimativa da *LADD* foi efectuada para um cidadão típico residente em cada um dos concelho em estudo da AMP.

Para a estimativa da *LADD*, admitiu-se uma exposição média anual constante ao longo da vida tendo-se usado os dados de exposição ao  $C_6H_6$  anteriormente estimados (§ V.1).

Apesar de ser comum estimar a dose para um adulto com peso corporal de 70 kg (Duarte-Davidson et al., 2001; Jafari & Ebrahimi, 2007), de modo a diminuir as incertezas, neste estudo estimou-se a dose considerando um peso sorporal variável em função da idade e do sexo. Assim, para a estimativa da taxa de inalação, bem como o peso corporal, teve-se em conta os grupos etários recomendados pela USEPA (2002), (Figura V.8, ponto 2.a e 2.b).

Porém, dada a ausência de informação da distribuição etária por grupo populacional, anteriormente definidos (*I1* a *I6*), efectuaram-se algumas considerações:

1. **Grupo etário < 15 anos:** Assumiu-se que neste grupo a população é caracterizada unicamente por estudantes (*I3*);
2. **Grupo etário 15-18 anos:** Assumiu-se que são representativos deste grupo a população empregada (*I1*), a desempregada (*I2*), os estudantes (*I3*), os domésticos (*I5*) e outros inactivos (*I6*);

3. **Grupo etário 19-65 anos:** Assumiu-se que são representativos deste grupo a população empregada ( $I_1$ ), a população desempregada ( $I_2$ ), a população doméstica ( $I_5$ ) e outros inativos ( $I_6$ ).
4. **Grupo etário 66-70 anos:** Assumiu-se que são representativos deste grupo a população reformada ( $I_4$ ).

Dada a ausência de informação da variação da taxa de absorção por grupo etário e /ou sexo, para a estimativa da  $LADD_{abs}$  e, considerou-se, à semelhança de outros estudos (Duarte-Davidson et al., 2001; EPAQS, 1994; IEH, 1999; INERIS, 2004; Jafari & Ebrahimi, 2007; Waidyanatha et al., 2001; WHO, 2000), uma taxa de absorção do  $C_6H_6$  através da inalação constante de 50% (Figura V.8, ponto 2.c).

Tendo em conta todas estas considerações, estimou-se a  $LADD_{pot}$  média, para uma pessoa com as características médias por concelho. A estimativa foi realizada da seguinte forma:

$$LADD_{pot} = \frac{ADD_{<15 \text{ anos}} + ADD_{15-18 \text{ anos}} + ADD_{19-65 \text{ anos}} + ADD_{66-70 \text{ anos}}}{70} \quad [24]$$

Em que:

$$ADD_{<15 \text{ anos}} = ADD_{<1 \text{ ano}} + ADD_{1-2 \text{ anos}} + ADD_{3-5 \text{ anos}} + ADD_{6-8 \text{ anos}} + ADD_{9-11 \text{ anos}} + ADD_{12-14 \text{ anos}}$$

$$= \left( \frac{5}{7} C_{I3s} + \frac{2}{7} C_{I3fds} \right) \times \left\{ \begin{array}{l} \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_{<1 \text{ ano}} + \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_{1-2 \text{ anos}} + \\ \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_{3-5 \text{ anos}} + \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_{6-8 \text{ anos}} + \\ \left[ \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_H + \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_M \right]_{9-11 \text{ anos}} + \\ \left[ \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_H + \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_M \right]_{12-14 \text{ anos}} \end{array} \right\}_{<15 \text{ anos}}$$

$$ADD_{15-18 \text{ anos}} = \left\{ \begin{array}{l} \left[ \frac{5}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I3} + Y_{I5} + Y_{I6})_s + \right. \\ \left. \frac{2}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I3} + Y_{I5} + Y_{I6})_{fds} \right] \times \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_H + \\ \left[ \frac{5}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I3} + Y_{I5} + Y_{I6})_s + \right. \\ \left. \frac{2}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I3} + Y_{I5} + Y_{I6})_{fds} \right] \times \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_M \end{array} \right\}_{15-18 \text{ anos}}$$

$$ADD_{19-65 \text{ anos}} = \left\{ \begin{array}{l} \left[ \frac{5}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I5} + Y_{I6})_s + \frac{2}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I5} + Y_{I6})_{fds} \right] \times \\ \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_H + \\ \left[ \frac{5}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I5} + Y_{I6})_s + \frac{2}{7} \times (Y_{I1} + Y_{I2} + Y_{I5} + Y_{I6})_{fds} \right] \times \\ \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_M \end{array} \right\}_{19-65 \text{ anos}}$$

$$ADD_{66-70 \text{ anos}} = \left( \frac{5}{7} C_{I4s} + \frac{2}{7} C_{I4fds} \right) \times \left[ \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_H + \left( \frac{DE \times TI}{PC \times PT} \right)_M \right]_{66-70 \text{ anos}}$$

Onde:

$$Y = C \times P \times X$$

$C$  = Concentrações de  $C_6H_6$  na atmosfera ( $\mu g \cdot m^{-3}$ );

$P$  = Factor de ponderação por grupo populacional considerado;

$DE$  = Duração da exposição (70 anos  $\approx$  25 550 dias);

$TI$  = Taxa de inalação ( $m^3 \cdot dia^{-1}$ );

$PC$  = Peso corporal (kg);

$H$  = Homens;

$M$  = Mulheres;

$s$  = Semana;

$fds$  = Fim-de-semana.

A  $LADD_{abs}$  obtêm-se através da seguinte equação:

$$LADD_{abs} = LADD_{pot} * 50\% \quad [25]$$

No intuito de identificar quais as actividades que mais contribuem para o aumento da dose, devido à inalação de  $C_6H_6$ , efectuou-se a sua estimativa para duas situações dispare: habitante num concelho suburbano e habitante num concelho urbano. Para cada uma destas situações distinguiu-se habitante não fumador, fumador e fumador passivo.

A avaliação dos resultados é efectuada comparando os resultados obtidos com outros estudos semelhantes nomeadamente os do projecto SauAr (Borrego et al., 2008b).

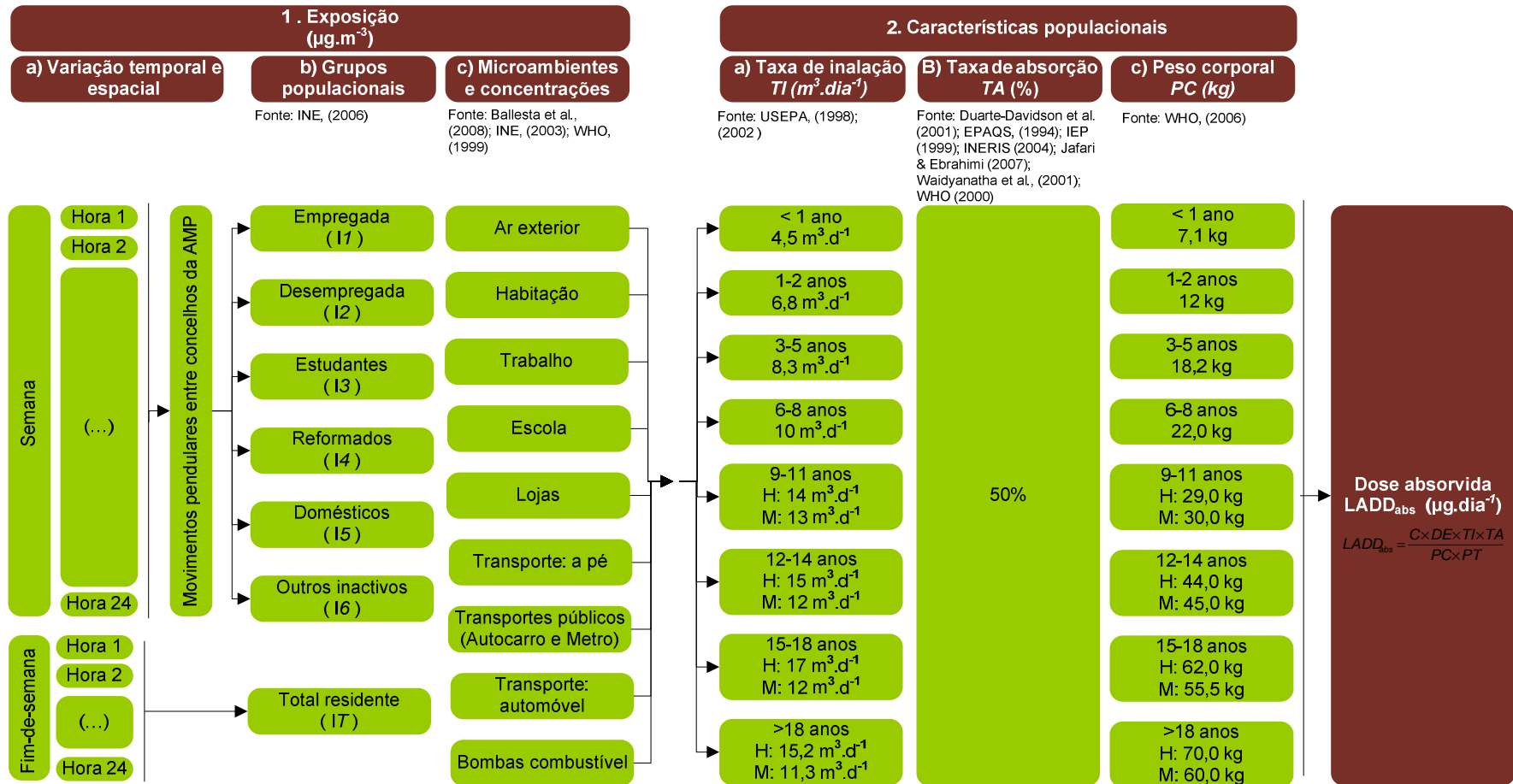


Figura V.8 - Esquema metodológico para a estimativa da dose ( $\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ ) devido à inalação de  $\text{C}_6\text{H}_6$ , para a população residente na AMP.

## 2.3 Resultados

Na AMP, a distribuição espacial dos valores de  $LADD_{abs}$ , devido à inalação de  $C_6H_6$ , é, como seria de esperar, semelhante à registada para a exposição. Considerando o ano de referência de 1991, o valor médio máximo de  $LADD_{abs}$  de  $C_6H_6$ ,  $67,2 \mu g \cdot dia^{-1}$ , regista-se para os residentes no concelho do Porto, enquanto o valor médio mínimo,  $25,7 \mu g \cdot dia^{-1}$ , regista-se para os residentes no concelho da Póvoa do Varzim (Figura V.9). Tendo em conta o valor máximo diário admissível de  $49 \mu g \cdot dia^{-1}$  definido pela OEHHA (2009), verifica-se que em termos médios os concelhos de Valongo, Matosinhos, Gondomar e Porto encontram-se acima deste valor.

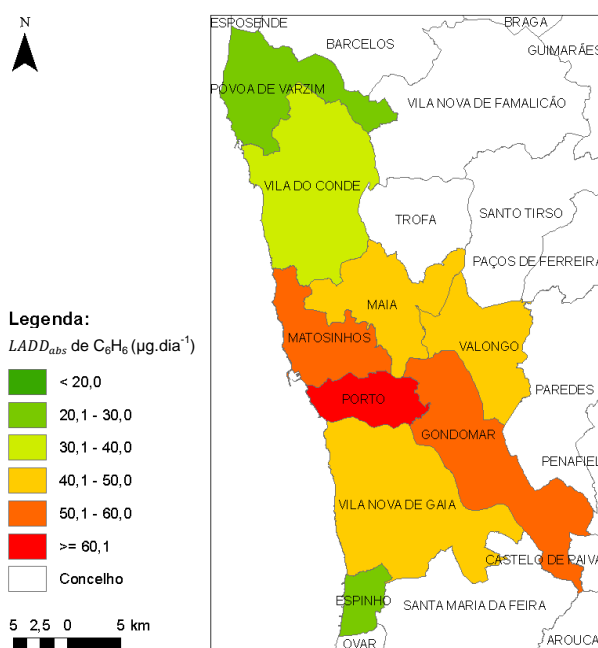


Figura V.9 – Estimativa da  $LADD_{abs}$  de  $C_6H_6$  ( $\mu g \cdot dia^{-1}$ ), por concelho, para a população residente na AMP e com base no ano de referência de 1991.

A análise da  $ADD_{abs}$  ao longo da vida (Figura V.10a), indica que, devido ao seu baixo peso, as potenciais consequências da inalação de  $C_6H_6$  para os bebés ( $3,38 \mu g \cdot kg^{-1} \cdot dia^{-1}$ ) são mais importantes do que uma exposição equivalente em crianças ( $1,14-2,43 \mu g \cdot kg^{-1} \cdot dia^{-1}$ ) ou em adultos ( $1,07-1,14 \mu g \cdot kg^{-1} \cdot dia^{-1}$ ). A  $ADD_{abs}$  ao longo da vida é sempre superior nos homens. Todavia, quanto é usada uma taxa de inalação média constante por sexo, em adultos, a dose é superior para o sexo feminino dada a relação com a massa corporal aumentar (Figura V.10b).

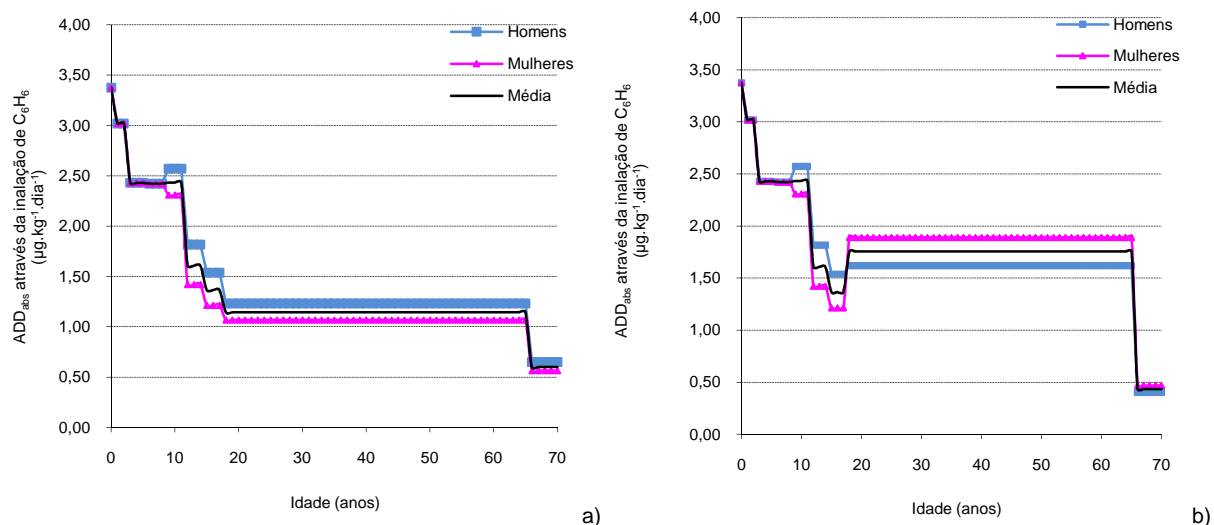


Figura V.10 – Estimativa da  $ADD_{abs}$  ao  $C_6H_6$  ( $\mu\text{g.kg}^{-1}\text{.dia}^{-1}$ ), ao longo da vida, para a população residente no concelho do Porto no ano de referência de 2006 considerando taxa de inalação: a) recomendada para estudos de longo prazo; b) taxa de inalação em adultos de  $20 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ .

Uma análise da  $ADD_{abs}$  por microambiente indica a existência de diferenças importantes. Os ambientes interiores contribuem em cerca de 83-84% para o valor da  $ADD_{abs}$ , assim como o contributo dos transportes, cerca de 11-13%. Por outro lado, o valor registado para residentes não fumadores em ambientes urbanos é de  $106 \mu\text{g.dia}^{-1}$ , enquanto que para os residentes em áreas suburbanas o valor diminui mais de metade,  $43 \mu\text{g.dia}^{-1}$ . No caso dos fumadores e dos fumadores passivos, os valores da  $ADD_{abs}$  aumentam, sendo mais preocupante, como seria de esperar, para os residentes nas zonas urbanas onde se atingem valores de  $469 \mu\text{g.dia}^{-1}$  e  $117 \mu\text{g.dia}^{-1}$ , respectivamente. Este valor equivale a uma concentração média atmosférica<sup>20</sup> de  $2,4\text{-}23,4 \mu\text{g.m}^{-3}$ . Estes valores assumem particular importância no caso das zonas urbanas, nomeadamente os fumadores, indivíduos expostos a níveis quatro vezes superiores ao valor limite de protecção da saúde humana (Tabela V.3).

<sup>20</sup> A concentração média atmosférica é obtida da seguinte forma:  $C = \frac{ADD_{abs}}{TI}$ .

Tabela V.3 - Estimativas da  $ADD_{abs}$  de  $C_6H_6$  ( $\mu g \cdot dia^{-1}$ ), para um adulto, segundo vários cenários.

		$ADD_{abs}$ de $C_6H_6$ ( $\mu g \cdot dia^{-1}$ ), para um homem adulto <sup>(1)</sup> empregado residente numa:					
		Zona suburbana (concelho de Póvoa do Varzim)			Zona urbana (concelho do Porto)		
		Não fumadores	Fumadores	Fumadores passivos	Não fumadores	Fumadores	Fumadores passivos
Actividade	Habitação	21,6	36,6	25,4	57,8	100,8	68,1
	Trabalho	14,5	14,5	14,5	29,9	29,9	29,9
	Lazer	1,5	1,5	1,5	4,2	4,2	4,2
	Transportes	5,4	5,4	5,4	13,4	13,4	13,4
	Postos combustível	0,5	0,5	0,5	1,1	1,1	1,1
	Fumar	-	320 <sup>(2)</sup>	-	-	320 <sup>(2)</sup>	-
<b>Total</b>		43	380	47	106	469	117

<sup>(1)</sup> Considerou-se uma  $TI = 20 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ ;

<sup>(2)</sup> Considerou-se um fumador de 16 cigarros e que por cada cigarro é inalada uma concentração de  $40 \mu g$ .

O pior cenário é obtido para um fumador, residente numa zona urbana, a trabalhar em vias de tráfego congestionadas especialmente com elevados níveis de actividade física, como por exemplo os trabalhadores responsáveis pela limpeza urbana ou polícias de trânsito. Contudo, dada a diminuição das emissões de  $C_6H_6$  ao longo dos últimos anos, é de esperar que os valores da dose, devido à inalação deste poluente, tenham também sofrido uma redução.

Os valores de dose estimados são bastante próximos dos medidos em Viseu por Borrego et al., (2008b):  $38\text{-}228 \mu g \cdot \text{dia}^{-1}$ . Por outro lado, verifica-se que estes valores são inferiores aos obtidos noutros estudos de modelação realizados para zonas urbanas:  $89\text{-}522 \mu g \cdot \text{dia}^{-1}$  em Duarte-Davidson et al. (2001) e cerca de  $400 \mu g \cdot \text{dia}^{-1}$  em EPAQS (1994). Nestes estudos de modelação, a relação entre as concentrações de  $C_6H_6$  no ar exterior e no ar interior, por microambiente, são substancialmente mais elevadas. A título de exemplo, Duarte-Davidson et al. (2001) considera concentrações médias no ar exterior de  $4 \mu g \cdot \text{m}^{-3}$  em zonas urbanas,  $7 \mu g \cdot \text{m}^{-3}$  no interior das habitações de não fumadores, e  $33$  e  $44 \mu g \cdot \text{m}^{-3}$  em veículos automóveis, enquanto os valores usados neste trabalho, baseados nos resultados do projecto PEOPLE para Lisboa (Ballesta et al., 2006), foram de  $3,8 \mu g \cdot \text{m}^{-3}$ ,  $3,5 \mu g \cdot \text{m}^{-3}$  e  $5,4 \mu g \cdot \text{m}^{-3}$ , respectivamente para o mesmo tipo de microambientes. Existem ainda outros pressupostos a contribuir para estas diferenças. Nestes estudos, para além das diferenças relativas ao peso corporal, a taxa de inalação considerada é superior ( $20 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ ), o que induz a um valor de dose também superior.

### 3 Avaliação do risco carcinogénico

Tal como referido anteriormente (§ I), a maioria dos efeitos adversos significativos de exposição crónica ao  $C_6H_6$  são hematotoxicidade, genotoxicidade e carcinogenicidade. O

perigo para a saúde humana de uma associação causal com a exposição ao  $C_6H_6$  é a aplasia da medula óssea, nomeadamente ocorrência de leucemia. Contudo, há também indícios de uma associação entre a exposição ao  $C_6H_6$  e o risco de linfomas, em particular linfomas de não-Hodgkin e mieloma múltiplo. Em experiências com animais a exposição a altas concentrações de  $C_6H_6$  registaram-se efeitos reprodutivos e ocorrência de tumores nas glândulas mamárias e pele. No entanto, os dados epidemiológicos disponíveis indicam que estes efeitos são apenas fracamente associados com a exposição ao  $C_6H_6$  em seres humanos e não há provas de uma relação dose-resposta. Por estas razões, os efeitos sobre a saúde humana devido à exposição repetida ao  $C_6H_6$  são considerados apenas como a aplasia da medula óssea e leucemia. Considerando a aplasia da medula óssea susceptível de ter um mecanismo limiar de acção, no caso da leucemia o efeito é o de não limite. Neste caso, dado a impossibilidade em definir um nível de segurança ou ausência de efeito, a estimativa do risco de ocorrência de leucemias é geralmente usada para expressar a probabilidade desse risco em termos numéricos (NICNAS, 2001).

Nos próximos sub-capítulos é apresentado um estudo dos métodos para avaliar o risco cancerígeno para baixas concentrações de uma substância. Com base neste levantamento é definida uma metodologia e apresentados os respectivos resultados para efectuar a estimativa do risco em contrair leucemia devido à inalação de  $C_6H_6$ , para a população residente na AMP.

### 3.1 Métodos para avaliação do risco de leucemia devido à inalação de benzeno

A estimativa adicional de cancro, quantificada através do factor potencial de desenvolvimento de cancro (CPF), é geralmente usada para gerir o risco na saúde humana decorrente da exposição a um poluente. O *CPF* é usado para estimar a probabilidade suplementar, correspondente ao limite superior, que um indivíduo tem ao longo da sua vida em desenvolver cancro como o resultado da exposição a um dado nível de um agente carcinogénico (Asante-Duah, 2002). Isto não significa que alguém desenvolva cancro, mas que teoricamente existe um aumento adicional.

A estimativa do *CPF* baseia-se nos resultados de estudos de exposição ocupacional e estudos experimentais efectuados sobre animais e culturas celulares expostas a doses elevadas usando diversos modelos (USEPA, 1998). Nessas estimativas, os modelos são utilizados para extrapolar as curvas de dose-resposta resultantes dos altos níveis de exposição para níveis inferiores. As relações dose-resposta são tipicamente usadas para



perceber qual a dose necessária de um determinado agente para causar um nível específico de toxicidade, num receptor potencial. Contudo, para um dado agente é possível produzir diferentes efeitos tóxicos sobre diferentes cenários de exposição, pelo que a resposta depende do mecanismo de acção. Dois parâmetros de toxicidade são geralmente usados para quantificar o *CPF* baseados numa função dose-resposta (Asante-Duah, 2002):

- **Cancer slope factor** (*SF*) também designado de *cancer potency factor* ou *potency factor*: expressa o declive da função dose-resposta em termos de unidades de dose ((mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>);
- **Unit risk factor** (*URF*) também designado de *unit cancer risk* ou *unit risk*: expressa o declive da função dose-resposta em termos de unidades de concentração ((µg.m<sup>-3</sup>)<sup>-1</sup> para uma exposição através da inalação).

Segundo LaGoy (1994), para a estimativa do *CPF*, o critério de toxicidade mais usado é o *SF*. Porém, segundo Asante-Duah (2002) o *SF* é usado para a avaliação do risco para exposição através da via oral ou dérmica, enquanto o *URF* é usado para a avaliação do risco da exposição através da inalação.

O *SF* é uma medida da carcinogenicidade ou toxicidade potencial de um agente. Este parâmetro estima a probabilidade da resposta, por unidade de entrada (*intake*), de um agente ao longo da vida de um indivíduo (Asante-Duah, 2002). Para a estimativa do *CPF* com base no *SF*, devido à exposição de baixas doses, usa-se o modelo linear (Asante-Duah, 1996):

$$CPF = LADD \times SF \quad [26]$$

Onde:

*CPF* = Probabilidade de um indivíduo desenvolver cancro (adimensional);

*LADD* = Dose diária média ao longo da vida (mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>);

*SF* = Coeficiente de inclinação da recta ((mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup>).

O OEHHA (2009) define um *SF* para a exposição de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> de 1,0×10<sup>-1</sup> (mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>)<sup>-1</sup> o que significa que para uma exposição diária contínua a 1 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> está associada a probabilidade de 1 em 10 casos de desenvolver cancro.

Por outro lado, o *URF* estima a probabilidade, acima do limiar superior, de uma pessoa “típica” ou “média” (peso corporal de 70 kg e taxa de inalação de 0,83 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup>) em contrair cancro quando exposta a 1 µg.m<sup>-3</sup> de uma substância ao longo da sua vida (70 anos). Para avaliação do *CPF* com base no *URF* tem-se:

$$CPF = C \times URF \quad [27]$$

Em que:

$CPF$  = Probabilidade de um indivíduo desenvolver cancro (adimensional);

$C$  = Concentração ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ );

$URF$  = Risco unitário ( $(\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ ).

O  $SF$  pode ser convertido no  $URF$ , e vice-versa, adoptando algumas considerações. Segundo Asante-Duah (2002), a condição mais crítica é que o tumor seja sistemático de modo que os órgãos alvo potenciais experimentem a mesma concentração de poluente independentemente da via de exposição. Considerando a extrapolação linear para doses baixas e um indivíduo de 70 kg com uma taxa de inalação de  $20 \text{ m}^3\cdot\text{dia}^{-1}$  tem-se a seguinte relação:

$$URF = 2,86 \times 10^{-4} \times SF \quad [28]$$

A USEPA (1998) estimou o valor do risco unitário a partir de diversos modelos e estudos de exposição para 1 ppbV de  $\text{C}_6\text{H}_6$ . Em média os resultados não diferem na ordem de magnitude, porém, sugerem que a caracterização do risco deverá seguir a previsão mais conservativa e que corresponde a 2 casos por 100 000 habitantes expostos a 1 ppbV de  $\text{C}_6\text{H}_6$  (USEPA, 1998). Assim, por extrapolação, o risco de contrair leucemia ao longo da vida pode ser calculado da seguinte forma:

- 1 ppbV ( $3,25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ~ 2 casos por 100 000 habitantes
- 2 ppbV ( $6,50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ~ 4 casos por 100 000 habitantes
- 5 ppbV ( $16,25 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ~ 10 casos por 100 000 habitantes
- 10 ppbV ( $32,50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) ~ 20 casos por 100 000 habitantes

Por outro lado, a WHO (2000) baseada na média geométrica do risco de quatro estudos seleccionados por Crump (risco de  $4,4\text{-}7,5 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$ ) apresenta um  $URF$  em contrair leucemia devido à exposição no ar a  $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de  $\text{C}_6\text{H}_6$  de  $6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (6 casos num milhão de habitantes expostos a  $1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  e que corresponde a cerca de 20 casos num milhão de habitantes quando expostos a 1 ppbV). Outras estimativas do risco unitário são referidas pela bibliografia nomeadamente:  $13,6 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (Aksoy, 1989),  $2,2\text{-}7,8 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (USEPA, 1998),  $6\text{-}20 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (Länderausschuß für Immissionsschutz (1992), In CFHA (2003)),  $2,9 \times 10^{-5} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (OEHHA, 2009), e  $53 \times 10^{-6} (\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3})^{-1}$  (Guerra et al., 1995).

Note-se, porém, que o risco de desenvolvimento de leucemia devido à exposição ao  $\text{C}_6\text{H}_6$  é

caracterizado por um grande conjunto de incertezas (Asante-Duah, 2002; NEPM, 2003; NICNAS, 2001; WHO, 2000). Estas resultam de deficiências dos estudos epidemiológicos como, por exemplo, a sua reduzida dimensão e ausência de monitorização, o que implica a definição de um conjunto de considerações de modo a estimar a exposição e /ou dose. Estes estudos referem ainda falta de dados suficientes para validar os modelos matemáticos usados para estimar o risco. Além disso, a extrapolação do risco de altas concentrações registados em estudos de exposição profissional é assumido como sendo directamente proporcional à exposição cumulativa (nível de exposição média multiplicado pela duração da exposição), embora seja desconhecido se uma baixa exposição contínua durante um longo período de tempo é equivalente. Por outro lado, na realização desta extrapolação há uma sobrestimação do risco, uma vez que a eficiência dos processos de reparação do DNA quando o organismo está exposto a baixas exposições é superior. Destacam-se ainda as incertezas associadas com a avaliação do  $C_6H_6$ , quer para os níveis de exposição entre os trabalhadores, quer para as estimativas da exposição para o total da população residente.

### 3.2 Metodologia

Para estimar o risco da população residente em desenvolver leucemia, devido à inalação de  $C_6H_6$ , a estimativa foi efectuada com base nas concentrações de  $C_6H_6$ , isto é, usando o *URF* de acordo com a indicação dada por Asante-Duah (2002). Considerou-se o valor de *URF* de  $6 \times 10^{-6}$  proposto pela WHO (2000). De modo a avaliar a evolução espaciotemporal, o risco foi estimado com base na distribuição das concentrações exteriores de  $C_6H_6$  estimada para a AMP nos anos de 1991 e 2006 (§ IV.3).

### 3.3 Resultados

Com base nas concentrações estimadas do ar exterior para o ano 1991 (§ IV.3.2.3), estima-se que durante 70 anos, aproximadamente 66 residentes do domínio de estudo indicado na Figura V.11 e no qual a AMP se insere, poderão contrair leucemia devido à inalação de  $C_6H_6$  (Figura V.11). Este número corresponde a cerca de 1 caso de leucemia por ano na população do domínio de estudo e que equivale a cerca de 34 casos por milhão de habitantes. Contudo, dada a tendência para a diminuição das concentrações de  $C_6H_6$  registada (§ IV.3.2.3), o risco em 2006 diminuiu para metade, cerca de 30 casos, o equivalente a cerca de 15 casos por milhão de habitantes. Tendo em conta o domínio de incerteza dos factores de risco unitário proposto pela WHO ( $4,4 \times 10^{-6}$ - $7,5 \times 10^{-6}$ ) estima-se em

cerca de 25 a 42 casos anuais por milhão de habitantes, considerando o ano de referência de 1991, e a 11 e 19 casos anuais por milhão de habitantes, considerando o ano de referência de 2006. Estes resultados encontram-se dentro dos valores de taxa de incidência existentes na região (RORENO, 1991; 2008) e da mesma ordem aos apresentados por CFHA (2003).

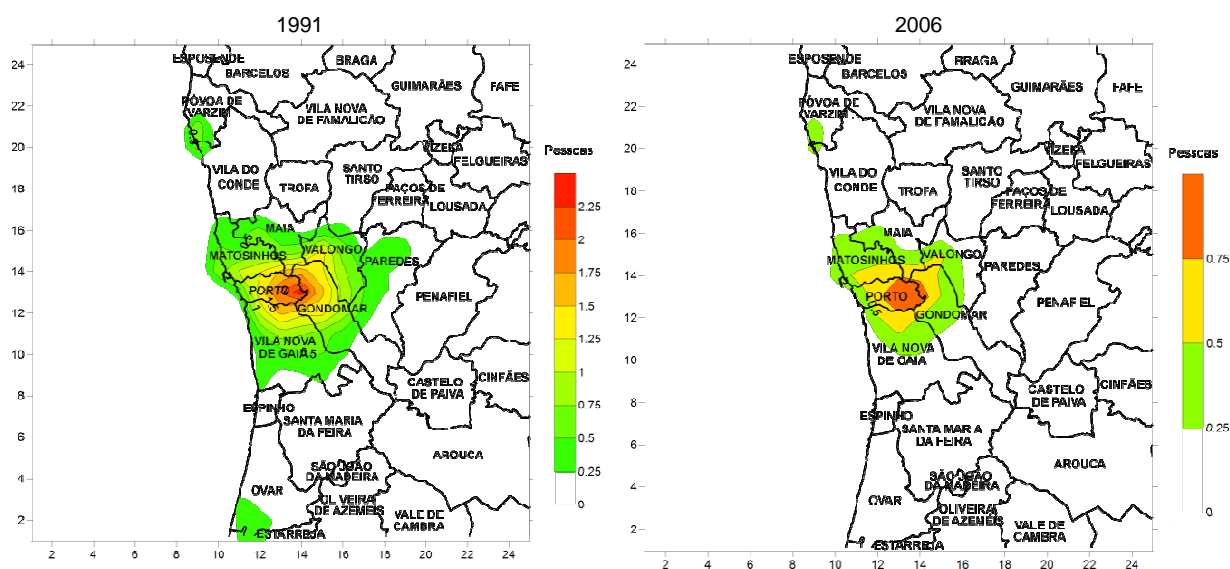


Figura V.11 - Risco de contrair leucemia, devido à inalação ao  $C_6H_6$  no ar exterior, com base em dois períodos de referência, 1991 e 2006.

Nos dois anos avaliados, o risco incorrido pela população da AMP é entre 15 a 34 vezes superior ao nível de protecção de 1/1 000 000 (Brunner (2000), *In* CFHA (2003)). Por conseguinte, as emissões de  $C_6H_6$  devem continuar a ser reduzidas. De um ponto de vista estritamente matemático e tendo em conta os níveis de decréscimo das emissões, o nível de protecção na AMP seria atingido em 2021. Contudo, as concentrações médias medidas no ar não são o único factor determinante. É necessário também ter em conta a duração da exposição e a atitude a adoptar junto das zonas críticas. Para diminuir o risco, não se trata, unicamente, de reduzir as emissões, mas também melhorar a ventilação do ar respeitando os critérios de higiene e segurança no trabalho, bem como a ventilação das habitações nas quais a eliminação do acto de fumar constitui um dos principais factores que permitem reduzir o risco.

#### 4 Síntese conclusiva

A avaliação da exposição e da dose devido à inalação de  $C_6H_6$ , através de métodos indirectos, permitiu estimar o impacte deste poluente na saúde das populações residentes

na AMP, constituindo assim uma boa ferramenta de trabalho para domínios desta dimensão. Apesar deste tipo de técnicas serem mais rápidas e mais baratas para estudos desta natureza, destacam-se também algumas limitações, nomeadamente no que se refere à elevada quantidade de factores a ter em conta. Além disso, a falta de dados de monitorização condiciona a validação dos modelos para o domínio em estudo. Assim, futuros estudos devem, não só melhorar os dados de entrada no modelo, bem como proceder a análises, não só das concentrações, mas também da exposição e dose de modo a poder-se quantificar as incertezas.

A informação disponível para a AMP condicionou a estimativa da exposição e da dose devido à inalação de  $C_6H_6$ , para períodos temporais mais extensos. Embora a metodologia tenha sido desenvolvida para a obtenção destas variáveis ao nível da freguesia, na verdade, essa variabilidade não é notória. O facto dos dados referentes aos movimentos pendulares existentes apenas ao nível do concelho condicionou de forma definitiva os resultados finais obtidos ao nível da freguesia, pelo que este factor deverá ser tido em conta em futuros estudos.

Os residentes no concelho do Porto apresentam os valores médios anuais mais elevados de exposição e dose da AMP. Para além das concentrações de  $C_6H_6$  registadas no concelho de residência, a quantidade de residentes que se deslocam para outros concelhos condiciona de forma importante a estimativa da exposição nomeadamente pelo aumento dos tempos de viagem. Por outro lado, a dose varia não só em função da exposição, mas também da actividade física e do peso corporal. Além disso, os valores podem aumentar consideravelmente se o indivíduo for fumador, residente numa zona urbana e /ou se tiver um trabalho com actividade física elevada junto de fontes de emissão. Outro aspecto a ter em conta prende-se com a relação entre a massa corporal e a taxa de inalação, razão pela qual as crianças tendem a absorver uma dose superior. Em média, os valores são também superiores nos homens devido ao tipo de actividade física, o que aumenta a taxa de inalação.

A avaliação do risco, apesar de permitir realizar uma estimativa do impacto na saúde humana de um poluente, para uma dada região, dada a sua natureza acumula um conjunto elevado de incertezas. Assim, a futura investigação no seu modo de cálculo, nomeadamente usando taxas de incidência resultantes de baixos valores de exposição deve ser conduzida, permitindo deste modo realizar avaliações mais precisas. Em 2006, o risco estimado para a população residente no domínio em estudo foi cerca de 11 a 19 casos por um milhão de

habitantes. Entre 1991 e 2006 a diminuição das emissões e a consequente diminuição das concentrações reduziu em cerca de metade o risco cancerígeno. Apesar desta diminuição, os resultados indicam que a tendência de decréscimo deve continuar, de modo a alcançar o risco definido como valor de protecção de um caso por milhão de habitantes, limiar que será atingido em 2021 caso a tendência de redução se mantenha.

Em termos temporais, verifica-se uma diminuição dos indicadores analisados susceptíveis de causar risco para a saúde humana devido à inalação de  $C_6H_6$ . Contudo, a nível espacial, nomeadamente ao nível urbano, existem áreas densamente povoadas e fortemente expostas que deverão ser cuidadosamente analisadas, nomeadamente recorrendo a estudos epidemiológicos.

## **VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos**

Pfeiffer et al. (2008), definem epidemiologia como o estudo das causas das doenças, podendo centrar-se na compreensão dos factores de risco ou no estudo dos efeitos das intervenções. Segundo Gordis (2005), a epidemiologia estuda a distribuição das doenças numa dada população nomeadamente os factores que influenciam ou determinam essa distribuição. De acordo com este autor, os principais objectivos da epidemiologia são:

- Identificar a etiologia de uma doença e seus factores de risco;
- Determinar a extensão da patologia numa dada população;
- Estudar a evolução da patologia;
- Avaliar medidas preventivas e terapêuticas;
- Proporcionar uma base para obter suporte normativo e apoio na tomada de decisão.

Os estudos epidemiológicos são geralmente classificados em dois tipos, observacionais e experimentais (Bonita et al., 2006). Os estudos observacionais subdividem-se em estudos descritivos, que analisam a ocorrência de uma doença numa população, e estudos analíticos, centrados no estudo da relação entre o estado de saúde e outras variáveis como por exemplo a poluição atmosférica. Os estudos analíticos subdividem-se ainda em estudos ecológicos, transversais, caso-controlo, e de cohort. Os estudos ecológicos, também designados por estudos de correlação, centram-se geralmente na análise populacional numa dada área geográfica. Porém, para avaliar as hipóteses geradas por métodos descritivos ou estudos ecológicos, são usados métodos analíticos em que se considera o nível do indivíduo: estudos transversais, caso-controlo e /ou de *cohort* (Bailey et al., 2000). Os estudos transversais, também designados estudos de prevalência, medem a prevalência da doença na população. Em simultâneo, é medido o factor que se deseja correlacionar com a doença. No caso dos estudos caso-controlo, estes analisam dois grupos de indivíduos, um com doença e outro sem doença. A possível relação entre a doença e a exposição é analisada comparando a exposição nos dois grupos. Relativamente aos estudos de *cohort*, também designados estudos de incidência, estes iniciam-se com um grupo de indivíduos

saudáveis onde é avaliada a exposição e o grupo é seguido ao longo do tempo no intuito de detectar desenvolvimentos de novos casos de doença. No que respeita aos estudos experimentais, estes são desenvolvidos para preparar uma intervenção em que se muda um aspecto no qual se acredita ser a causa da doença.

Estudos epidemiológicos tentam realizar as melhores medidas de ocorrência de doença. Contudo, muitas são as possibilidades de erro pelo que muita atenção é despendida na minimização e avaliação dos erros que não se conseguem eliminar (Bonita et al., 2006). Além disso, outras variáveis a ter em conta são os factores de confundimento, isto é, variáveis concorrentes que podem influenciar a associação entre um factor de exposição e a doença. Gregg (2008), define confundimento como a distorção da associação entre exposição e a doença pelo efeito de um terceiro factor, a variável de confundimento. Para que uma variável seja considerada variável de confundimento deve (Elliott et al., 2001; Gregg, 2008):

- Constituir um factor de risco para a doença;
- Estar associada com a exposição ao factor de risco em estudo;
- Não deve ser um passo intermédio entre a doença e a exposição.

Assim, é importante excluir os efeitos de confundimento no desenho do estudo, ou incluí-los na recolha dos dados para o controlo dos seus efeitos na análise dos resultados apesar de dificultarem a interpretação dos estudos epidemiológicos (Bonita et al., 2006; Elliott et al., 2001). Segundo Elliot et al. (2001), a obtenção de medições ao nível do indivíduo das variáveis em estudo ou em pequenas áreas, de modo a explorar e quantificar o potencial de confundimento, seria a situação ideal. Porém, segundo Bonita et al. (2006), a influência dos factores de confundimento pode prevenir-se durante a concepção do estudo restringindo a análise a um determinado grupo, efectuando a selecção aleatória dos grupos em estudo, ou através da distribuição uniforme dos factores de confundimento nos grupos em análise. Por outro lado, é possível controlar o confundimento na fase da análise por estratificação ou aplicação de métodos estatísticos.

A maior parte dos estudos epidemiológicos publicados para a população portuguesa é, de natureza descritiva. Por outro lado, os estudos analíticos que relacionam causas atmosféricas com doenças oncológicas na população Portuguesa são raros (Amaral et al., 2006; Sarmiento et al., 2008) nomeadamente no que se refere às doenças que afectam os



tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos (Freitas & Martinho, 2009; Martinho & Freitas, 2009), grupo de patologias referida na literatura (§ I), com relação com a exposição ao C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>. Contudo, a nível internacional, vários estudos têm sido desenvolvidos, nomeadamente no que se refere à identificação de possíveis causas para a ocorrência de leucemias. Para estas doenças, têm sido investigados diversos factores ambientais como exposição ao C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, radiações, pesticidas, hábitos diários de ocupação como dieta alimentar ou hábitos tabágicos, e factores genéticos (Belson et al., 2007; Liu et al., 2009; Zeeb & Blettner, 1998). Contudo, têm sido referidas inconsistências entre os diversos estudos realizados dada as limitações de cada trabalho, e apenas alguns factores como o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> ou as radiações ionizantes têm sido apontados como associações confirmadas nomeadamente para valores altos de exposição.

De modo a verificar se existe associação entre a exposição ao C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e incidência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos na AMP (valores baixos), efectua-se nos próximos sub-capítulos, numa primeira fase, um estudo epidemiológico descritivo seguido, numa segunda fase, de um estudo analítico. Para a realização do estudo descritivo analisam-se os inventários de dados epidemiológicos, publicados para Portugal e em particular para a região Norte de Portugal onde a AMP se insere. De modo a compreender a evolução temporal da doença, analisam-se todas as séries de dados disponíveis de forma a obter uma visão ampla. Numa segunda fase, é efectuado um estudo analítico baseado na observação geográfica da distribuição destas patologias na AMP, recorrendo a técnicas de análise espacial de dados. Esta análise tem como objectivo perceber qual a variação geográfica destas doenças, e estudar a associação com o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> inalado.

## 1 Conceitos e considerações

Para homogeneização de estudos a nível internacional, a classificação das doenças baseia-se hoje em dia em normas internacionais. O *International Classification of Diseases* - ICD é usado na classificação da generalidade das doenças tendo em conta a sua topografia (localização anatómica) enquanto o *International Classification of Diseases for Oncology* - ICD-O é usado para a classificação de doenças oncológicas e a sua classificação baseia-se não só na topografia do tumor, mas também na sua morfologia<sup>21</sup>.

---

<sup>21</sup> A morfologia estuda a forma dos seres vivos e pode ser dividida em anatomia, visão macroscópica, e histologia, visão microscópica.

Em Portugal, os registos oncológicos, entre 1999 e 2005 foram publicados segundo a nomenclatura do ICD-10. A partir de Junho de 2005 os tumores passaram a ser classificados segundo a topografia e morfologia do ICD-O-3 e a partir de 2006 publicados também com base nesta nomenclatura. Assim, de modo a facilitar a comparação entre as diversas fontes de informação, neste trabalho adoptou-se a codificação do ICD-10, nomeadamente no que se refere às seguintes neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, conjunto de neoplasias suspeitas de associação com o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>:

C81: linfoma de Hodgkin;

C82-85 e C96: linfomas de não-Hodgkin;

C91-94: leucemias.

Do conjunto de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos excluíram-se os mielomas múltiplos (C90 do ICD-10) e as leucemias sem outra especificação (SOE) (C95 do ICD-10) dado o reduzido número de casos disponíveis no domínio e período em estudo.

## 2 Registo dos dados de neoplasias em Portugal

Desde 1972, o INE publica o anuário *Estatísticas de Saúde* com as principais causas de morte em Portugal, para os vários tipos de neoplasias, enquanto a Direcção Geral de Saúde publica, desde 1984, taxas de mortalidade específicas, por sexo e idade, no anuário *Risco de Morrer*. A nível internacional o IARC/WHO disponibiliza online dados anuais, entre 1955 até 2003, por país, inclusive Portugal, do tipo de tumor, classe etária e sexo usando a classificação internacional de doenças ICD-10 (IARC, 2005).

Em Portugal, os registos de cancro só foram iniciados em 1988 por disposição legislativa (Portaria 35/88, de 16 de Janeiro). A constituição deste registo tinha até então como objectivo produzir dados de incidência, avaliação dos programas de rastreio, avaliação dos cuidados prestados, e investigação epidemiológica. Inicialmente o país foi dividido em três regiões, Norte (RORENO), Centro (RORCENTRO) e Sul (RORSUL), abrangendo cerca de 95% da população. Mais tarde, em Fevereiro de 2007, arrancou também o registo oncológico dos Açores (RORA) (Figura VI.1).

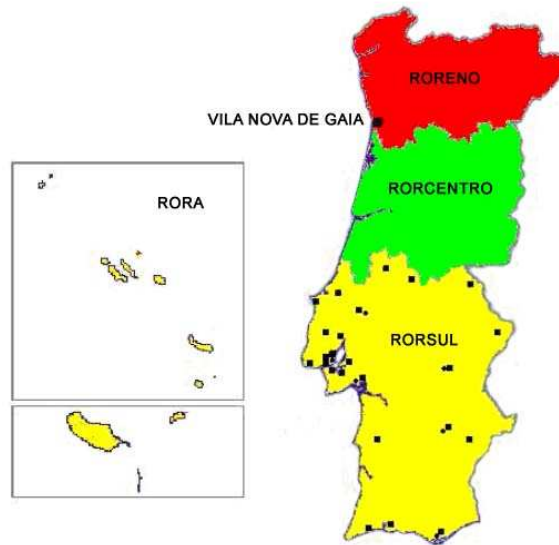


Figura VI.1 - Mapa do território abrangido por cada registo oncológico em Portugal (Pereira, 2003).

Segundo a literatura, os inventários de cancro são caracterizados por quatro características: comparabilidade, validade, actualidade e exaustividade (Bray & Parkin, 2009; Parkin & Bray, 2009). No entanto, em Portugal estes pressupostos, nomeadamente no que se refere ao Registo Oncológico Regional do Norte, RORENO, no qual a AMP se insere, nem sempre têm sido cumpridos, o que limita a utilização dos dados para estudos mais aprofundados. De acordo com Pinheiro et al. (2002), até ao ano de 1998, data do referido estudo, nenhum dos registos estava disponível para produzir dados aceitáveis e completos, sendo a cidade de Vila Nova de Gaia, o concelho que disponha do mais completo registo de cancro em Portugal.

Nos primeiros anos de arranque do RORENO, os relatórios anuais apresentavam alguns problemas e lacunas de informação nomeadamente no que se prende com a classificação dos tumores, registo da neoplasia num dado ano diagnosticada em anos anteriores, e sobretudo não inclusão das neoplasias diagnosticadas em clínica privada, (RORENO, 1993; 1994). Desde o início do registo, em 1988, até ao último ano à data publicado, 2007, o número de instituições e o número de casos foi bastante irregular fruto das dificuldades de classificação das doenças e circulação da informação (RORENO, 1988-2009). Além disso, apesar da publicação se encontrar relativamente estável, regista-se, actualmente, um atraso de cerca de 1-2 ano na sua publicação. Por outro lado, a alteração da classificação das neoplasias acentua as dificuldades na análise de séries temporais longas. Inicialmente as neoplasias foram classificadas segundo o código WHO substituído em 1999 pela nomenclatura da ICD-10 (*International Classification of Diseases*, 10ª edição, 1990). Porém,

desde 2006 a publicação sofre nova alteração introduzindo nas publicações a classificação segundo a 3ª edição da *Internacional Classification of Diseases for Oncology* (ICD-O). Estas alterações visaram facilitar a comparação entre os dados de incidência de cancro na Região Norte, e os dados disponíveis noutras publicações, nomeadamente a nível internacional.

Face a um conjunto de limitações que caracterizam os dados e que são comuns à maioria dos estudos, Catarino (2008) chama a atenção para uma interpretação prudente das taxas, nomeadamente:

1. Caracterização dos óbitos (ou incidências): a determinação das causas é realizada com graus de exactidão diferentes de área para área, não estando estudado com rigor, em Portugal, a importância dos erros assim induzidos. Além disso, o local de residência indicado nem sempre correspondem à residência habitual, tendo como consequência uma sobrestimação das taxas nos meios urbanos;
2. Estimativas da população: dado o grau de desagregação das taxas usadas nomeadamente efectuadas para a padronização das taxas por idades, os inevitáveis erros de estimativa da população residente introduzirão os correspondentes erros nas taxas;
3. Existência de pequeno número de óbitos: o facto de, em muitas das classes de desagregação utilizadas, o número de óbitos ser muito pequeno torna o cálculo das taxas nessas classes fortemente sensível às pequenas variações aleatórias.

### **3 Análise do registo de dados de tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos**

Nos próximos sub-capítulos efectua-se a análise da distribuição das patologias que atingem os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos em Portugal e na região Norte do país. Não foram efectuadas restrições de idades e sexo.

No que se refere aos dados disponíveis para Portugal, a análise baseou-se nas taxas anuais de mortalidade publicadas pelo IARC (2005) usando o maior número de séries temporais disponíveis. O período temporal das séries não é idêntico para os três grupos de neoplasias em estudo: linfomas de Hodgkin (1980 a 2003); linfomas de não-Hodgkin (1984 a 2003); e leucemias (1955 a 2003). Contudo, dado que os registos oncológicos em Portugal só se iniciaram em 1988, os valores anteriores a esta data, devido aos problemas de recolha de informação, devem ser analisados com precaução, pelo que a análise se centrará

essencialmente nos dados após este período de referência.

No que respeita à análise da distribuição das patologias diagnosticadas na região Norte, e dada a limitação que as taxas de mortalidade representam para o desenvolvimento de estudos epidemiológicos, consideraram-se aqui as taxas anuais de incidência publicadas pelo programa RORENO. Apesar destes registos estarem disponíveis a partir de 1988 a análise centra-se apenas para o período de 1999 a 2007 dado não só as incoerência e inconsistências da informação apontadas em alguns relatórios, mas também à implementação da nova forma de classificação dos tumores publicada a partir no ano de 1999 (§VI.2).

### **3.1 Evolução em Portugal**

Em Portugal, a análise das séries temporais das patologias em análise permite verificar que apesar de desde a década de 80 se registar uma diminuição da taxa de mortalidade dos linfomas de Hodgkin e leucemias, a situação é inversa no caso dos linfomas de não-Hodgkin (Figura VI.2). Dado este aumento ser um factor de preocupação e as causas desta doença pouco compreendidas, Ekström-Smedby (2006) num estudo de revisão sobre os linfomas de não-Hodgkin, lista um longo conjunto de factores de risco que têm vindo a ser estudados como carências imunitárias, agentes infecciosos e historial familiar, etc., porém, os resultados são ainda inconclusivos. Note-se que a taxa mortalidade é superior no caso das leucemias (3 a 5 casos por 100 000 habitantes) e nos linfomas de não-Hodgkin (1,5 a 4 casos por 100 000 habitantes). Os linfomas de Hodgkin apresentam taxas cerca de três vezes inferiores.

Por outro lado, a análise por sexo indica que, para as três patologias em análise, a taxa é sempre superior no caso dos homens (Figura VI.2).

VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

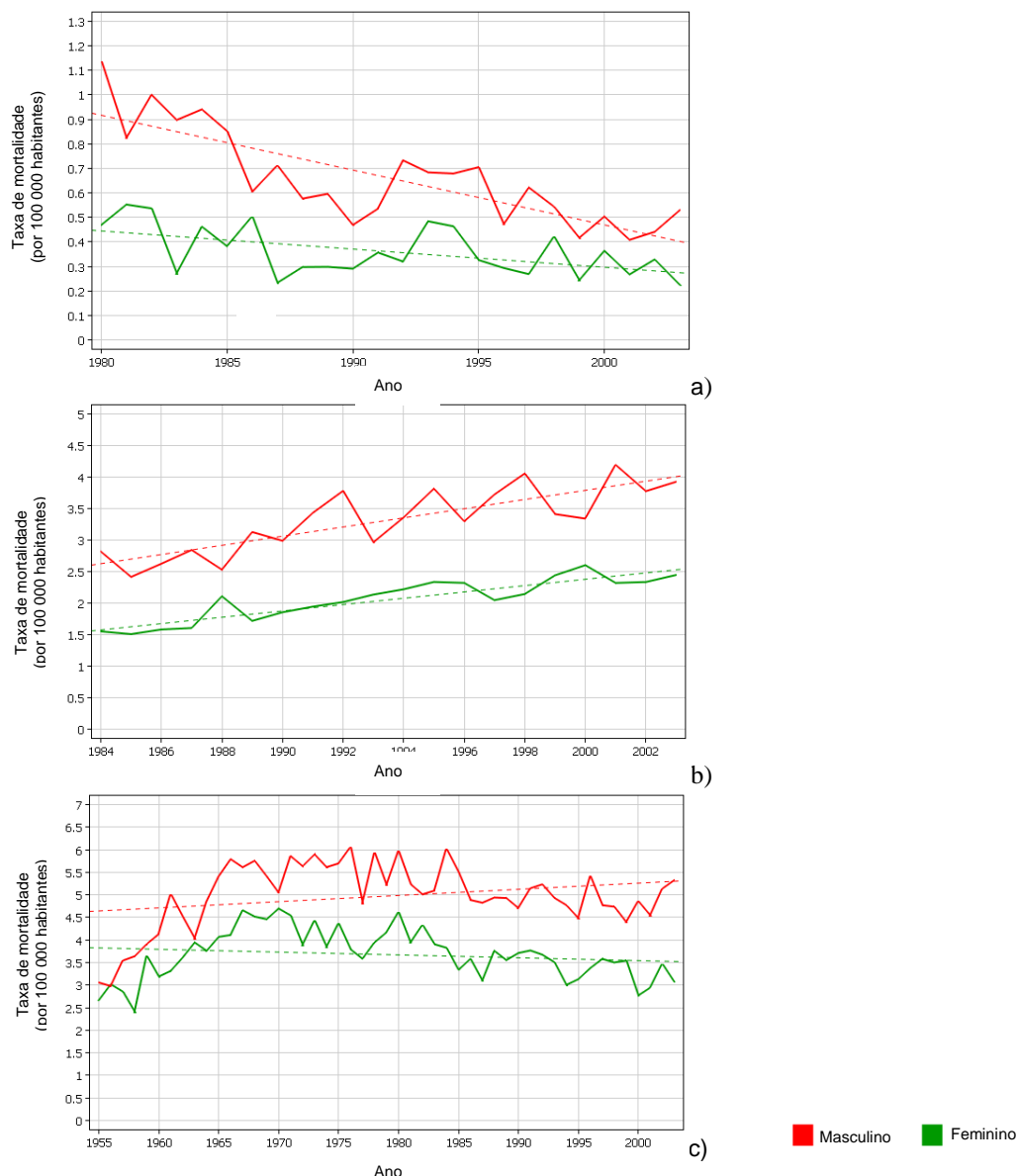


Figura VI.2 - Taxa anual de mortalidade padronizada por idades (por 100 000 habitantes) e por sexo, em Portugal (IARC, 2005) para: a) linfoma de Hodgkin (1980 e 2003); b) linfoma de não-Hodgkin (1984 e 2003); c) leucemias (1955 e 2003).

No que respeita às diferenças por sexo e idades, embora não haja evidência clara de uma tendência temporal estabelecida no caso dos linfomas de Hodgkin (Figura VI.3), no caso dos linfomas de não-Hodgkin e das leucemias verifica-se que a partir da década de 80 as taxas de mortalidade têm aumentado em indivíduos com menos de 60 anos de idade (Figura VI.4 e Figura VI.5). A taxa de mortalidade nos homens com mais de 60 anos devido a leucemias (20 a 80 casos por 100 000 habitantes) é aproximadamente o dobro do que nas mulheres.

Por outro lado, nota-se, que no caso das leucemias, há uma diminuição da taxa de mortalidade em indivíduos com menos de 50 anos.

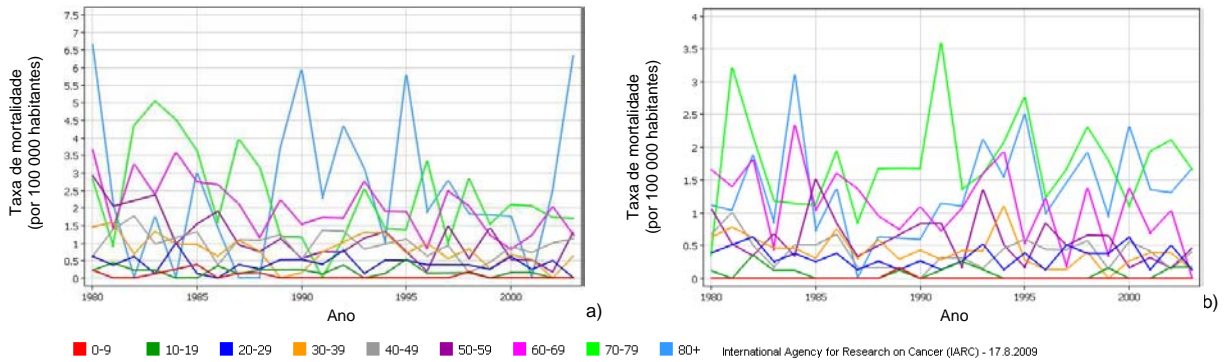


Figura VI.3 - Taxa anual de mortalidade (por 100 000 habitantes) devido a linfomas de Hodgkin, por grupo etário, em Portugal entre 1980 e 2003 (IARC, 2005): a) Homens; b) Mulheres.

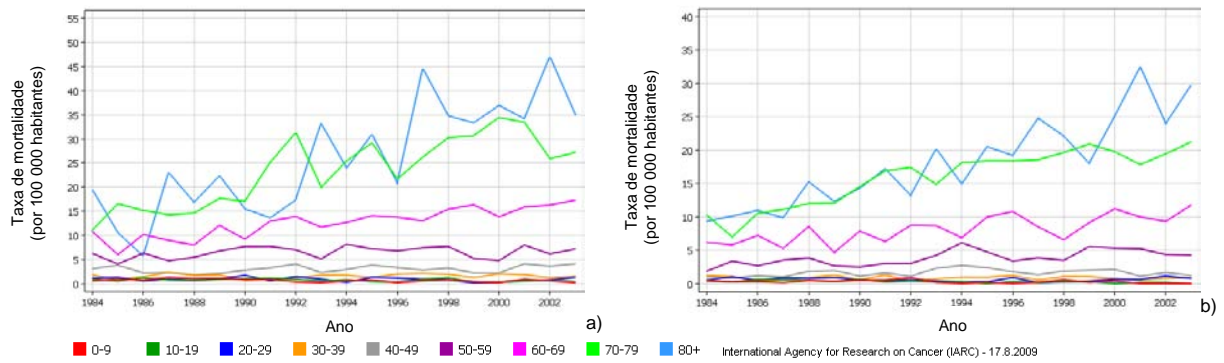


Figura VI.4 - Taxa anual de mortalidade (por 100 000 habitantes) devido a linfomas de não-Hodgkin, por grupo etário, em Portugal entre 1984 e 2003 (IARC, 2005): a) Homens; b) Mulheres.

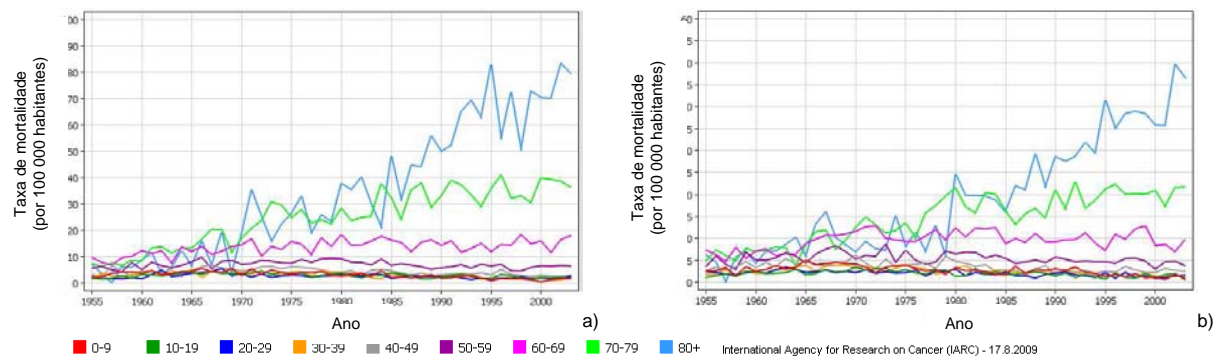


Figura VI.5 - Taxa anual de mortalidade (por 100 000 habitantes), devido a leucemias, por grupo etário, em Portugal entre 1955 e 2003 (IARC, 2005): a) Homens; b) Mulheres.

Em termos de distribuição espacial, por sexo, usando a taxa de mortalidade padronizada de tumores que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, verifica-se que em Portugal a variabilidade regional não é clara. Entre 1987 e 2004 o distrito de Lisboa é um

dos mais afectados, apesar de se registar uma ligeira tendência para o aumento generalizado desta taxa em todo o território (Figura I.1 do Anexo I). A análise espacial por sexo, mostra que não há semelhanças entre os dois nem uma predominância clara em zonas restritas do território (Figura I.2 e Figura I.3 do Anexo I).

### **3.2 Análise da evolução na região Norte de Portugal**

A análise temporal da evolução da taxa de incidência na região Norte indica que há uma tendência de crescimento em todas as neoplasias em estudo à excepção dos linfomas de Hodgkin em que se verifica uma tendência para uma certa estabilidade (Figura VI.6). Dos grupos de patologias em estudo, em média, a que apresenta maior taxa de incidência na região norte são os linfomas de não-Hodgkin exibindo, entre 1999 e 2007, valores cerca de cinco vezes superiores ao das restantes neoplasias em estudo. Os restantes tipos de tumor em estudo apresentam taxas anuais de cerca de 2 casos por 100 000 habitantes. Apesar de não ser possível comparar o inventário regional com o nacional devido à utilização de tipos de taxas diferentes, note-se que a incidência de linfomas de não-Hodgkin é cerca do dobro da incidência de leucemias.

Contudo, Ahrens & Pigeot (2005), chamam a atenção para a interpretação cautelosa das taxas brutas uma vez que podem estar mascaradas com diferenças específicas das patologias, como por exemplo elevada incidência em determinado grupo etário ou sexo. Na região Norte, as estimativas da distribuição da população residente indicam que a população com menos de 20 anos tem vindo a diminuir ao contrário da população adulta, nomeadamente a população mais idosa (INE, 2007a). Este envelhecimento tem vindo a reflectir-se num aumento generalizado das taxas de incidência destas patologias nos últimos anos confirmando a tendência registada para a população nacional (§ VI.3.1). À semelhança do que se verifica a nível nacional, a análise detalhada da taxa de incidência indica que não só a afectação por sexo é distinta, mas também o facto deste tipo de doenças apresentar grupos etários alvo diferentes. Globalmente, a taxa de incidência é mais elevada na população masculina (Figura VI.7) embora uma análise mais pormenorizada, por tipo de tumor e classe etária, indica que pontualmente as mulheres representam a população de maior risco (Figura VI.8).



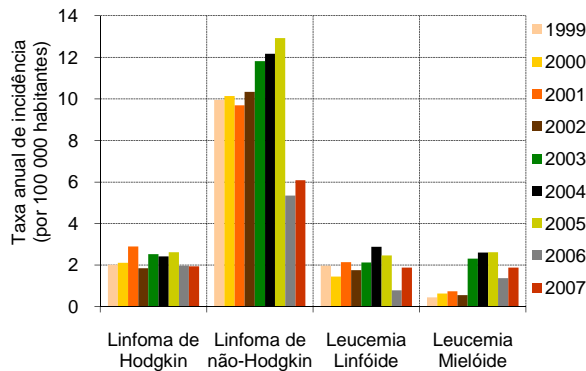


Figura VI.6 - Taxa anual de incidência (por 100 000 habitantes) de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na região Norte de Portugal entre 1999 e 2007.

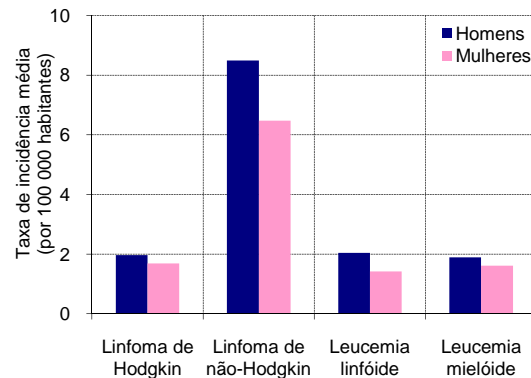


Figura VI.7 - Taxa anual de incidência (por 100 000 habitantes), por sexo e tipo de tumor que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na região Norte de Portugal entre 1999 e 2007.

Na região Norte, a doença de Hodgkin, atinge essencialmente crianças a partir dos cerca de 5 anos de idade. A taxa de incidência é máxima na faixa etária entre os 15 e os 25, atingindo valores de 5 casos por 100 000 habitantes. A partir desta faixa etária a taxa de incidência decresce até aos 40-45 anos, estabilizando em cerca de 2 casos por 100 000 (Figura VI.8a).

Relativamente às neoplasias de não-Hodgkin, verifica-se que a doença incide em todas as faixas etárias. Todavia a população menos vulnerável são os indivíduos com menos de 45 anos, registando uma taxa de incidência média inferior a 10 casos por 100 000 habitantes. A população mais vulnerável possui mais de 65 anos exibindo taxas de incidência superior a 24 casos por 100 000 habitantes (Figura VI.8b).

Em relação à taxa de incidência de leucemias, verifica-se que esta doença afecta, à semelhança das anteriores patologias, os adultos, mas também crianças. A leucemia linfóide regista taxas de incidência máximas em crianças e idosos, 11,3 e 9,5 por 100 000 habitantes respectivamente. A população entre os 15 e os 45 anos de idade é menos vulnerável a este tipo de doenças sendo a taxa de incidência média, nesta faixa etária, de cerca de 1 a 2 casos por 100 000 habitantes (Figura VI.8d). Em relação à leucemia mielóide, a distribuição é semelhante à do linfoma de não-Hodgkin embora neste caso a taxa de incidência seja significativamente menor e não afectando crianças com menos de um ano de idade. A maior taxa de incidência deste tipo de neoplasias é de cerca de 9 casos por 100 000 habitantes atingindo essencialmente pessoas com mais de 60 (Figura VI.8e).

## VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

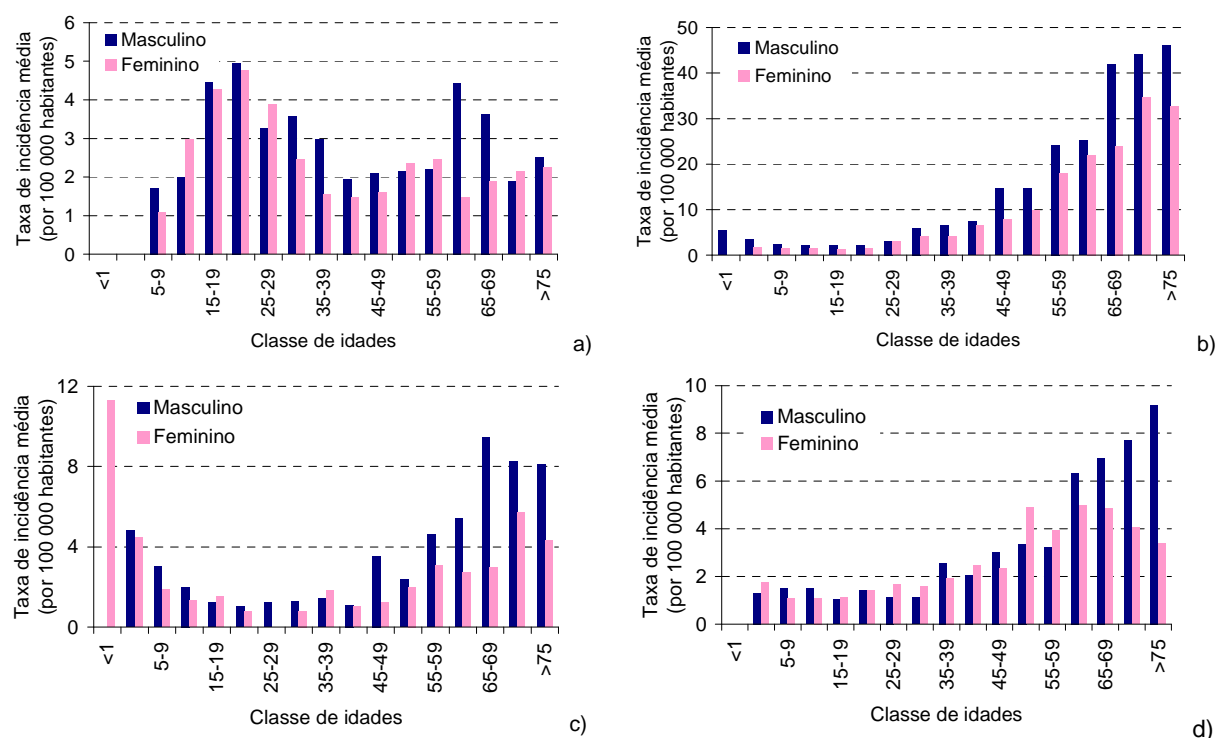


Figura VI.8 - Taxa de incidência média anual (por 100 000 habitantes), por sexo e classe etária, na região Norte de Portugal entre 1999 e 2007 para as neoplasias do tipo: a) linfoma Hodgkin; b) linfoma de não-Hodgkin; c) leucemia linfóide; e d) leucemia mielóide.

### 4 Epidemiologia espacial: relação entre a inalação de benzeno e a incidência de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

Enquanto a epidemiologia se centra na compreensão da relação entre a causa de uma doença e no conhecimento dos seus factores de risco (Gordis, 2005; Stevenson et al., 2008; Pfeiffer et al., 2008) a epidemiologia espacial preocupa-se com a descrição e compreensão das variações de ocorrência de risco ao nível espacial, em particular, em áreas pequenas (Elliott et al., 2001). Assim, as técnicas de análise espacial distinguem-se das restantes técnicas de análise estatística convencional por considerar explicitamente as coordenadas dos dados no processo de recolha, descrição e /ou análise (Haining, 2003).

Elliott et al. (2001) e Stevenson et al. (2008) consideram que a epidemiologia espacial pode ser dividida em três tipos de análises:

- **Mapeamento de doenças:** tem como objectivo avaliar a variação espaciotemporal das patologias identificando diferentes áreas geográficas de risco. Esta informação pode ser usada apenas para fins meramente descritivos ou para comparar mapas de

estimativa de risco com mapas de exposição de modo a obter pistas acerca da etiologia das doenças em estudo;

- **Detecção de agrupamentos:** estabelece o nível de significância de um sobre-risco numa determinada área geográfica e que pode ser um foco de doença;
- **Estudos de associação:** estudam a relação de uma doença e os seus potenciais factores etiológicos nomeadamente variações da exposição ambiental (ex.: ar, água, solo) e estilos de vida (ex.: dieta, hábitos tabágicos).

Para a gestão dos dados necessários à prossecução destes estudos de análise espacial, são usados SIG's geralmente associados a bases de dados. A análise desta informação inclui um conjunto de métodos analíticos que permitem identificar padrões e observações atípicas assim como estabelecer hipóteses sobre as observações (Stevenson et al., 2008). Estas análises podem ser efectuadas através da:

- **Visualização:** usada para a descrição espacial das características em análise;
- **Análise exploratória:** envolve o uso de métodos estatísticos para determinar se as observações são aleatórias no espaço;
- **Modelação:** introduz o conceito de relação causa-efeito usando fontes de dados espaciais e não espaciais para explicar ou efectuar previsões das patologias.

Assim, o desenvolvimento de técnicas de análise espacial permite manipular e combinar dados de modo a produzir um conhecimento adicional (Bailey, 1994). Nesta perspectiva, é efectuada uma análise espacial, para o domínio em estudo, de modo a perceber qual a variação geográfica da doença, e investigar possíveis associações com a inalação de  $C_6H_6$ . Tal como referido anteriormente, consideraram-se três patologias suspeitas de relação com o  $C_6H_6$ : linfomas de Hodgkin, linfomas de não-Hodgkin e leucemias, conjunto de patologias pertencentes ao grupo de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos. Foram usados os registos de incidência, entre 2000 e 2002, para os concelhos do Porto, Maia, Matosinhos, Valongo, Vila do Conde e Vila Nova de Gaia, obtidos directamente através do programa ROENO.

#### 4.1 Informação Geográfica na Área Metropolitana do Porto

A manipulação e combinação de informação geográfica sempre foi difícil devido à utilização

do papel, mas com a introdução dos SIG este processo tem vindo a sofrer progressos significativos sendo actualmente uma importante ferramenta para lidar com dados espaciais (Reis, 2005). Estes sistemas, são constituídos por um conjunto de informação e procedimentos computacionais, que permitem e facilitam a análise, gestão ou representação do espaço e dos fenómenos que nele ocorrem, de modo a manipular os dados e obter novas informações. O SIG permite separar a informação em diferentes camadas temáticas, armazenando-as de forma independente, permitindo ao utilizador trabalhar com elas de modo rápido e simples, facilitando o relacionamento da informação existente através da posição e topologia dos objectos com o fim de gerar nova informação.

Para suporte ao estudo efectuado, foi criado um projecto SIG usando o pacote de programas ArcGIS (2009). A versão ArcGIS 9.x inclui o desenvolvimento de geoprocessamento que para além das tradicionais ferramentas de processamento SIG permite também aplicar alguns métodos de análise espacial.

O SIG foi construído para a AMP, embora grande parte da informação esteja apenas disponível para o concelho do Porto, o que condiciona a dimensão espacial das análises. Recorreu-se a diversas fontes de informação nomeadamente à Câmara Municipal do Porto (CMP), à APA, ao Instituto Geográfico do Exército (IGEOE), ao Instituto Nacional de Estatística (INE) e ao EPER. Foram analisados os seguintes dados:

- **Patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos:** linfoma de Hodgkin, linfoma de não-Hodgkin e leucemias;
- **Dose devido à inalação de  $C_6H_6$**  (metodologia descrita no § V);
- **Localização das principais fontes de emissão de  $C_6H_6$ :** a análise centrou-se nas vias de tráfego em particular na VCI e vias STCP bem como postos de abastecimento de combustível.

Na investigação dos processos relacionados com a saúde encontram-se elevada preponderância de dados associados a áreas e menor preponderância de dados associados a pontos (Elliott et al., 2001). No caso dos dados em área, estes são agregados não estando adstritos a nenhum ponto. Nestes casos, em que se pretende determinar uma dada hipótese etiológica, como por exemplo associação com uma fonte de poluição, é indispensável a utilização de unidades de análise homogéneas e de pequena dimensão. Geralmente as áreas são delimitadas por critérios de homogeneidade, isto é, são compostas de

agrupamentos aleatórios de indivíduos que tendem a ser semelhantes em relação a outras áreas (Wrigley et al., 1997), embora esta tendência nem sempre seja verdadeira dado que muitas vezes as unidades são definidas por critérios operacionais, políticos, etc.. Por outro lado, apesar da agregação de indivíduos em área tender para o aumento da correlação entre variáveis e reduzir flutuações estatísticas, é também de referir que estes resultados têm apenas validade ao nível das áreas pré-definidas, dado não ser possível extrapolar para o nível do indivíduo: viés ou falácia ecológica (Longley et al., 2005; Wrigley et al., 1997). Os dados pontuais permitem analisar os locais que detêm efectivamente a localização dos acontecimentos num determinado período de tempo. Apesar de preferíveis, dado traduzirem de modo mais fiel a realidade, existem poucos estudos a aplicar técnicas de análise espacial de dados epidemiológicos pontuais devido à confidencialidade da informação. Neste sentido, os dados referentes às patologias em estudo encontram-se organizados em dois formatos:

- **Dados em área:** analisaram-se 911 registos correspondentes a residentes em 95 freguesias dos concelhos do Porto, Maia, Matosinhos, Valongo, Vila do Conde e Vila Nova de Gaia diagnosticados entre 2000 e 2002. Devido à falta de informação foram excluídos 4,2% dos registos analisados, 19 casos com linfoma de não-Hodgkin e 19 casos de leucemias, tendo-se georreferenciado 873 registos. Destes, 11,8% correspondem a linfomas de Hodgkin, 44,6% a linfomas de não-Hodgkin e 43,6% a casos de leucemias. Dos registos analisados 54,2% são homens e 45,8% mulheres;
- **Dados pontuais:** analisaram-se 261 registos de residentes no concelho do Porto (informação apenas disponível para este concelho). Da análise prévia foram excluídos 4 % dos dados devido à falta de informação, moradas incompletas (4 casos) ou inexistentes (6 casos). Assim, georreferenciaram-se 251 casos correspondentes ao local de residência dos doentes, diagnosticados entre 2000 e 2002. Destes, 10,0% correspondem a linfomas de Hodgkin, 49,0% a linfomas de não-Hodgkin e 41,0% a casos de leucemias. Dos registos analisados 53,0% são homens e 47,0% mulheres. A georeferenciação do local de residência do doente foi efectuada considerando a entrada principal da habitação.

O não registo de informações como a profissão, local de trabalho, tipo de empresa, meio de transporte usado diariamente, tempo de deslocação, existência de outras patologias, hábitos tabágicos, histórico de migrações, etc., limita a realização de um estudo mais detalhado da

etiologia destas doenças bem como o controlo de variáveis de confundimento.

No que respeita à localização das principais fontes de emissão de  $C_6H_6$ , esta informação apenas se encontra disponível para o concelho do Porto. O ficheiro relativo às vias de tráfego é constituído por 8 346 polilinhas que representam 1 862 vias de tráfego. Cada registo é identificado por um nome único contendo ainda informação relativa ao número de sentidos de tráfego e comprimento da via. Em relação aos postos de abastecimento de combustível está disponível a informação correspondente à sua localização para 119 postos. Não estão disponíveis outras informações como a dimensão do estabelecimento, o volume de combustível transaccionado ou número de acessos ao posto, limitando a investigação de outros factores além da localização.

## 4.2 Mapeamento de doenças

Este capítulo apresenta a metodologia adoptada e respectivos resultados obtidos na análise da variação geográfica da incidência de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, para os concelhos do Porto, Maia, Matosinhos, Valongo, Vila do Conde e Vila Nova de Gaia, diagnosticados entre 2000 e 2002.

### 4.2.1 Métodos estatísticos aplicados a dados espaciais

Para quantificar a saúde e realizar estudos comparativos entre populações utilizam-se frequentemente indicadores que podem ser expressos em termos de frequências absolutas ou relativas. Contudo, para comparar a frequência de uma doença entre diferentes grupos deve-se ter em conta várias características da população como por exemplo o tamanho, estrutura etária ou sexo (Bonita et al., 2006; Jeckel et al., 2005).

Entre as diversas medidas de morbilidade, uma das mais conhecidas e mais usadas é a incidência. Esta é uma medida de acontecimento e que controla a transição de um estado de morbilidade para o estado doente (Gordis, 2005). Este indicador é definido como uma medida directa do risco da doença e da velocidade com que esta atinge a população saudável (Jeckel et al., 2005). A taxa de incidência refere-se a um determinado intervalo de tempo, normalmente um ano, e a uma população hipotética constante pelo que frequentemente estas taxas vêm multiplicadas por uma constante ( $k$ ) que permite a indexação a um determinado número de pessoas (ex.: 100 000 hab.). Esta taxa,  $T$ , mede o número de casos observados ( $C_{obs}$ ) de uma doença, num determinado período de tempo,

para uma população ( $P$ ) com um dado conjunto de características:

$$T = \frac{C_{obs}}{P} \times k$$

[29]

Em que:

$C_{obs}$  = Número de casos observados na população alvo;

$P$  = População alvo;

$k$  = Constante.

Apesar da utilidade deste indicador, quando o risco varia com as características da população, como a idade ou o sexo, e se pretende efectuar comparações no espaço e no tempo, este método compromete a comparabilidade da informação, pelo que foram definidos métodos para a padronização de taxas: padronização directa, quando é usada uma taxa calculada com base na população de interesse (população alvo); e padronização indirecta, quando é usada uma taxa calculada com base na população padrão (Ahrens & Pigeot, 2005; Bonita et al., 2006; Jeckel et al., 2005).

A aplicação do método directo de padronização é realizada através do cálculo do número total de casos esperados numa população padrão admitindo que os coeficientes específicos por idade da população alvo tivessem lá ocorrido:

$$T_{PD} = \frac{\sum_{i=0}^n (T \times PP)_i}{\sum_{i=0}^n PP_i} \times k$$

[30]

Em que:

$T$  = Taxa de incidência na população alvo;

$PP$  = População padrão;

$i$  = Grupo etário;

$n$  = Número total de grupos etários;

$k$  = Constante.

Por outro lado, a padronização indirecta compara o número observado de casos com o número esperado de casos calculados a partir da soma dos produtos das taxas específica numa população padrão, e a representação proporcional desses segmentos na população alvo:

$$T_{PI} = TPP \times \frac{C_{obs}}{C_{esp}} \quad [31]$$

Para o cálculo do número de casos esperados ( $C_{esp}$ ) tem-se:

$$C_{esp} = \sum_{i=1}^n (TPP \times P)_i \quad [32]$$

Em que:

$TPP$  = Taxa de incidência na população padrão;

$C_{obs}$  = Número de casos observados na população alvo;

$C_{esp}$  = Número de casos esperados;

$i$  = Grupo etário;

$n$  = Número total de grupos etários;

$P$  = População alvo.

Muitas vezes usa-se uma simplificação do método de padronização indirecto conhecido como Razão de Incidência Padronizada (RIP):

$$RIP = \frac{C_{obs}}{C_{esp}} \times 100 \quad [33]$$

Esta razão é habitualmente multiplicada por 100, nível de referência da região em estudo, sendo muito usada devido à sua interpretação quase intuitiva. Um valor superior a 100 corresponde às regiões onde os casos observados são superiores à média da área em estudo, enquanto as regiões com valor inferior a 100 correspondem a zonas com taxas inferiores à média.

A opção entre um e outro método de padronização tem sido um tema discutido na literatura (Goldman & Brender, 2000; Gustafson, 2006; Pickle & White, 1995). Enquanto o método directo permite a comparação de taxas entre regiões, o método indirecto permite comparar cada uma das regiões face ao total em estudo. Segundo Silva (1999), os resultados entre os dois métodos tendem a ser semelhantes, contudo, a escolha do método pode ser afectada tendo em conta diversos aspectos. Enquanto o método directo requer o conhecimento das taxas por idade na população em estudo, o método indirecto apenas requer o conhecimento do número total de casos ocorridos na população em estudo. Por outro lado a padronização



indirecta é preferível à padronização directa quando as taxas específicas por idades são baseadas em pequenos conjuntos de dados suportando melhor as distorções que podem ser geradas pelo uso de “pequenos números”. A utilização deste tipo de taxas, usando o método directo, causa um substancial aumento da variância. Além disso, Anselin et al. (2006) refere que na aplicação do método directo a selecção da população padrão influencia os resultados obtidos.

Quando o risco varia em função das características populacionais, estas técnicas de padronização revelam-se insuficientes para o estudo de pequenas áreas, de patologias raras, e onde a população e o número de casos observados é baixo sujeitos a uma elevada variabilidade (Anselin et al., 2006; Assunção, 2001). Para contornar estes problemas têm sido apresentadas na literatura um conjunto de soluções para os minimizar ou corrigir. Alguns autores têm sugerido a aplicação de técnicas de transformação dos dados, como por exemplo o método Freedman-Tukey, método de arcsin, método de Anscombe e padronização empírica de Bayes, cujo objectivo é obter uma nova variável aleatória (Anselin et al., 2006). Contudo, estes métodos alteram a escala dificultando a interpretação dos resultados pelo que têm sido pouco usados. Assim, um outro conjunto de soluções passa pela agregação de um determinado número de anos de casos observados ou na agregação de regiões de modo a formar áreas maiores, regionalização. Contudo, a diminuição do detalhe da análise decorrente da aplicação desta técnica tem representado uma importante desvantagem (Anselin et al., 2006; Assunção, 2001). Outra solução proposta consiste na substituição das taxas por mapas de probabilidades. Apesar deste método substituir a taxa por uma medida que tem em conta a natureza estocástica da contagem, considerando a sua variabilidade, esta técnica apresenta um problema contrário ao apresentado anteriormente. Os valores serão próximos de zero caso a população seja muito grande. Além disso, este método considera que as taxas de cada região deveriam ser iguais a uma taxa global constante em todo o domínio não tendo em conta as similaridades entre áreas vizinhas, factor que poderia contribuir para a diminuição das flutuações aleatórias. Assim, para ultrapassar estas dificuldades, métodos bayesianos têm sido propostos na literatura (Assunção, 2001).

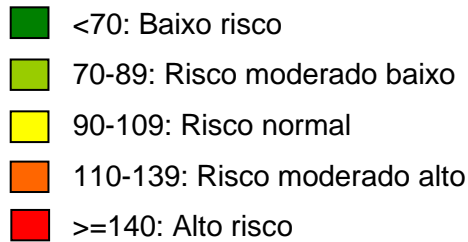
Na década de 80 surgiram os primeiros avanços na estatística bayesiana com as abordagens empíricas sucedendo-lhes as abordagens hierárquicas ou totalmente bayesianas (Assunção, 2001). Estes métodos podem modelar situações extremamente complexas incorporando restrições ou dependências estocásticas tendo como ideia central o

uso de informação das áreas vizinhas. O princípio é referido como uma suavização, taxas com baixa variância mantêm-se aproximadamente constantes, enquanto taxas com elevada variância são aproximadas da média. A inferência bayesiana é baseada na actualização da distribuição *à priori* dos parâmetros após observação dos dados. Esta actualização é efectuada através da Regra de Bayes e a distribuição resultante é designada de distribuição *à posteriori* (Assunção, 2001). A principal diferença entre a abordagem empírica e a abordagem hierárquica consiste na forma como os erros aleatórios são tratados. Enquanto na abordagem empírica os parâmetros são estimados a partir dos dados, na abordagem totalmente bayesiana é definida uma função para esses parâmetros (Anselin et al., 2006).

Actualmente a literatura para a transformação de taxas e suavização no contexto dos mapas de doenças é extensa e uma área activa de investigação (Anselin et al., 2006). Apesar da integração entre os SIG e a análise espacial ser um assunto bastante discutido, ainda não existe uma plataforma para efectuar a integração entre SIG e análise bayesiana de dados (Reis, 2005). Os programas *Bayesian Inference Using Gibbs Sampler* - BUGS, WinBUGS (BUGS, 2008) e GeoDA (Anselin, 2003) são alguns dos mais conhecidos softwares para análise bayesiana de dados, porém, a aplicação continua a ser difícil dada a complexidade de implementação dos métodos.

#### **4.2.2 Metodologia**

Para a análise da distribuição espacial das patologias em estudo foi calculada a *RIP*. Usou-se esta variável dada a análise se centrar no estudo de pequenas áreas e de se tratar da análise de patologias raras, isto é, com reduzido número de casos por área. A estimativa do número esperado de casos foi efectuada considerando as taxas de incidência específicas por idades, de cada grupo de patologias em estudo, registadas na região Norte de Portugal. A *RIP* foi calculada para cada um dos concelhos da AMP em análise, por patologia e sexo, dada a ausência de dados para muitas das freguesias dos concelhos da AMP. Porém, para uma análise complementar, a metodologia foi aplicada também para o nível de freguesia. Para facilitar a interpretação dos resultados da *RIP* construíram-se mapas para a visualização geográfica usando o ArcGIS. Estes apresentam-se organizados numa escala de risco composta por cinco categorias:



Embora a aplicação de métodos estatísticos mais complexos pudesse suavizar as diferenças entre as regiões, na verdade o acesso à informação sem aplicação de qualquer processo de suavização poderá também ser importante para a explicação de determinados fenómenos, como fontes pontuais de risco. Assim, neste trabalho optou-se por usar a *RIP* registada entre 2000 e 2002, efectuando apenas uma pequena suavização ao nível temporal.

#### 4.2.3 Resultados

A análise espacial da distribuição da *RIP* indica a existência de um risco elevado no centro do domínio de estudo, no concelho do Porto, embora existam outros locais de risco elevado, como é o caso do concelho de Valongo (Figura VI.9 à Figura VI.12). Em geral a zona sul do domínio é a que apresenta valores de *RIP* superiores. A análise da distribuição espacial da *RIP* corrobora a análise descritiva realizada anteriormente (§ VI.2.2). Na AMP em estudo o risco é menor no sexo feminino, cerca de 30% inferior à dos homens, em particular no que se refere à incidência de linfomas de não-Hodgkin.

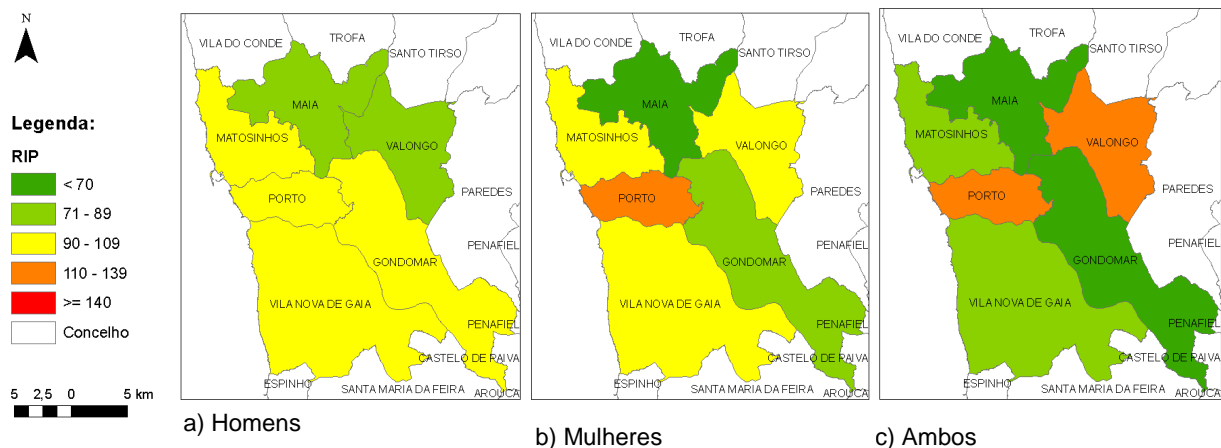


Figura VI.9 – Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de Hodgkin, por sexo e concelho, registados na AMP.

VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

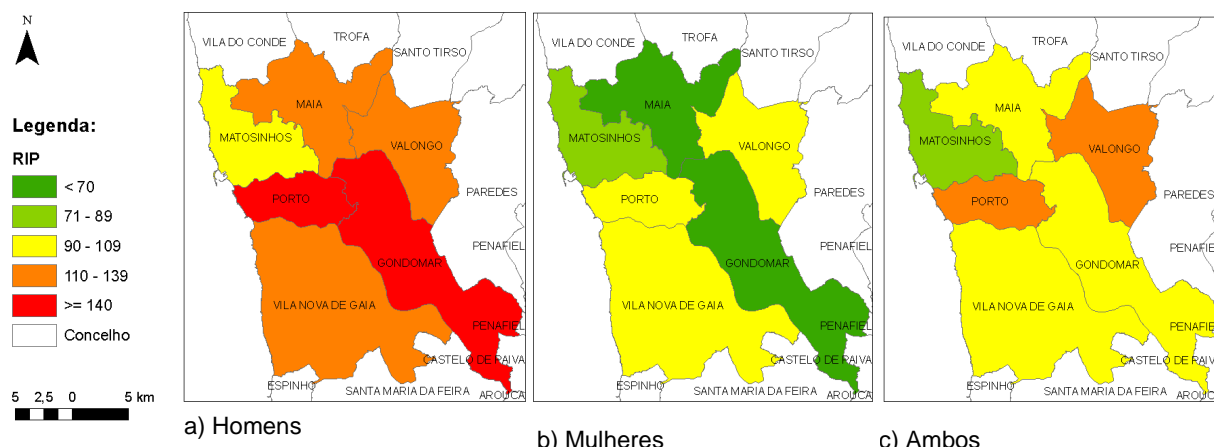


Figura VI.10 – Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de não-Hodgkin, por sexo e concelho, registados na AMP.

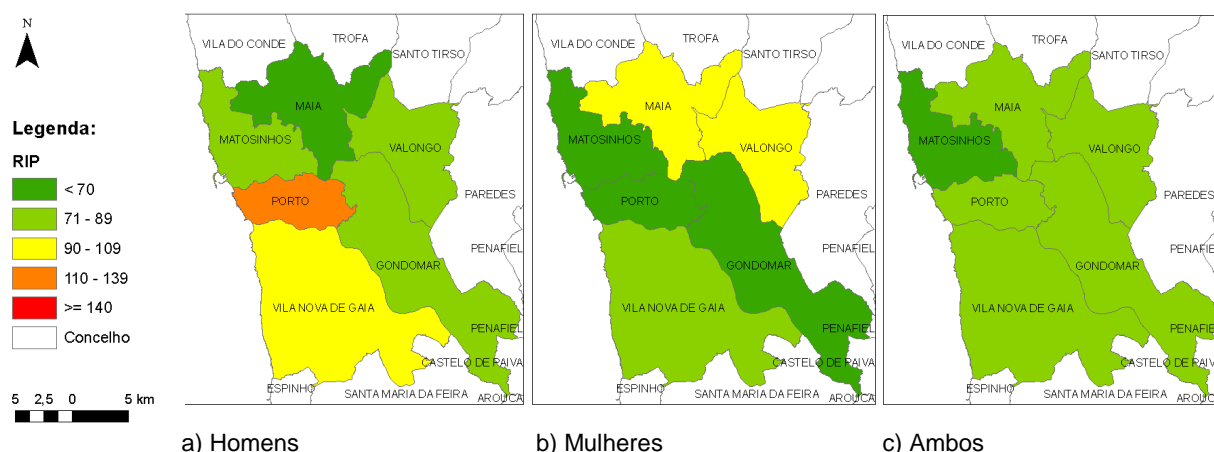


Figura VI.11 – Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para a leucemia, por sexo e concelho, registados na AMP.

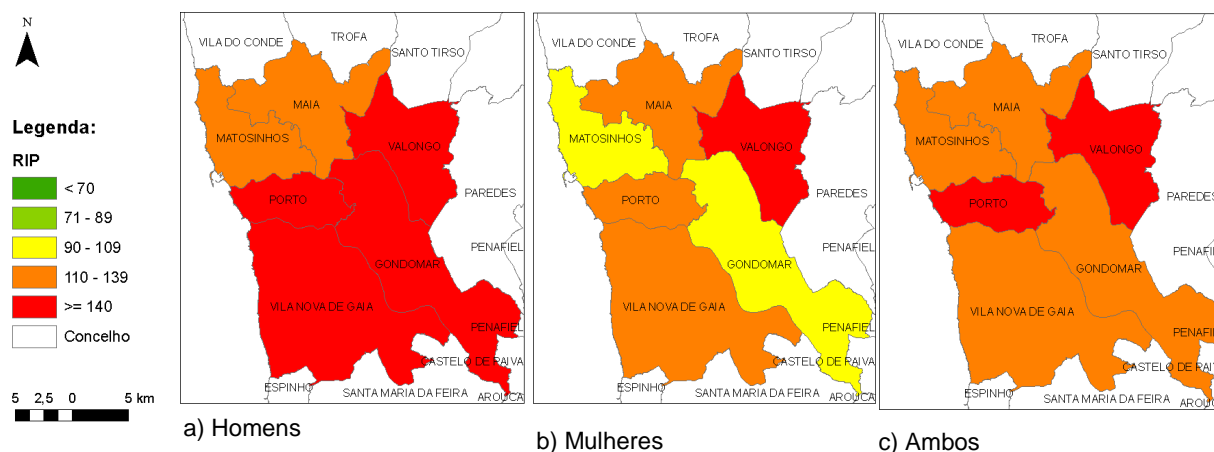


Figura VI.12 – Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para as patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, por sexo e concelho, registados na AMP.

Uma análise da *RIP* por freguesia, indica que as freguesias contíguas ao concelho do Porto apresentam também valores elevados, nomeadamente a Sul e a Este (Anexo K). Além disso, note-se os elevados valores de risco de incidência (>140) registados para as freguesias de Arcozelo, São Félix da Marinha e Serzedo em Vila Nova de Gaia, para os quatro grupos de patologias analisados. Porém, de todo o domínio em estudo, o concelho de Valongo é o que regista, em média, uma maior superfície atingida, assim como um valor médio de *RIP* mais elevada. Embora não exista uma distribuição clara das freguesias da AMP em estudo que registam maior incidência, verifica-se que as freguesias mais afastadas do centro do domínio são geralmente as que registam valores de baixo risco, não registando, na sua grande maioria, qualquer caso.

### **4.3 Estudos de associação**

Nos próximos sub-capítulos apresenta-se a metodologia adoptada, bem como os respectivos resultados obtidos, no sentido de avaliar a possível associação entre a dose inalada de  $C_6H_6$ , e a incidência das neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos na AMP, em particular na cidade do Porto.

#### **4.3.1 Métodos estatísticos para a comparação de mapas**

Para a comparação de mapas, Haining (2003) distingue dois conjuntos de técnicas, associação bivariada e a associação espacial.

Na associação bivariada é proposta a comparação de mapas cujo objectivo se baseia na identificação das áreas com tendências semelhantes. A análise bivariada estuda a relação entre uma variável independente, possível causa, e uma variável dependente, possível efeito (Jeckel et al., 2005). De acordo com o tipo de variáveis em análise, é realizada a selecção do teste estatístico. No caso de duas variáveis contínuas, como é o caso da exposição e da taxa de incidência, os testes indicados são o coeficiente de correlação usado para quantificar a força da relação e a regressão para explicar a forma da relação.

Os coeficientes de correlação estatística como o de Pearson ou Spearman apenas testam a associação entre dois conjuntos de dados para a mesma localização. Contudo, a comparação das distribuições espaciais ao nível epidemiológico é geralmente um processo complexo, dado que as diferentes origens de informação usam unidades espaciais e temporais distintas dificultando assim a comparação (Haining, 2003). Assim, as técnicas de

associação espacial têm sido desenvolvidas com o objectivo de ultrapassar estas limitações. Exemplos disso são o caso do teste de Lee, baseado na combinação da correlação de Pearson e na autocorrelação de Moran, e o método de Tjostheim que mede o grau de semelhança entre duas regiões próximas com base numa distância em linha recta (Haining, 2003).

#### 4.3.2 Metodologia

Para avaliar o grau de associação entre o  $C_6H_6$  inalado e a incidência das patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos em estudo, dividiu-se a análise em duas fases: análise de dados em área para a AMP e análise de dados pontuais apenas para a cidade do Porto.

Relativamente à primeira fase, uma vez que os dados da dose devido à inalação de  $C_6H_6$  e a *RIP* se encontram disponíveis para a mesma unidade espacial, concelho (NUT IV), aplicou-se a técnica de associação bivariada. Como pela aplicação do teste de Shapiro-Wilk ( $N=6$ ), não há evidência que os dados não sigam a distribuição normal, usou-se o coeficiente de correlação de Pearson. A análise foi realizada entre a dose inalada de  $C_6H_6$  e a *RIP* média anual, por patologia e sexo para os casos diagnosticados na AMP entre 2000 e 2002 (§ VI.4.2).

Segundo Triebig (2009), numerosos estudos epidemiológicos evidenciam que o risco de exposição varia em função do tempo. Além disso, durante os últimos anos tem aumentado a discussão sobre o período de latência de várias patologias, para diversos tipos e níveis de exposição, incluindo a exposição de  $C_6H_6$  através da inalação, porém, estes estudos consideram exposições ocupacionais crónicas. Nestes estudos os períodos de latência oscilam entre os 5 a 15 anos (ATSDR, 2000), os 20 anos (Rushton et al., 2009), e os 20 a 30 anos (Wiernik, 2001). Por outro lado, Smith et al. (2007), referem que o período de latência dos linfomas de não-Hodgkin devido à exposição ao  $C_6H_6$  poderá ainda ser mais longo que o associado à leucemia. Com base nestas indicações, a *RIP* média registada entre 2000 e 2002 para as doenças em estudo, foi correlacionada com a dose devido à inalação de  $C_6H_6$  estimada para o ano de 1991. Este ano foi considerado representativo do período de exposição que antecede a detecção das doenças. A ausência de informação relativa ao tempo de permanência dos doentes na actual morada introduz uma possibilidade de erro incontornável, mas que se assume como aceitável.

Numa segunda fase, e de modo a evitar o problema da falácia ecológica, os dados foram analisados em maior detalhe tendo em conta o local de residência dos doentes em estudo. Neste caso, e dado a informação estar apenas disponível para o concelho do Porto, analisou-se a distância entre o local de residência e dois importantes tipos de fontes de emissão de  $C_6H_6$ : as vias de tráfego e os postos de abastecimento de combustível. Segundo a literatura referida na pesquisa bibliográfica (§ I e II), estas representam uma das principais fontes de emissão para o meio ambiente em zonas urbanas constituindo importantes fontes de risco de exposição ao  $C_6H_6$  ao nível da qualidade do ar exterior. Além disso, o estudo realizado no capítulo III.2, relativo à monitorização da qualidade do ar junto da VCI, confirma a importância deste tipo de fontes de emissão, nomeadamente em zonas urbanas onde geralmente a densidade populacional é superior. Assim, para a realização desta análise considerou-se a VCI, as vias de tráfego STCP e o inventário de postos de abastecimento de combustíveis da cidade do Porto. No que respeita aos postos de abastecimento de combustível, a única informação disponibilizada refere-se à sua localização, pelo que não foi possível excluir da amostra os postos de abastecimento construídos após o ano 2000, ano a partir do qual se referem as doenças em estudo. Além disso, esta limitação impede a realização de análises mais complexas nomeadamente o estabelecimento de associações ao nível de actividade como, por exemplo, através da quantidade de combustível vendido por posto. A investigação destas fontes de emissão centrou-se na análise da variação da taxa de incidência das doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos em função da distância entre o local de residência dos doentes e as fontes de emissão consideradas. No caso da avaliação da associação com as vias de tráfego STCP, a taxa de incidência foi calculada com base na distância à fonte de emissão, em intervalos de 10 m, até aos 100 m de distância (0-9 m; 10-19 m, 20-29 m, etc.). No caso da avaliação da associação com a VCI e os postos de abastecimento de combustível, a taxa de incidência foi calculada com base na distância à fonte de emissão, em intervalos de 25 m, até aos 300 m de distância (0-24 m; 25-49 m, 50-74 m, etc.), de acordo com o exemplificado na Figura VI.13.

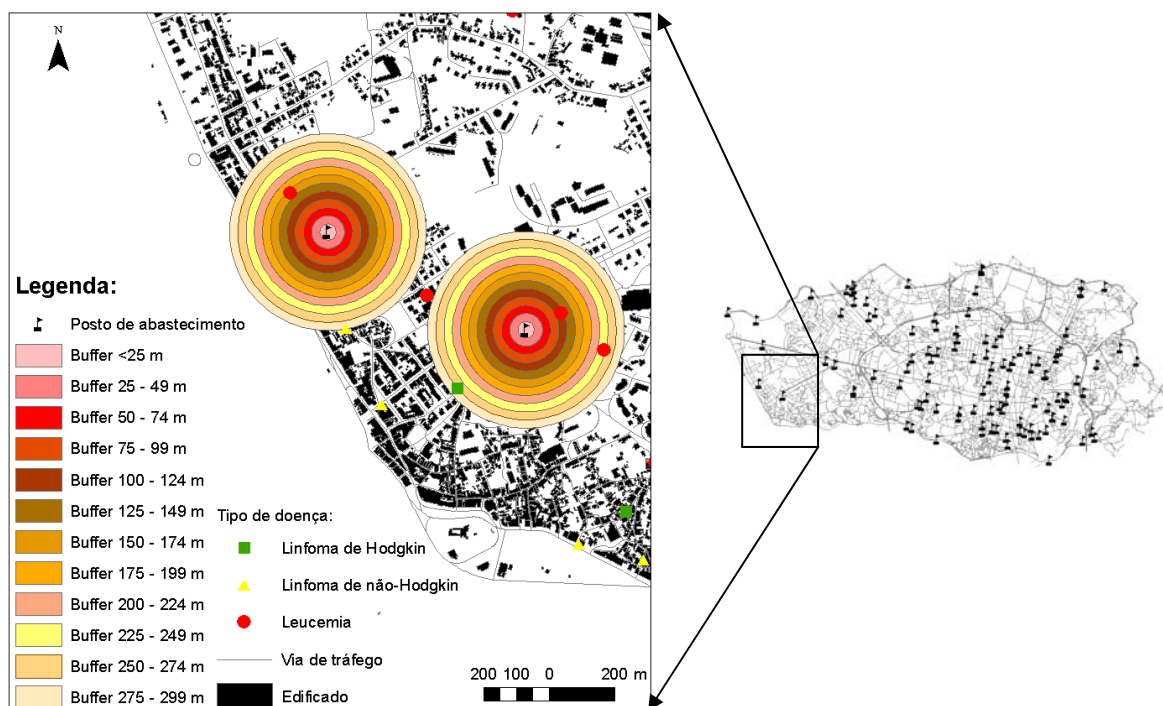


Figura VI.13 - Exemplo da intersecção dos postos de abastecimento de combustível com casos de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos diagnosticadas entre 2000 e 2002 na cidade do Porto.

Dada a ausência de informação da população residente por bloco habitacional, necessária para o cálculo da taxa de incidência, desenvolveu-se uma metodologia para a sua estimativa. A utilização da densidade demográfica em locais não homogéneos apresenta alguns problemas de exactidão das estimativas populacionais. A Figura VI.14 apresenta um exemplo deste problema. Neste caso, usando a densidade populacional para estimativa da população residente na zona de intercepção entre o *buffer* e o polígono, a estimativa obtida seria um valor superior a zero, apesar de na realidade não existir, nessa área, nenhuma habitação. Assim, e de modo a reduzir este tipo de erros, a estimativa populacional foi realizada usando o número de residentes por subsecção e considerando a área de implantação de cada edifício, isto é, considerando a densidade populacional em cada bloco habitacional constante.



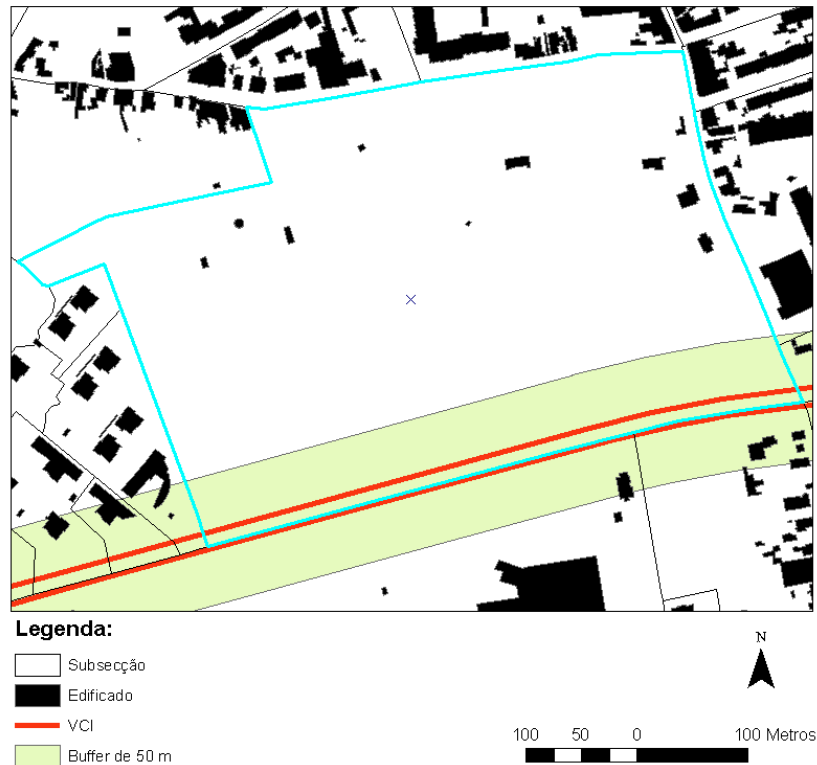


Figura VI.14 - Exemplo da intersecção de uma subsecção com um buffer de 50 m em relação à VCI.

### 4.3.3 Resultados

A análise do coeficiente de correlação entre a dose devido à inalação de  $C_6H_6$  e a *RIP* das patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos na AMP indica que a correlação entre as variáveis é moderadamente forte no caso dos homens e moderadamente fraca no caso das mulheres embora sem significado estatístico (Tabela VI.1). Nos homens, quando se analisa o conjunto das três doenças, a correlação é forte e significativa ( $p < 5\%$ ). Por outro lado, a análise dos gráficos de dispersão das variáveis em estudo indicam uma tendência para o registo de uma correlação entre as variáveis analisadas. Note-se, no entanto, que estes resultados devem sempre ser analisados com a devida precaução, dadas as limitações nomeadamente na estimativa da dose (§ V), problemas de digitalização da informação, endereços incorrectos, e /ou erros de classificação das patologias.

VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

Tabela VI.1 – Coeficiente de correlação entre a dose devido à inalação de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> em 1991 e a *RIP* média anual das patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, registada entre 2000 e 2002, por patologia e sexo na AMP, por freguesia.

Patologia	<i>r<sub>p</sub></i> segundo o sexo:		
	Homens	Mulheres	Ambos
Linfomas de Hodgkin	0,559	0,238	0,518
Linfomas de não-Hodgkin	0,797	0,261	0,593
Leucemias	0,688	-0,612	-0,072
Todos	0,831*	-0,128	0,471

Nota: \* Significância de 5%; \*\* Significância de 1%.

**Legenda:**

> 0,7	Correlação forte
0,3 – 0,7	Correlação moderada
< 0,3	Correlação fraca

Por outro lado, a análise dos resultados na VCI não permite perceber de forma clara como é que a incidência varia em torno desta via de tráfego (Figura VI.15). O reduzido número de casos, 36 num raio de 300 m, condiciona de forma importante os resultados, pelo que análises futuras deverão usar séries temporais mais longas. Note-se, contudo, que apesar dos picos de incidência registados em ambos os sexos, em termos médios a taxa de incidência é cerca do dobro nas mulheres, ao contrário da tendência geral verificada neste tipo de doenças, onde a incidência é superior nos homens (§ VI.3). Estes resultados poderão dever-se ao facto das mulheres possuírem um tempo de permanência em casa superior ao dos homens (INE, 2001), e portanto mais tempo expostas à fonte de emissão.

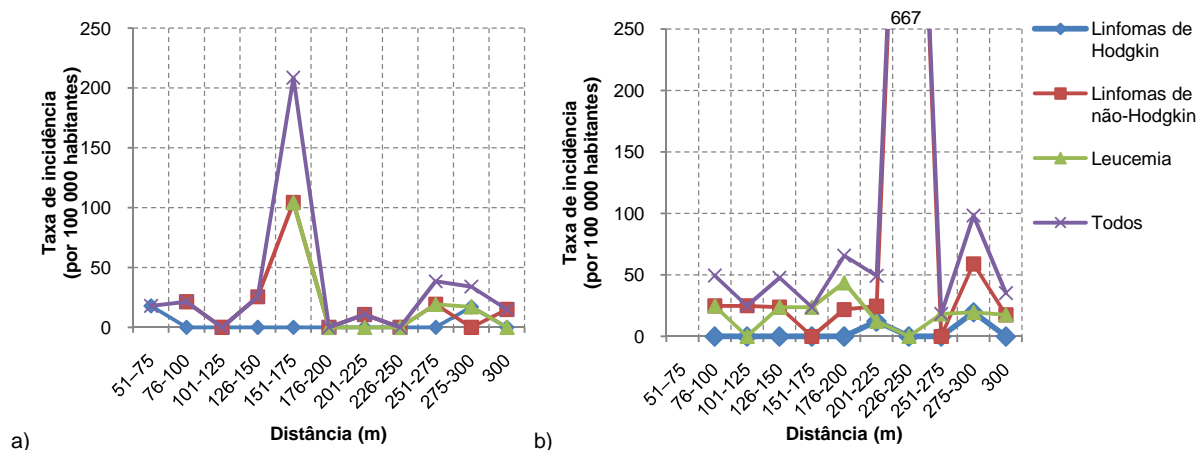


Figura VI.15 – Taxa de incidência das doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos diagnosticadas, na VCI entre 2000 e 2002, por tipo de doença e sexo: a) Homens; b) Mulheres.

Além disso, a análise da informação disponível permite especular que vários são os factores que poderão estar a contribuir para a obtenção deste resultado na VCI. Apesar de se desconhecer os movimentos migratórios dos doentes, o facto da construção desta via ter apenas terminado em 1995, sugere que o período de exposição ainda não foi

suficientemente longo para que se tenham atingido os efeitos (Figura VI.16.a). A título de exemplo, verifica-se que embora a densidade populacional atinja os valores máximos na Prelada, 10 a 70 mil habitantes.km<sup>-2</sup>, não se regista neste local qualquer incidência. Porém, para além da fonte de emissão, note-se que a combinação do tipo de construção em altura, afastando as populações da fonte, e a configuração do local, permitindo uma boa dispersão dos poluentes (Barros et al., 2005; 2006), poderão ser factores que estão a condicionar a obtenção destes resultados.

Por outro lado, a análise detalhada da localização dos casos de doentes em estudo, indica que estes se localizam predominantemente em três zonas, apesar da densidade populacional ser sensivelmente constante ao longo da VCI (Figura VI.16.b). Estas três zonas correspondem à intercepção com vias de elevado fluxo de tráfego que atravessam a VCI para acesso ao centro da cidade: Avenida da Boavista, Rua do Amial e Avenida Fernão Magalhães sugerindo que as vias de tráfego urbanas podem ter um impacte importante na incidência deste tipo de doenças.

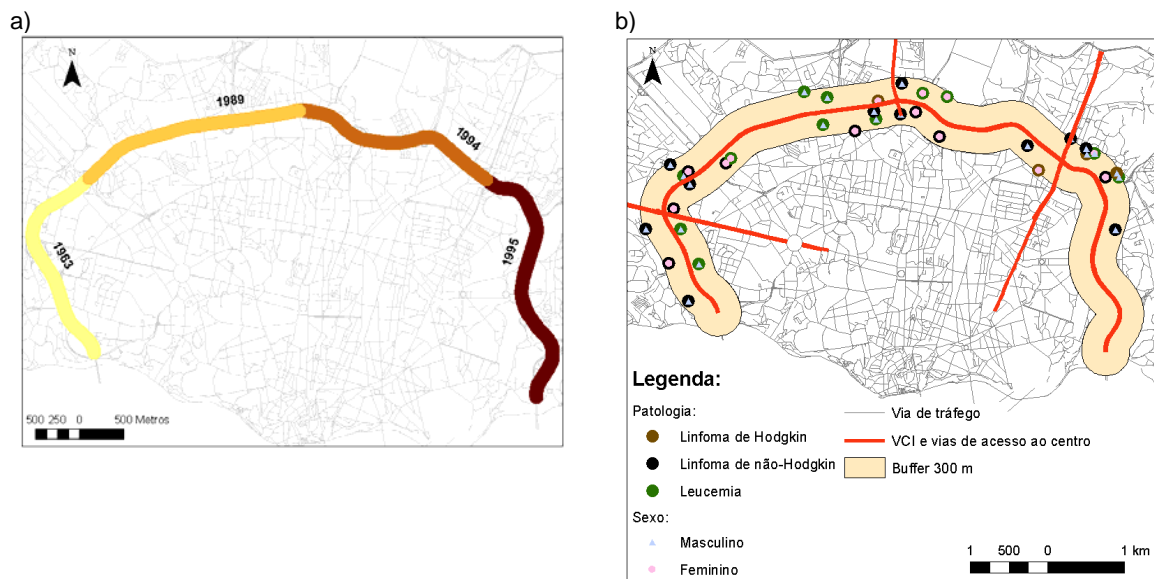


Figura VI.16 – VCI: a) fases de construção; b) buffer de 300 metros na envolvente da VCI e localização da residência de doentes com doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos diagnosticadas entre 2000 e 2002, por tipo, sexo e idade.

A análise da variação da taxa de incidência em função da distância do local de residência às vias de tráfego usadas pelos STCP indica que há um aumento da incidência para todas as doenças, nomeadamente até aos cerca de 20 m, sendo estas diferenças estatisticamente significativas ( $p < 5\%$ ) para distâncias até aos 10 m (Figura VI.17 à Figura VI.20).

VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

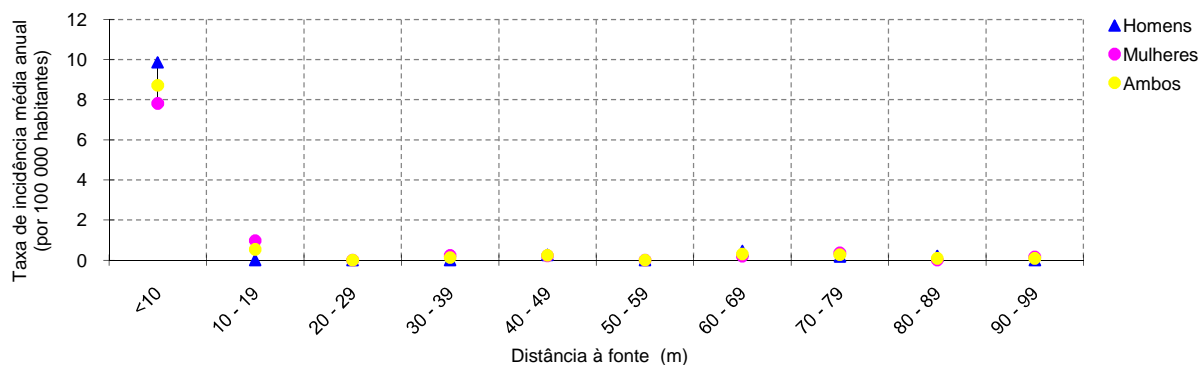


Figura VI.17 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.

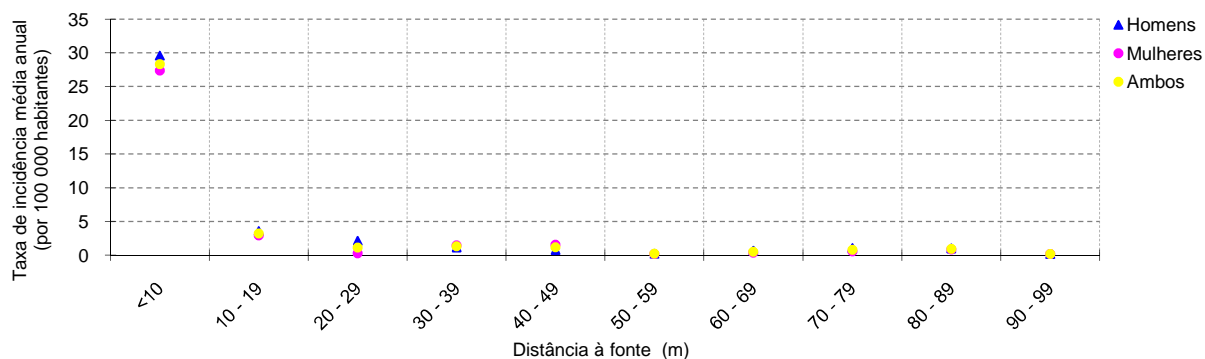


Figura VI.18 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de não-Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.

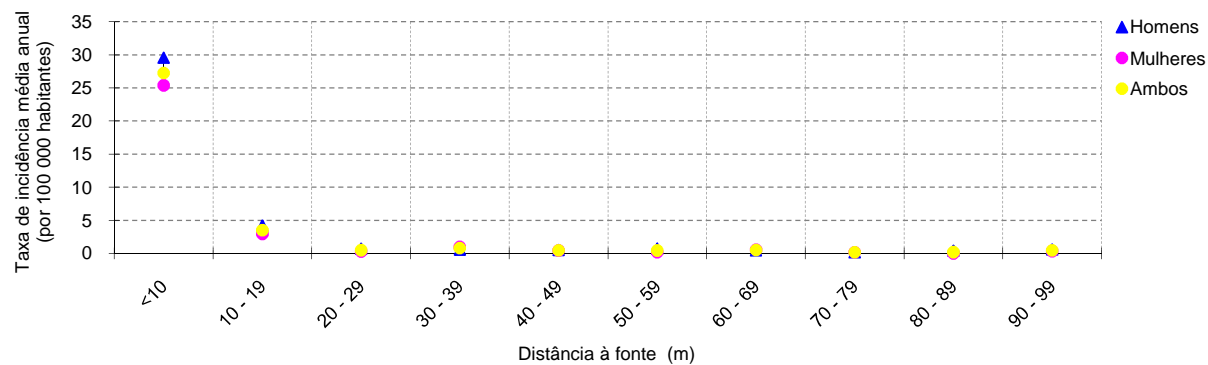


Figura VI.19 - Taxa de incidência média anual devido a leucemias, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.

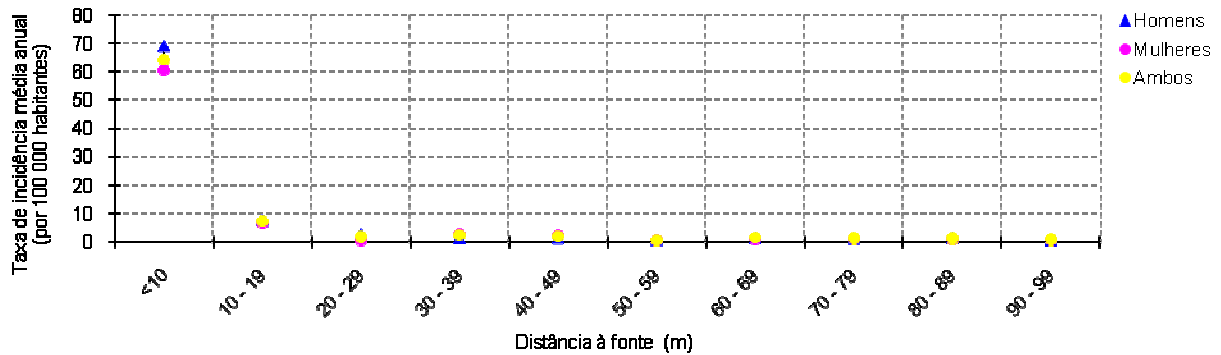


Figura VI.20 - Taxa de incidência média anual devido aos linfomas que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e as vias STCP.

No que respeita à variação da taxa incidência em função da distância do local de residência dos doentes aos postos de abastecimento de combustível, verifica-se, para todos os grupos analisados, que a taxa diminui com o afastamento à fonte de emissão (Figura VI.21 à Figura VI.24). Este decréscimo, generalizado para todos os conjuntos definidos, é notório até aos cerca de 250 m de distância entre o local de residência e a fonte de emissão, sendo estatisticamente significativo ( $p < 5\%$ ) para distâncias até aos 50 m.

A exclusão dos postos de abastecimento posteriores ao ano 2000 e dos casos com período de permanência posteriores ao ano de 1991 poderá ainda acentuar a evidência do decréscimo das taxas de incidência. Embora estes resultados sugiram a existência de associação entre as variáveis analisadas, eles devem ser analisados com precaução. Apesar dos postos de abastecimento de combustível serem consideradas grandes fontes de emissão de  $C_6H_6$ , e objecto de numerosos estudos sobre este poluente (CONCAWE, 1994; Duarte-Davidson et al., 2001; Esteves et al., 2007; Hricko, 1994; Karakitsios et al., 2007; Sousa, 2009), é de salientar que a composição dos combustíveis é constituída por uma mistura complexa de poluentes, pelo que a incidência poderá eventualmente dever-se a outros factores de exposição associados a esta fonte. A informação disponível no presente estudo não permite análises mais detalhadas. Assim, estudos futuros deverão recorrer a medições do impacte na saúde das concentrações de poluentes na população em estudo assim como a monitorização dos locais onde estas ocupam o seu tempo.

VI. Estudo epidemiológico: a inalação de benzeno e a ocorrência de doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos

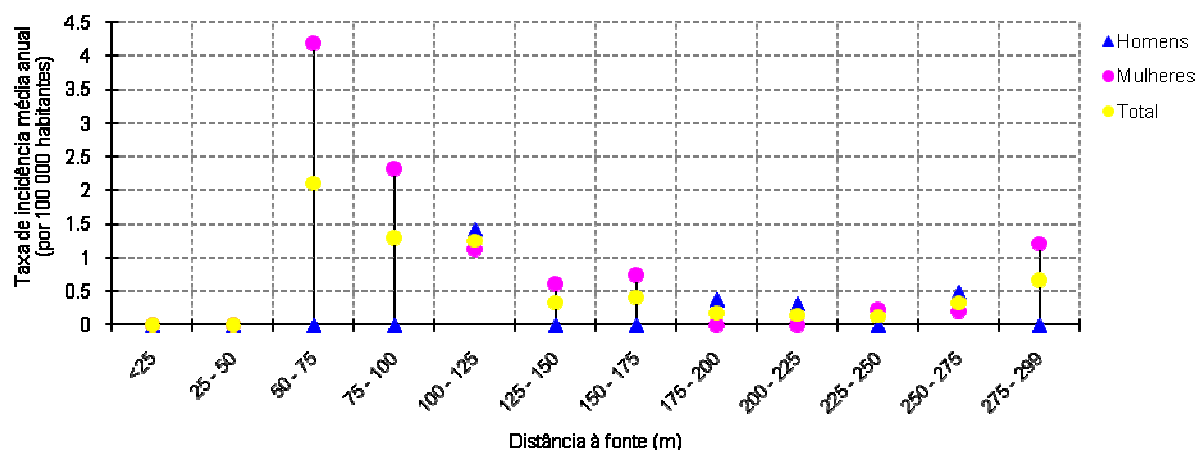


Figura VI.21 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.

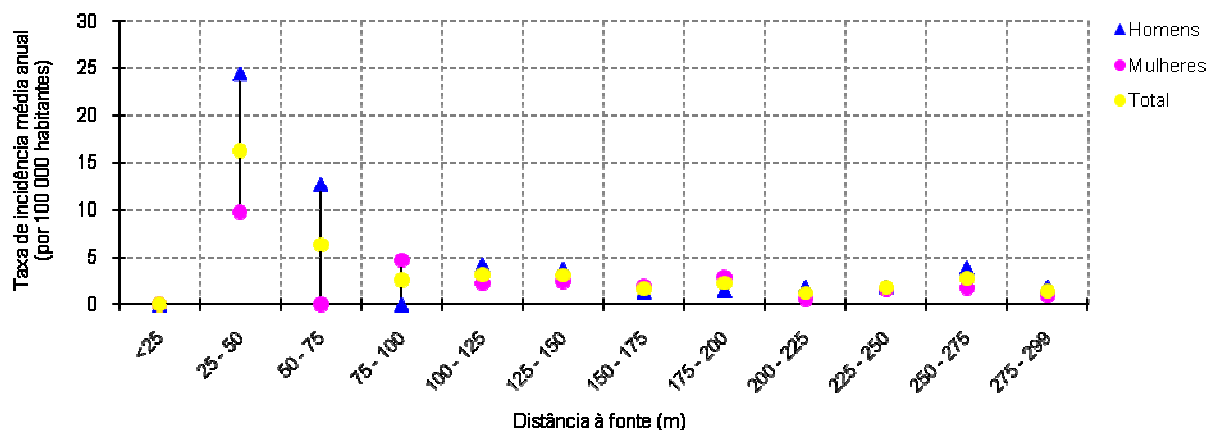


Figura VI.22 - Taxa de incidência média anual devido a linfomas de não-Hodgkin, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.

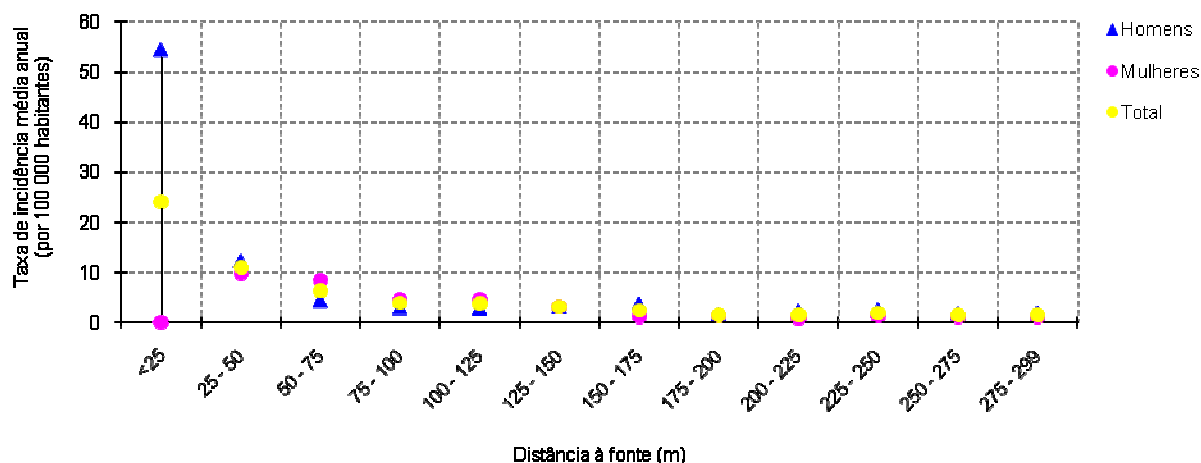


Figura VI.23 - Taxa de incidência média anual devido a leucemias, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.

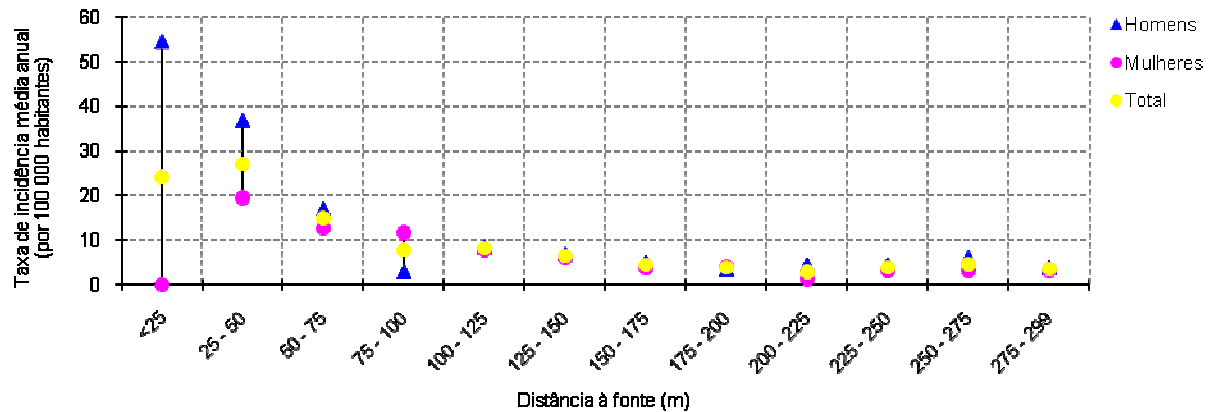


Figura VI.24 - Taxa de incidência média anual devido a todas as doenças consideradas que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, entre 2000 e 2002, por sexo, em função do local de residência dos doentes e os postos de abastecimento de combustível.

## 5 Síntese conclusiva

Embora no caso das leucemias a incidência seja relativamente elevada em crianças, em geral, na região Norte de Portugal, as doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos atingem essencialmente adultos com mais de 60 anos de idade, nomeadamente homens. Na AMP, a distribuição espacial dos tumores em análise indica que o risco de incidência é superior no centro do domínio, nomeadamente no concelho do Porto, e que muitas das freguesias localizadas nos extremos do domínio, em particular a Norte, não apresentam qualquer registo da doença durante o período de estudo, sobretudo nos concelhos de Vila do Conde e Maia.

A associação entre a dose devido à inalação de  $C_6H_6$  e todas as patologias analisadas, indica a existência de uma correlação moderadamente elevada, no caso dos homens, e uma correlação moderadamente baixa no caso das mulheres. Na cidade do Porto, a análise da taxa de incidência em função da proximidade à VCI, sugere a inexistência de relação entre o impacto das emissões de  $C_6H_6$  e a ocorrência das doenças em análise, ao contrário do verificado para as vias de tráfego mais estreitas e antigas e para os postos de abastecimento de combustível. Note-se que a taxa de incidência junto a estas duas fontes é estatisticamente elevada e significativa. No caso da VCI, apesar do elevado impacto na qualidade do ar da cidade, a sua construção relativamente recente poderá estar na origem deste facto, isto é, o tempo de exposição necessário ao desenvolvimento da doença poderá ainda não ter sido atingido. Todavia, outros factores como os níveis de concentração de

C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> nas residências localizadas junto à VCI poderão não ser suficientemente elevados para provocar um acréscimo da doença na sua envolvente, factor que se poderá dever à configuração da via facilitando a dispersão dos poluentes.

Apesar das conclusões obtidas, é de realçar alguma prudência face às limitações das bases dos dados dos registos oncológicos regionais e que impedem a realização de análises etiológicas mais completas. Além disso, apesar do esforço empreendido nomeadamente no apuramento de moradas incompletas, persistem outros problemas de ausência de informação, nomeadamente associados à não recolha de informação como os hábitos tabágicos ou a profissão do doente. Por outro lado, outras melhorias podem ser implementadas, nomeadamente no que respeita ao controlo das flutuações aleatórias de zonas com baixa densidade populacional. Neste sentido, este estudo indica a necessidade da continuação da investigação sobre os potenciais efeitos na saúde da população residente na envolvente de fontes de emissão como vias de tráfego e postos de abastecimento de combustível, devendo ser tido em conta potenciais factores de confundimento. Neste sentido a recolha de informação durante o diagnóstico da doença é fundamental. Além disso, sempre que possível os dados devem ser analisados ao nível do indivíduo e recorrendo à taxa de incidência. Devem ainda estudar-se séries espaciotemporais mais abrangentes de modo a analisar a associação entre a exposição /dose de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e a incidência de doenças.



## VII. Conclusões

Em 2000, a União Europeia, regulamentou o primeiro poluente carcinogénico na qualidade do ar exterior, o  $C_6H_6$ , definindo o valor limite de protecção para a saúde humana em  $5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  de média anual a alcançar em 2010 (Directiva 2000/69/CE, revogada pela Directiva 2008/50/CE). Contudo, devido à sua perigosidade, determinados países europeus definem mesmo valores de protecção ainda mais restritivos. Por outro lado, além da qualidade do ar exterior, recentemente, a União Europeia definiu o  $C_6H_6$  como um dos poluentes de acção prioritária no que respeita à gestão da qualidade do ar interior.

Vários estudos têm apontado a existência de relação entre exposições ocupacionais ao  $C_6H_6$  e as doenças que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, nomeadamente linfomas de Hodgkin, linfomas de não-Hodgkin e leucemias. Porém, ao nível não ocupacional, apesar de se registar um aumento do número de estudos sobre a dispersão atmosférica das concentrações deste poluente, sobretudo em meio urbano, são ainda escassos os estudos de exposição e /ou dose, bem como estudos que estabeleçam uma relação com a saúde das populações. Também em Portugal, em particular na Área Metropolitana do Porto (AMP), local onde residem cerca de 1,3 milhões de habitantes, os trabalhos desenvolvidos são ainda escassos, dada a dificuldade na obtenção de informação adequada. Neste contexto, o desenvolvimento de um estudo de investigação da associação entre a inalação do  $C_6H_6$ , principal via de exposição deste poluente (cerca de 99%), e as patologias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na população em geral, representa uma contribuição importante neste domínio.

Para a realização de um estudo deste género é fundamental a obtenção de valores de exposição e /ou dose para o local de residência /trabalho do doente. Porém, essa informação não é vulgarmente medida, pelo que o recurso a estimativas, baseadas, por exemplo, nas concentrações do ar exterior e interior, apresentam-se como solução alternativa.

No entanto, apesar da preocupação demonstrada com o  $C_6H_6$ , nomeadamente a nível Europeu, na AMP a sua monitorização é praticamente inexistente. Entre 1995 e 2006, apenas uma estação da Rede Automática de Monitorização da Qualidade do Ar da AMP controlou as concentrações deste poluente. A estação apresentou baixos níveis de eficiência (em média 50%), não permitindo realizar uma análise espaciotemporal representativa da AMP. Todavia, note-se que se registaram valores máximos de  $76 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , o

que poderá ser indicativo de níveis elevados deste poluente no domínio, em particular junto das principais fontes de emissão. A monitorização deste poluente, com recurso a difusores passivos, numa das maiores vias de tráfego da cidade do Porto, a Via de Cintura Interna (VCI), indicou que, para além desta grande via de comunicação, o tráfego associado a ruas mais estreitas e com dispersão limitada desempenhavam um importante papel nas concentrações de  $C_6H_6$ , bem como o efeito de outras fontes de emissão, designadamente a existência de postos de abastecimento de combustível.

Para uma análise mais representativa em termos espaciotemporais das concentrações de  $C_6H_6$ , na AMP, recorreu-se à modelação da dispersão de poluentes com recurso ao *The Air Pollution Model* - TAPM. Contudo, a ausência de  $C_6H_6$  nos inventários nacionais de emissões constituiu uma limitação importante, pelo que a sua estimativa com recurso a uma relação com as concentrações de CO representou um aspecto fundamental deste trabalho. A validação da componente meteorológica e química dos resultados da simulação anual, obtidos com o modelo TAPM para o CO, indicou a existência de bons resultados, semelhantes aos encontrados por outros modelos para este tipo de aplicação.

Para além das concentrações no ar exterior, é também importante estimar as concentrações no ar interior, local onde as pessoas passam cerca de 90% do seu tempo. Dada a ausência de informação representativa para diversos microambientes na AMP, definiu-se, com base nos resultados do projecto PEOPLE para Lisboa, uma estimativa empírica, entre a qualidade do ar exterior e interior, e aplicou-se essa relação à população residente no domínio em estudo.

Com base na estimativa das concentrações em ambiente exteriores e interiores, bem como nas características populacionais, foi possível estimar a exposição e a dose, por concelho, para a população residente na AMP. Considerando o ano de referência de 1991, a dose média anual ao longo da vida neste domínio varia entre cerca de 67 e 23  $\mu g \cdot dia^{-1}$ . A ausência de informação mais detalhada, nomeadamente no que respeita aos movimentos pendulares, limitou a desagregação espacial das estimativas (ex.: para o nível de freguesia), assim como a falta de dados de medições da concentração no ar interior, da exposição e da dose devido à inalação de  $C_6H_6$ , na AMP, tenham condicionado a elaboração de avaliações mais precisas. Apesar da validação quantitativa dos resultados do modelo para o domínio em estudo, não ter sido possível, verifica-se que os valores estimados se encontram dentro das gamas registadas noutros estudos deste tipo.

A relação entre a dose, devido à inalação de  $C_6H_6$ , e as neoplasias que afectam os tecidos

linfáticos e órgãos hematopoiéticos, conjunto de doenças suspeitas de relação com este poluente, indicou a existência de uma relação estatística moderadamente forte ( $0,6 < r_p < 0,8$ ) para a população masculina residente na AMP embora sem significado estatístico. Na cidade do Porto, uma avaliação da variação da taxa de incidência em função da distância do local de residência às principais fontes de emissão atmosférica de  $C_6H_6$ , vias de tráfego e postos de abastecimento de combustível, indicou um aumento da taxa com a proximidade da residência do doente às fontes de emissão. Junto a estas fontes, os valores médios são muito elevados e estatisticamente significativos a distâncias inferiores a 20 e 50 m respectivamente, sugerindo a existência de associação com o  $C_6H_6$ . Todavia, um estudo semelhante para a VCI sugere ausência desta relação. A sua construção relativamente recente (terminada em 1995), poderá representar um dos principais factores na obtenção deste resultado. A ausência de um estudo mais detalhado das concentrações de  $C_6H_6$ , no espaço urbano, e de outras informações como a profissão (caracterização das principais vias de exposição a poluentes e tipo de poluentes expostos), estatuto socioeconómico, características da residência e hábitos do doente, realizados através de inquérito e /ou medição, dificulta a realização de uma análise mais detalhada tendo em conta possíveis factores de confundimento ponto fulcral no desenvolvimento de estudos epidemiológicos deste tipo.

Como referido inicialmente, a limitação da informação representa a maior dificuldade neste tipo de trabalho. Contudo, face aos dados disponíveis, foi possível desenvolver uma metodologia, que se considera válida, para avaliação do impacte do  $C_6H_6$  atmosférico na saúde humana para a população em geral. Contudo, tendo em vista a melhoria deste processo de avaliação, será importante proceder à recolha de informação, de modo mais exaustivo e rigoroso, nomeadamente no que respeita à sua desagregação espacial, de modo a realizar avaliações mais abrangentes e precisas. Apesar das potencialidades dos modelos, note-se a importância de processos de monitorização representativos, não só de concentrações no ar exterior, mas também no ar interior, da exposição e da dose, fundamentais para a sua validação. No que respeita aos inventários de saúde, é importante o treino contínuo dos seus profissionais na codificação das doenças, designadamente em zonas não urbanas. A validação destes inventários e a recolha de novas informações são indispensáveis para o desenvolvimento de estudos epidemiológicos mais robustos.

Com a recolha de mais informação é (Borrego et al., 2008a) importante o desenvolvimento de novos estudos, de modo a acompanhar a evolução deste e de outros poluentes,

especialmente os de carácter genotóxico, designadamente para outros tipos de doenças e domínios de estudo. Relativamente à avaliação de risco, outros estudos devem ser conduzidos, em particular no que respeita à linearidade, em termos biológicos, da extrapolação de elevadas concentrações registadas em ambientes ocupacionais, para baixas concentrações registadas em ambientes não-ocupacionais. É ainda importante avaliar o estudo das técnicas de análise espacial de pequenas taxas de incidência e a sua influência no estudo da associação com factores de risco.

Por outro lado, dado o elevado impacto das emissões rodoviárias nas concentrações de  $C_6H_6$ , é essencial continuar a desenvolver planos para a sua redução /eliminação, nomeadamente criação de uma rede de transportes públicos com baixas emissões de poluentes, mais abrangente, associada a medidas de manutenção e fiscalização. Este tipo de acções é também fundamental ao nível das grandes fontes pontuais bem como postos de abastecimento de combustível. Neste âmbito, torna-se elementar a publicação da legislação no âmbito da COM(2008) 812 final, em particular no que respeita à recuperação de vapores de gasolina. Ao nível da qualidade do ar interior, considera-se que os objectivos da União Europeia, na restrição do  $C_6H_6$  em materiais de construção e bens de consumo, representam um conjunto importante de medidas para a saúde dos cidadãos, embora com benefícios somente a longo prazo.

## Bibliografia

- ACAP, 2004a. *Idade e Número de Veículos em Circulação em Portugal em 31-12-04, Ligeiros e pesados de Passageiros - Veículos Comerciais - Motociclos (Quadro 56)*. [Online] AUTOINFORMA [Accessed June 2008].
- ACAP, 2004b. *Vendas de Veículos Automóveis em Portugal, (Quadro 22, 35 e 37)*. [Online] ACAP: AUTOINFORMA Available at: [www.acap.pt](http://www.acap.pt) [Accessed June 2008].
- Adeeb, F., 2004. *Evaluation of The Air Pollution Model TAPM (Version 2) for Adelaide: Case Study (17-31 December 2002)*. Adelaide: Environment Protection Authority.
- AEA, 2009. *UK Air Quality Archive*. [Online] Available at: <http://www.airquality.co.uk/> [Accessed October 2009].
- Agostini, A., Lelli, M., Negrenti, E. & Parenti, A., 2005. An advanced software tool for vehicular emissions disaggregate estimacion. In *Air Pollution XIII*, 2005.
- Ahrens, W. & Pigeot, I., 2005. *Handbook of epidemiology*. Bremen: Springer.
- Aksoy, M., 1989. Hematotoxicity and Carcinogenicity of Benzene. *Env. Health Perspective*, 82, pp.193-97.
- Amaral, A. et al., 2006. Chronic exposure to volcanic environments and cancer incidence in the Azores, Portugal. *Science of The Total Env.*, 367(1-15), pp.123-28.
- Anselin, L., 2003. *GeoDA 0.9 User's Guide*. Center Spatially Integreted Social Science.
- Anselin, L., Lozano, N. & Koschianshy, J., 2006. *Rate Transformations and Smoothing*. Spatial Analysis Laboratory, Dep. of Geography, Univ. of Illinois.
- APA, 2007a. *Inventário Nacional (INERPA)*. [Online] Available at: <http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Ar/InventarioNacional/Paginas/default.aspx> [Accessed April 2008].
- APA, 2007b. *Submissão no âmbito da Convenção sobre Poluição Atmosférica Transfronteiriça a Longas Distâncias (CLRTAP)*. [Online] Available at: <http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Ar/InventarioNacional/Paginas/default.aspx> [Accessed March 2008].
- APA, 2009. *Qualar - Base de dados On-Line sobre Qualidade do ar*. [Online] Available at: <http://www.qualar.org> [Accessed October 2009].
- ArcGIS, 2009. *ArCIS Desktop 9.3 Help*. [Online] Available at: <http://webhelp.esri.com/arcgisdesktop/9.3/> [Accessed March 2009].
- Asante-Duah, K., 1996. *Management of Contaminated Site Problems*. 1st ed. EUA: CRC-Press.
- Asante-Duah, K., 2002. *Public Health Risk Assessment*. Kluwer Academic Publishers.
- Assunção, R., 2001. *Estatística Espacial com Aplicações em Epidemiologia, Economia e Sociologia*. [Online] Available at: <http://www.est.ufmg.br/~assuncao/cursos/espacial/aplicado/>.
- Atkinson, R., 1990. Gas-phase tropospheric chemistry of organic compounds: a review. *Atm.Env.*, 24(A), pp.1-24.

- Atkinson, T.J., 2009. A review of the role of benzene metabolites and mechanisms in malignant transformation: Summative evidence for a lack of research in nonmyelogenous cancer types. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 212, p.1–10.
- ATSDR, 1996. *Toxicological Profile for Benzene (Update)*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- ATSDR, 2000. *Case Studies in Environmental Medicine (CSEM) Benzene Toxicity Physiologic Effects*. [Online] Available at: [http://www.atsdr.cdc.gov/csem/benzene/physiologic\\_effects.html](http://www.atsdr.cdc.gov/csem/benzene/physiologic_effects.html) [Accessed 2009].
- ATSDR, 2007. *Toxicological Profile for Benzene (Update)*. Atlanta: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Bailey, L., Gordis, L. & Green, M., 2000. Reference guide on Epidemiology. In *Reference Manual on Scientific Evidence*. 2nd ed. Federal Judicial Center. pp.333-400.
- Bailey, J.C., Schmidl, B. & Williams, M.L., 1990. Speciated hydrocarbon emissions from vehicles operated over the normal speed range on the road. *Atm. Env.*, 24A, p.43–52.
- Baker, S., Driver, J. & McCallum, D., 2001. *Residential Exposure Assessment: A Sourcebook*. Nova Iorque: Springer.
- Baldasano, J.M. et al., 1998. *Air Pollution Emissions Inventory*. Computational Mechanics Publications.
- Ballesta, P.P. et al., 2006. Population exposure to benzene: One day cross-sections in six European cities. *Atm. Env.*, 40(18), pp.3355-66.
- Barnard, R.W., Hummel, L.E. & Pace, P., 1998. Development of the Area Source Emissions Model. In *Specialty Conference on Emission Inventory: Living in a Global Environment (Dec 8-10)*. New Orleans, LA, 1998.
- Barros, N., Brás, C. & Fontes, T., 2004a. Impacte na qualidade do ar e na saúde pública das Grandes Linhas de Tráfego: O caso da VCI – Projecto ImpactAir. *Revista da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa*, 1, pp.139-42.
- Barros, N., Fontes, T. & Brás, C., 2004b. Emissões nas grandes linhas de tráfego urbanas: O caso da VCI na cidade do Porto. *8ª Conf. Nacional de Ambiente (27-29 Out.)*.
- Barros, N., Fontes, T., Brás, C. & Cunha, L.M., 2005. Population exposure to urban highway traffic emissions. In WitPress, ed. *Environmental Health Risk III*. Bolonha, 2005.
- Barros, M., Marques, R. & Fontes, T., 2006. Avaliação das condições de transporte e dispersão atmosférica junto à Via de Cintura Interna. *Revista da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa*, 5, pp.52-62.
- Belson, M., Kingsley, B. & Holmes, A., 2007. Risk Factors for Acute Leukemia in Children: A Review. *Env. Health Pers.*, 115(1), pp.138-45.
- Berndt, T. & Boge, O., 2006. Formation of phenol and carbonyls from the atmospheric reaction of OH radicals with benzene. *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 8(10), p.1205–1214.
- Boavida, F. et al., 2006. *Alocação espacial das emissões em 2003: gases acidificantes, eutrofizantes e percursores de ozono, partículas e metais pesados*. Lisboa: Instituto do Ambiente.
- Boavida, F. et al., 2008. *Alocação espacial de emissões em 2005*. Agência Portuguesa do Ambiente.

- Bollati, V. et al., 2007. Changes in DNA Methylation Patterns in Subjects Exposed to Low-Dose Benzene. *Cancer Res.*, 67(3), pp.876-80.
- Bonita, R., Beaglehole, R. & Kjellstrom, 2006. *Basic Epidemiology*. 2nd ed. WHO.
- Borrego, C., Miranda, A.I., Ginja, J., & Coutinho, M., 2008a. *Estado da qualidade do ar na Região Norte - 2004 - Campanha de tupos difusores de BTX*. Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.
- Borrego, C. et al., 2008b. *A saúde e o ar que respiramos: um caso de estudo em Portugal*. 1st ed. Lisboa.
- Bouble, R., Fox, D., Turner, D. & Stern, A., 1994. *Fundamentals of Air Pollution*. San Diego: Elsevier. pp.250-57.
- Branis, M., 2008. Air quality of Prague: traffic as a main pollution source. *Env. Monit. Ass.*, 156(1-4), pp.377-90.
- Bray, F. & Parkin, M., 2009. Evaluation of data quality in the cancer registry: Principles and methods. Part I: Comparability, validity and timeliness. *European J. of Cancer*, 45(5), pp.747-55.
- Brocco, D. et al., 1997. Determination of aromatic hydrocarbons in urban air of Rome. *Atm. Env.*, 31(4), pp.557-66.
- Brown, V.M. & Crump, D.R., 1996. Volatile organic compounds. In R.W. Berry et al., eds. *Interior Air Quality in Homes: Part I, The Building Research Establishment Interior Environment Study*. London: Construction Research Communications.
- Bruinen de Bruin, Y. et al., 2008. Characterisation of urban inhalation exposures to benzene, formaldehyde and acetaldehyde in the European Union: comparison of measured and modelled exposure data. *Env. Sci. Pollut. Res. Int.*, 15(5), pp.417-30.
- BUGS, 2008. *The BUGS project - WinBUGS*. [Online] Available at: <http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/winbugs/contents.shtml> [Accessed May 2009].
- Carletti, R. & Romano, D., 2002. Assessing health risk from benzene pollution in an urban area. *Env. Monit. Assess.*, 80(2), pp.135-48.
- Carr, D. et al., 2002. Modeling Annual Benzene, Toluene, NO<sub>2</sub>, and Soot Concentrations on the Basis of Road Traffic Characteristics. *Env. Research*, 90(2), pp.111-18.
- Carvalho, A.C., 2006. *A qualidade do ar e as alterações climáticas em Portugal*. Dissertação apresentada a Univ. de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- Carvalho, A. et al., 2010. The impact of spatial resolution on area burned and fire occurrence projections in Portugal under climate change. *Climatic Change*, 98(1-2), p.177-197.
- Catarino, J., 2008. *Risco de Morrer 2005*. Direcção Geral de Saúde.
- CEFIC-LRI, 2005. *ExpoFacts Sourcebook*. [Online] Available at: <http://www.ktl.fi/expofacts> [Accessed May 2009].
- CFHA, 2003. *Le benzène en Suisse*. Berne: Commission Fédérale de l'hygiène de l'air, Office Fédéral de l'environnement de forêts et du paysage.
- Chang, J.C. & Hanna, S.R., 2004. Air quality model performance evaluation. *Meteorol. Atmos. Phys.*, 87(1-3), pp.167-96.

- 
- Chang, J.C. & Hanna, S.R., 2005. *Technical Descriptions and User's Guide for the BOOT Statistical Model Evaluation Software Package, Version 2.0*. <http://harmo.org/kit/>.
- CITEAIR, 2004. *CITEAIR - Common Information to European Air*. [Online] Available at: <http://citeair.rec.org/home.html> [Accessed July 2009].
- Cocheo, V. et al., 2000. Urban benzene and population exposure. *Nature*, 404(6774), pp.141-42.
- Cocheo, V. et al., 2001. Urban benzene and population exposure. *WHO Collaborating Centre for Air Quality Management and Air Pollution Control*, June. pp.2-6.
- CONCAWE, 1994. *Review of european oil industry benzene exposure data (1986 -1992) Brussels, Belgium: Oil Companies European Organisation for Environment, Health and Safety*.
- CORINAIR, 2009. *Emission Inventory Guidebook – Road Transport*. European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP).
- Coutinho, M., Ribeiro, C. & Borrego, C., 2007. Avaliação dos episódios de ozono de Julho e Agosto de 2003 na Região Sul de Portugal Continental. In *9ª Conf. Nacional do Ambiente (18-20 Abril)*. Aveiro, 2007.
- Coutinho, M., Ribeiro, C., Pereira, M. & Borrego, C., 2005. Simulation of the plume emitted by a municipal waste incinerator located in the Madeira island. *Intern. J. of Env. and Pollution*, 24(1-4), pp.218-29.
- Cruz, L. & Campos, V., 2002. Amostragem Passiva de Poluentes Atmosféricos. Aplicação ao SO<sub>2</sub>. *Química Nova*, 25(3), pp.406-11.
- De Petris, G., Giglio, V., Police, G. & Prati, M.V., 1992. The influence of gasoline formulation on combustion emissions in spark-ignition engines. *Modelling and Measurements for S.I. Combustion and Emissions*, pp.343-53.
- DGEG, 2009. *Direcção Geral da Energia e Geologia*. [Online] Available at: <http://www.dgge.pt/> [Accessed May 2009].
- Duarte-Davidson, R., Courage, C., Rushton, L. & Levy, L., 2001. Benzene in the environment: an assessment of the potential risk to the health of the population. *Occup. Env. Med.*, 58(1), pp.2-13.
- Duffy, B.L. & Nelson, P.F., 1997. Exposure to emissions of 1,3-butadiene and benzene in the cabins of moving motor vehicles and buses in Sydney, Australia. *Atm. Env.*, 31(23), pp.3877-85.
- EC, 2000. *The auto-oil II programme: a report from the services of the European Commission*. European Commission (EC).
- EC, 2003. *Ambiente, Energia e Transportes*. European Commission.
- EC, 2007. *Attitudes of Europeans towards Tobacco Technical Specifications, Special EuroBarometer N.º272C*. European Commission.
- Edwards, M., Hurley, P. & Physick, W., 2004. Verification of TAPM meteorological predictions using sodar data in the Kalgoorlie region. *Aust. Met. Mag.*, 53, pp.29-37.
- Edwards, R.D. & Jantunen, M.J., 2001. Benzene exposure in Helsinki, Finland. *Atm. Env.*, 35(8), pp.1411-20.



- EEA, 1999. *Environment in the European Union at the turn of the century*. Environmental assessment report N° 2. European Environment Agency (EEA).
- EEA, 2001. *Air quality in larger cities in the European Union: a contribution to the Auto-Oil II programme*. Copenhagen: EEA.
- EEA, 2005. ISSN 1725-9177 *Environment and health*. Copenhagen: European Environment Agency (EEA).
- EEA, 2007. *Air pollution in Europe 1990-2004*. Report N° 2. European Environment Agency (EEA).
- Ekström-Smedby, K., 2006. Epidemiology and etiology on non-Hodgkin lymphoma - a review. *Acta Oncologica*, 45(3), pp.258-71.
- Elliot, P. & Savitz, D.A., 2008. Design Issues in Small-Area Studies of Environment and Health. *Env. Health Perspectives*, 116(8), pp.1098-104.
- Elliott, P., Wakefield, J.C., Best, N.G. & Brigs, D.J., 2001. *Spatial Epidemiology: Methods and Applications*. EUA: Oxford University Press.
- EMEP, 2005. *UNECE/EMEP activity data and emission database*. [Online] Available at: <http://webdab.emep.int/> [Accessed June 2009].
- EMEP, 2009. *WebDab - EMEP activity data and emission database*. [Online] Available at: <http://www.ceip.at/emission-data-webdab> [Accessed November 2009].
- Env. Canada, 2005. *Air Quality Health Index*. [Online] Available at: [http://www.msc-smc.ec.gc.ca/aq\\_smog/index\\_e.cfm](http://www.msc-smc.ec.gc.ca/aq_smog/index_e.cfm) [Accessed April 2009].
- Env. Protection Department of Hong Kong, 2004. *API - Air Pollution Index*. [Online] Available at: <http://www.epd-asg.gov.hk/> [Accessed April 2009].
- Envionet Limited, 2003. Air Quality Technical Report N°43 *Health effects of CO, NO2, SO2, ozone, benzene and benzo(a)pyrene in New Zealand*. Air Quality Technical Report 43. Wellington, New Zealand: Ministry of the Environment Ministry of the Environment.
- EPA Victoria, 1990. *Recommended buffer distances for industrial residual air emissions*. [Online] EPA Victoria Available at: <http://epanote2.epa.vic.gov.au/EPA%5Cpublications.nsf/PubDocsLU/AQ2-86?OpenDocument> [Accessed April 2010].
- EPA, 2010. *Preferred/Recommended Models*. [Online] Available at: [http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion\\_prefrec.htm](http://www.epa.gov/ttn/scram/dispersion_prefrec.htm) [Accessed July 2010].
- EPAQS, 1994. *Benzene*. United Kingdom: EPAQS - Expert Panel on Air Quality Standards.
- Esteves, F.A., Pastor, A. & Guaria, M., 2007. Assessing air quality inside vehicles and at filling stations by monitoring benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes with the use of semipermeable devices. *Analytica Chimica Acta*, 593(1), pp.108-16.
- Etkin, D.S., 1996. *Volatile organic compounds in indoor environments*. Arlington, USA: Cutter Information Corp. pp.221-28.
- EuroGeographics, E.E., 2009. *EEA*. [Online] Available at: <http://www.eper.cec.eu.int/> [Accessed April 2009].
- European Committee for Standardization, 2004. *Guidance for a Global Monitoring Programme for Persistent Organic Pollutants*. 1st ed. Switzerland.

- Ferreira, J., 2007. *Relação Qualidade do Ar e Exposição Humana a Poluentes Atmosféricos*. Dissertação apresentada à Univ. de Aveiro para obter o grau de Doutor em Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- Fontes, T. et al., 2007. Modelo de cálculo de emissões de poluentes atmosféricos: ARLIPE. *9ª Conf. Nacional de Ambiente (18-20/Abril)*, pp.793-801.
- Fontes, T., Barros, N. & Marques, R., 2006. Concentração no ar ambiente: relação com doenças carcinogénicas. In *4ª Simpósio de análises clínicas e saúde pública (25/10/2006)*. Porto, 2006. Universidade Fernando Pessoa.
- Fontes, T. & Brás, C., 2004. *Impacto do tráfego rodoviário na qualidade do ar da cidade do Porto*. Projecto Futuro Sustentável.
- Freitas, M.C. & Martinho, M., 2009. Spatial Regression Analysis between Air Pollutants found in Native Lichens and Childhood Leukemia in Portugal. In *5th Internacional Workshop on Biomonitoring of Air Pollution (BioMAP 5)*, 20 a 2 Set. Buenos Aires, Argentina, 2009.
- Fruin, S.A. et al., 2001. Reductions in human benzene exposure in the California South Coast Air Basin. *Atm. Env.*, 35(6), pp.1069-77.
- GDACE, 2003. *Final report: Refinement of information layer and buffer zones for industries*. GDACE.
- Gennart, J.P., Sanderson, J.T. & Simpson, B.J., 1994. *Exposure and health risks associated with non-occupational sources of benzene*. Brussels: Concawe.
- Gkatzoflias, D., Kouridis, C., Ntziachrisos, L. & Samaras, Z., 2007. *COPERT4 : Computer programme to calculate emissions from road transports (Usur Manual 5.0)*. Thessaloniki, Grécia: EEA.
- Goldman, D.A. & Brender, J.D., 2000. Are standardized mortality ratios valid for public health data analysis? *Statistics in Medicine*, 19(8), pp.1081-88.
- Gordis, L., 2005. *Epidemiologia*. 3rd ed. Madrid: Elsevier.
- Graham, S.E. & Burke, J.M., 2004. Population Exposure and Dose Model for Air Toxics: A Benzene Case Study. In *International Society of Exposure Analysis 14th Annual Conference (October 17-21)*. Philadelphia, PA, 2004.
- Gregg, M., 2008. *Field Epidemiology*. 3rd ed. New York: Oxford University Press.
- Greim, H. & Snyder, R., 2009. *Proceedings of Benzene 2009: Health Effects and Mechanisms of Bone Marrow Toxicity: Implications for t-AML and the Mode of Action Framework*. Munique, Alemanha: Technical University of Munich.
- GSSR, 2004. *IVE Model Users Manual (Version 1.1.1)*. Global Sustainable Systems Research (GSSR).
- Guardani, M.L. & Martins, M.H., 2000. Monitor passivo de dióxido de enxofre, construção e testes de avaliação. In *XXVII Congresso Interamericano de Eng. Sanitária e Ambiental*, 2000. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES).
- Guerra, A. et al., 1995. Benzene emissions from motor vehicle traffic in the urban area of Milan: hypothesis of health impact assessment. *Atm. Env.*, 29(23), pp.3559-69.
- Gustafson, T., 2006. Three Uses of the Standardized Infection Ratio (SIR) in Infection Control. *Infection Control and Hospital Epidemiology*, 27(4), pp.427-30.

- Haining, R., 2003. *Spatial data analysis*. Cambridge: Cambridge University.
- Hartwell, T.D., Perritt, R.L., Pellizzari, E.D. & Michael, L.C., 1992. Results from the 1987 total exposure assessment methodology (TEAM) study in Southern California. *Atm. Env.*, 26A(8), pp.1519-27.
- Hattemer-Frey, H.A., Travis, C.C. & Land, M.L., 1990. Benzene: Environmental partitioning and human exposure. *Env. Res.*, 53(2), pp.221-32.
- Heinemeyer, G., 2008. Concepts of exposure analysis for consumer risk assessment. *Experimental and Tox. Pathology*, 60(2-3), pp.207-12.
- Herbarth, O. & Rehwagen, M., 1994. VOC-Untersuchungen zur Interiorund Outdoor-Exposition: Präsentation erster Ergebnisse einer umweltepidemiologischen Studie in Leipzig-1997. *Umweltmed Forsch Prax*, 5(3), pp.281-86.
- Hricko, A., 1994. Rings of controversy around benzene. *Env. Health Perspectives*, 102(3), pp.276-81.
- Hurley, P., 2005. *The Air Pollution Model (TAPM) Version 3. User Manual*. Victoria, Australia: CSIRO Atmospheric Research.
- Hurley, P.J., 2006. An evaluation and inter-comparison of AUSPLUME, AERMOD and TAPM for seven field datasets of points source dispersion. *Clean Air Environmental Quality*, 40(1), pp.45-50.
- Hurley, P., 2008. Development and verification of TAPM. In *Air Pollution Modelling and its Application XIX*. Springer Netherlands. pp.208-16.
- Hurley, P.J., 2008. *TAPM V4 User Manual*. Internal Report N° 5. CSIRO Marine and Atmospheric Research.
- Hurley, P.J., 2008. *The Air Pollution Model (TAPM) Version 4: User manual*.
- Hurley, P. & Luhar, A., 2009. Modelling the Meteorology at the Cabauw Tower for 2005. *Boundary-Layer Meteorology*, 132(1), pp.43-57.
- Hurley, P. et al., 2003. Year-long, high-resolution, urban airshed modelling: verification of TAPM predictions of smog and particle in Melbourne, Austrália. *Atm. Env.*, 37(14), pp.1899-910.
- Hurley, P., Physick, W. & Luhar, A., 2005. TAPM – A practical approach to prognostic meteorological and air pollution modelling. *Env. Modelling & Software*, 20(6), pp.737-752.
- IARC, 1987. *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Overall Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs*. IARC.
- IARC, 1998. The rubber industry. In *IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans: Some Industrial Chemicals and Dyestuffs*. Lyon, France: IARC. pp.183-225.
- IARC, 1999. Benzene. In *IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans: Some Industrial Chemicals and Dyestuffs*. Lyon, France: IARC. pp.93-148.
- IARC, 2005. *CANCERmondial*. [Online] Available at: <http://www-dep.iarc.fr/> [Accessed January 2009].

- IEH, 1999. Report R12 *IEH report on benzene in the environment: an evaluation of exposure of the UK general population and possible adverse health effects*. Report R12. Leicester: Institute for Environment and Health.
- INE & DGTT, 2002. *Inquérito à mobilidade da população residente 2000*. INE.
- INE, 2001b. *CENSOS 2001*. [Online] Available at: <http://www.ine.pt/> [Accessed April 2009].
- INE, 2001. *Inquérito à Ocupação do Tempo 1999*. Lisboa: INE.
- INE, 2003. *Mobilidade Casa-Trabalho da População Empregada Residente na Área Metropolitana do Porto em 2000*. INE.
- INE, 2007a. *O País em Números*. INE.
- INE, 2007b. *Estatísticas da Construção e Habitação 2006*. INE.
- INERIS, 2004. *Benzène*. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France (INERIS).
- Infant-Rivard, C., 2008. Chemical risk factors and childhood leukaemia: a review of recent studies. *Radiation Protection Dosimetry*, 132(2), pp.1-8.
- INFRAS/IWW, 2004. *External Costs of Transport*. Zurich: INFRAS/IWW.
- Instituto de Meteorologia, 2009. *Normais climatológicas*. [Online] Available at: [http://www.meteo.pt/pt/enciclopedia/clima/normais\\_clima/index.html](http://www.meteo.pt/pt/enciclopedia/clima/normais_clima/index.html) [Accessed January 2009].
- ISP, 2003. *Parque Automóvel Seguro 2000-2001*. Instituto de Seguros de Portugal.
- ISP, 2008. *Parque automóvel seguro*. [Online] Available at: <http://www.isp.pt/NR/exeres/7D383D46-9431-416E-98C7-395B0A9E7080.htm> [Accessed June 2009].
- Jafari, H.R. & Ebrahimi, S., 2007. A Study on Risk Assessment of Benzene as one of the VOCs Air Pollution. *Int. J. of Env. Res.*, 1(3), pp.214-17.
- Jeckel, J., Katz, D. & Elmore, J., 2005. *Epidemiologia, bioestatística e medicina preventiva*. 2nd ed. Brasil: Artmed editora.
- Jensen, S.S., 1999. *A geographic approach to modelling human exposure to traffic air pollution using GIS*. Ministry of Env. And Energy, National Env. Research Institute. PhD Thesis at University of Roskilde Denmark.
- Jerrett, M. et al., 2004. A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. *J. of Exp. Analysis and Env. Epid.*, 15(2), pp.1-20.
- Johnson, E.S., Langard, S. & Lin, Y., 2007. A critique of benzene exposure in the general population. *Science of the Total Env.*, 374(2-3), pp.183-98.
- Jo, W.K. et al., 2003. Comparison of outdoor and indoor mobile source-related volatile organic compounds between low- and high-floor apartments. *Env. Research*, 92(2), pp.166-71.
- Jo, W.K. & Moon, K.C., 1999. Housewife's exposure to volatile organic compounds relative to proximity to roadside service stations. *Atmos. Env.*, 33(18), pp.2921-28.
- Karakitsios, S.P., Delis, V.K., Kassomenos, P.A. & Pilidis, G.A., 2007. Contribution to ambient benzene concentrations in the vicinity of petrol stations: Estimation of the associated health risk. *Atm. Env.*, 41(9), pp.1889-902.

- Karakitsios, S.P., Papaloukas, C.L., Kassomenos, P.A. & Pilidis, G.A., 2006. Assessment and prediction of benzene concentrations in a street canyon using artificial neural networks and deterministic models: Their response to “what if” scenarios. *Ecological Modelling*, 193(3-4), pp.253-70.
- Keenan, J.J. et al., 2009. Gasoline: A complex chemical mixture or a dangerous vehicle for benzene exposure. Munich, Alemanha, 2009. Technical University of Munich.
- Kelessis, A.G., Petrakakis, M.J. & Zoumakis, N.M., 2006. Determination of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylenes in urban air of Thessaloniki, Greece. *Environ. Toxicol.*, 21(4), pp.440-43.
- Klotz, B. et al., 2002. OH-initiated oxidation of benzene: Part II. Influence of elevated NOx concentrations. *Phys. Chem. Chem. Phys.*, 4, pp.4399-411.
- Koistinen, K. et al., 2008. The INDEX project: executive summary of a European Union project on indoor air pollutants. *Allergy*, 63(7), p.810–9.
- Koistinen, K. et al., 2004. *The INDEX project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU*. European Union.
- Korte, J.E. et al., 2000. The Contribution of Benzene to Smoking-Induced Leukemia. *Env. Health Perspectives*, 108(4), pp.333-39.
- Kourtidis, K. et al., 2002. Benzene, toluene, ozone, NO2 and SO2 measurements in an urban street canyon in Thessaloniki, Greece. *Atm. Env.*, 36(34), pp.5355-64.
- Krause, C. et al., 1987. Occurrence of volatile organic compounds in the air of 500 homes in the Federal Republic of Germany. In Seifert, B. et al., eds. *4.º Internacional Conference on Interior Air Quality and Climate (17-21 Agos)*. Berlin, 1987. Institute for Water, Soil and Air Hygiene.
- LaGoy, P.K., 1994. *Risk assessment: principles and applications for hazardous waste and related sites*. United States: Noyes Publications.
- Lamm, S.H., Engela, A. & Byrd, D.M., 2005. Non-Hodgkin lymphoma and benzene exposure: A systematic literature review. *Chemico-Biological Interactions*, 30(153-154), pp.231-37.
- Larssen, S. et al., 2003. *Air quality in Europe*. Copenhagen: European Environment Agency (EEA).
- Lay, T.H., Bozzelli, J.W. & Seinfeld, J.H., 1996. Atmospheric Photochemical Oxidation of Benzene: Benzene + OH and the Benzene-OH. *J. Phys. Chem.*, 100(16), pp.6543-54.
- Lebret, E., Van de Weil, H.J., Noij, D. & Boleij, S.M., 1986. Volatile hydrocarbons in Dutch homes. *Env. Intern.*, 12(1-4), pp.323-32.
- Leeuw, F. et al., 2001. *Air quality in larger cities in the European Union: A contribution to the Auto-Oil II programme*. 3rd ed. EEA.
- Leeuw, F. & Vixseboxse, E., 2008. Technical Paper 2008/4 *Reporting on ambient air quality assessment: Preliminary results for 2007*. Netherlands: EEA The European Topic Centre on Air and Climate Change.
- Leung, P.L. & Harrison, R.M., 1998. Evaluation of personal exposure to monoaromatic hydrocarbons. *Occup. Env. Med.*, 55(4), pp.249-57.
- Liu, C. et al., 2009. Cured meat, vegetables, and bread-curd foods in relation to childhood acute leukemia risk: A population based case-control. *BMC Cancer*, 13, pp.9-15.

- Longley, P.A., Goodchild, M.F., Maguire, D.J. & Rhind, D.W., 2005. *Geographic Information System and Science*. Inglaterra: Wiley.
- Lopes, M. et al., 2007. Projecto SaudAR: avaliação da qualidade do ar em Viseu. In 9.<sup>o</sup> *Conferência Nacional de Ambiente*. Aveiro, 18-20 Abril 2007. Universidade de Aveiro.
- Luhar, A. & Hurley, P., 2003. Evaluation of TAPM, a prognostic meteorologic and air pollution model, using urban and rural point-source data. *Atm. Env.*, 37(20), pp.2795-810.
- Luhar, A.K. & Hurley, P.J., 2004. Application of a prognostic model TAPM to sea-breeze flows, surface concentrations, and fumigating plumes. *Env. Modelling & Software*, 19(6), pp.591-601.
- Maffei, F. et al., 2005. Effects of environmental benzene: micronucleus frequencies and haematological values in traffic police working in an urban area. *Mutation Research, Genetic Tox. and Env. Mutagenesis*, 583(1), pp.1-11.
- Manini, P. et al., 2006. Environmental and biological monitoring of benzene exposure in a cohort of Italian taxi drivers. *Toxicology Letters*, 167(2), pp.142-51.
- Martinho, M. & Freitas, M.C., 2009. Spatial regression analysis between air pollution and childhood leukaemia in Portugal. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 281(2), pp.175-79.
- Martins, V. et al., 2009. Impacto dos Incêndios Florestais na Qualidade do Ar em Portugal no Período 2003-2005. *Silva Lusitana*, 17(2), p.219 – 239.
- Mayan, O., Barros, N. & Brás, C., 2007. *Impacte na qualidade do ar e na saúde das grandes linhas de tráfego urbano: o caso da cidade do Porto, ImpactAir*. Relatório de Progresso. Fundação para a Ciência e Tecnologia.
- Mensink, C. et al., 2001. *Assessment of benzene emissions and concentrations in the City of Antwerp using the urban air quality model AURORA*. Annual Report 2001. Germany: GSF-National Research Center for Environment and Health EUROTRAC-2, SATURN - Studying Atmospheric Pollution in Urban Areas.
- Merlo, F. et al., 2003. Studio transversale multicentrico europeo su esposizione a base dosi di benzene. *G.Ital. Med. Lav. Erg.*, 25(3), pp.296-97.
- Monteiro, A. et al., 2001. Inventário de Emissões Atmosféricas – base de dados POLAR2. Aplicação à modelação atmosférica. In 7.<sup>a</sup> *Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente*. Aveiro, Portugal, 2001.
- Monteiro, A. et al., 2005. *Transportes Sustentáveis para a cidade do futuro*. Aveiro: Univ. de Aveiro.
- Murena, F. & Vorraro, F., 2003. Vertical gradients of benzene concentration in a deep street canyon in the urban area of Naples. *Atmosph. Env.*, 37(35), pp.4853-59.
- NEPM, 2003. *Benzene Health Review*. National Environment Protection Measure of Australia (NEPM).
- NERID, 2005. *Yearly statistics for Benzene and Toluene*. [Online] Available at: [http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_niveauer/6\\_BENZEN/benzen\\_stat.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_niveauer/6_BENZEN/benzen_stat.asp) [Accessed September 2009].
- NICNAS, 2001. *Benzene*. Australia: National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS).

- NIOSH, 1988. *Occupational Safety and Health Guideline for Benzene: Potential Human Carcinogen, Supp. II*. Cincinnati: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- Nordlinder, R. & Jarvholm, B., 1997. Environmental exposure to gasoline and leukemia in children and young adults an ecology study. *Int. Arch. Occup. Env. on Health*, 70(1), pp.57-60.
- OEHHA, 2009. *Toxicity Criteria Database: Cancer Potency*. [Online] Available at: <http://www.oehha.ca.gov/risk/chemicalDB/nsrl-madl.asp> [Accessed November 2009].
- Olesen, H.R., 2001. Ten years of harmonization activities: past, present, and future. In *7th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*. Belgirate, Italy, 2001. National Environmental Research, Roskilde, Denmark.
- Oliveira, C., 2001. Síntese dos Dados Relativos à Área Metropolitana do Porto. *Boletim Informativo da Câmara Municipal do Porto*, Dezembro. pp.1-16.
- Orthofer, R. & Winiwarter, W., 1998. Modelling the emissions of road vehicles at macroscale and microscale. In H. Power & J.M. Baldasano, eds. *Air Pollution Emissions Inventory*. Southampton: Computational Mechanics Publications.
- Palmgren, F., Berkowicz, R. & Skov, H., 2000. *Benzene from traffic*. National Environmental Research Institute, Ministry of Environment and Energy.
- Parkin, D.M. & Bray, F., 2009. Evaluation of data quality in the cancer registry: Principles and methods. Part II: Completeness. *European Journal of Cancer*, 45(5), pp.756-64.
- Park, O. & Seok, M., 2007. Selection of an appropriate model to predict plume dispersion in coastal areas. *Atmos. Env.*, 41(29), pp.6095-101.
- Parra, R., Jiménez, P. & Baldasano, J.M., 2006. Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). *Env. Pollution*, 140, pp.200-19.
- Pasquill, F., 1976. *Atmospheric dispersion parameters in gaussian plume modeling. Part II Possible Requirements for change in the turner workbook values*. North Caroline: USEPA.
- PASSAM, 2009. *Passam ag Laboratory for Environmental Analysis*. [Online] Available at: <http://www.passam.ch/> [Accessed November 2009].
- Paustenback, D.J., Bass, R.D. & Price, P., 1993. Benzene toxicity and risk assessment, 1972-1992: implications for future regulation. *Env. Health Perspect.*, 101(5), pp.177-200.
- Pearson, R.L., Wachtel, H. & Ebi, K.L., 2000. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor to leukemia and other childhood cancer. *J. of Air Waste Manag. Assoc.*, 50(2), pp.175-80.
- PEOPLE, 2003. *PEOPLE - Population Exposure to Air Pollutants in Europe*. [Online] PEOPLE Available at: <http://www.people-pt.net/> [Accessed March 2008].
- Pereira, A.M., 2003. Registo Oncológico: história, objectivos e situação presente. In *Fórum Regional de Saúde do Algarve.*, 2003.
- Pfeffer, H.U., Friesel, J.E.G., Beier, R. & Ellermann, K., 1995. Air pollution monitoring in street canyons in North Rhine-Westphalia, Germany. *The Science of the Total Env.*, 169(1-3), pp.7-15.
- Pfeiffer, D. et al., 2008. *Spatial Analysis in Epidemiology*. Great Britain: Oxford Biology.

- Pickle, L.W. & White, A.A., 1995. Effects of the Choice of age-adjustment method on maps of death rates. *Statistics in Medicine*, 14(5-7), pp.615-27.
- Pilidis, G.A. et al., 2009. Measurements of benzene and formaldehyde in a medium sized urban environment Indoor/outdoor health risk implications on special population groups. *Env. Monit. and Assess.*, 150(1-4), pp.285-94.
- Pinheiro, P.S. et al., 2002. *Cancer in Portugal*. Lyon: IARC.
- Raaschou-Nielsen, O. et al., 1997. Ambient Air Levels and the Exposure of Children to Benzene, Toluene, and Xylenes in Denmark. *Env. Res.*, 75(2), pp.149-59.
- Raashgou-Nielsen, O., Hertel, O., Thomsen, B.L. & Olsen, J.H., 2001. Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. *American J. of Epi.*, 153(5), pp.433-43.
- Ramachandran, G., 2005. *Occupational Exposure Assessment for Air Contaminants*. 1st ed. Taylor & Francis Group.
- Rank, J., Folke, J. & Jespersen, P.H., 2001. Differences in cyclists and car drivers exposure to air pollution from traffic in the city of Copenhagen. *The Science of the Total Env.*, 279(1-3), pp.131-36.
- Reis, I., 2005. *O estado da arte da integração entre sistemas de informação geográfica e modelos inferenciais bayesianos*. Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.
- Ribeiro, C., 2005. *Aplicação de um modelo meteorológico e de qualidade do ar a Portugal*. Dissertação apresentada à Univ. de Aveiro para a obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica.
- Ribeiro, C., Borrego, C. & Coutinho, M., 2007. Application of TAPM to predict photochemical air pollution over Portugal. In *Air Pollution XV*, 2007.
- Robinson, A.A., 1982. Cancer of the lymphatic system and leukemia. A correlation with vehicle accidents. *Med. Hypotheses*, 9(3), pp.343-51.
- Rommelt, H., Pfaller, A., Fruhmann, G. & Nowak, D., 1999. Benzene exposures caused by traffic in Munich public transportation systems between 1993 and 1997. *Sci. Total Env.*, 241(1-3), pp.197-203.
- RORENO, 1988. *Registo Oncológico REgional do NORte 1988*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1989. *Registo Oncológico REgional do NORte 1989*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1990. *Registo Oncológico REgional do NORte 1990*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1991. *Registo Oncológico REgional do NORte 1991*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1992. *Registo Oncológico REgional do NORte 1992*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1993. *Registo Oncológico REgional do NORte 1993*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1994. *Registo Oncológico REgional do NORte 1994*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1995. *Registo Oncológico REgional do NORte 1995*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1996. *Registo Oncológico REgional do NORte 1996*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 1998. *Registo Oncológico REgional do NORte 1998*. Porto: Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 2000. *Registo Oncológico REgional do NORte 1999-2000*. Porto: Inst. Portug. Oncol. do Porto.



- RORENO, 2002. *Registo Oncológico REgional do NORte 2001-2002*. Porto: Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 2003. *Registo Oncológico REgional do NORte 2003*. Porto: Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 2006. *Registo Oncológico REgional do NORte 2005*. Porto: Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- RORENO, 2008. *Registo Oncológico REgional do NORte 2006*. Inst. Portug. Oncol. do Porto.
- Rushton, L., Fortunato, L. & Hutchings, S., 2009. How much does benzene contribute to overall burden of cancer due to occupation? In Munich, T.U.o., ed. *Benzene 2009: Health Effects and Mechanisms of Bone Marrow Toxicity Implications for t-AML and the mode of action Framework*. Munique, Alemanha, 2009.
- Sarmiento, S.M., Wolterbeek, H.T., Verburg, T.G. & Freitas, M.C., 2008. Correlating element atmospheric deposition and cancer mortality in Portugal: Data handling and preliminary results. *Env. Pollution*, 151(2), pp.341-51.
- Savitz, D.A. & Feingold, L., 1989. Association of childhood cancer with residential traffic density. *Scand. J. Work Env. Health*, 15(5), pp.360-63.
- Schneider, P. et al., 2001. Interior and outdoor BTX levels in German cities. *Sci. Tot. Env.*, 267(1-3), pp.41-51.
- Schneider, P. et al., 1999. Vertical and horizontal variability of volatile organic compounds in homes in Eastern Germany. *J. Expo. Anal. Env. Epid.*, 9(4), pp.282-92.
- Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, 2003a. *Opinion on the results of the Risk Assessment of: Benzene Environment*. EC.
- Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, 2003b. *Opinion on the results of the Risk Assessment of: Benzene Human Health Part*. European Commission.
- Seinfeld, J.H. & Pandis, S.N., 2006. *Atmospheric chemistry and physics*. EUA: Wiley.
- Shimer, D. et al., 2005. *Indoor air pollution in California*. USEPA.
- Silva, I., 1999. *Cancer epidemiology: principles and methods*. Lyon: IARC.
- Singh, S.e., 2005. Use of multimedia mass balance model to predict concentrations of benzene in microenvironment in air. *Env. Modelling & Software*, 20(1), pp.1-5.
- Smith, M.T., Jones, R.M. & Smith, A.H., 2007. Benzene Exposure and Risk of Non-Hodgkin Lymphoma. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev.*, 16(3), pp.386-91.
- Smith, M.T. & Zhang, L., 1998. Biomarkers of Leukemia Risk: Benzene as a Model. *Env. Health Persp. Supplements*, 106(4), pp.937-46.
- Snyder, R., 2009. A century of research on the hematotoxic effects of benzene and aims of the Symposium. In *Health Effects and Mechanisms of Bone Marrow Toxicity: Implications for t-AML and the Mode of Action Framework*. Munique, Alemanha, 2009.
- Snyder, R., Witz, G. & Goldstein, B.D., 1993. The toxicology of benzene. *Env. Health Persp.*, 100, pp.293-306.
- Soler, M.R. et al., 2004. Study of pollutant transport in complex terrain using different meteorological and. In Suppan, P., ed. *9th Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (1-4 June)*. Garmisch-Partenkirchen, Germany, 2004.

- Soler, M.R. et al., 2004. Study of pollutant transport in complex terrain using different meteorological and photochemical modelling systems. In Suppan, P., ed. *9th Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes (1-4 June)*. Garmisch-Partenkirchen, Germany, 2004.
- Soriano, C. et al., 2004. Modelling different meteorologic situation in Catalunya Spain, with MM5 and TAPM mesoscale models: a comparative study. *Int. J. of Env. And Pollution*, 20(1-2), pp.256-68.
- Sousa, L., 2009. *Benzeno no ar interior e no ar exterior*. Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia do Porto para obtenção do grau de Mestre.
- Stevenson, M. et al., 2008. *Spatial Analysis in Epidemiology*. Oxford University Press.
- Swaen, G.M. & Slangen, J.J., 1995. Gasoline consumption and leukemia mortality and morbidity in 19 European countries: an ecological study. *Int. Arch. Occup. Env. Health*, 67(2), pp.85-93.
- Tang, L., Miao, J.F. & Chen, D., 2009. Performance of TAPM against MM5 at urban scale during GOTE2001 campaign. *Boreal Environ. Res.*, 14, pp.338-50.
- Tang, L., Miao, J.F. & Chen, D., 2009. Performance of TAPM against MM5 at urban scale during GOTE2001 campaign. *Boreal Environ. Res.*, 14(2), pp.338-50.
- Tchepele, O., 2003. *Modelo de emissões para apoio à decisão na Gestão da Qualidade do ar*. Dissertação apresentada à Univ. Aveiro para obtenção do grau de Doutor Ciências Aplicadas ao Ambiente.
- Tchepele, O., Penedo, A. & Gomes, M., 2007. Assessment of population exposure to air pollution by benzene. *Int. J. Hyg. Environ. Health*, 210(3-4), pp.407-10.
- Tente, H., 2005. *Impacte das partículas em suspensão sobre a saúde humana: uma abordagem multidisciplinar para a cidade de Lisboa*. Dissertação apresentada à Univ. de Aveiro para obtenção do grau de Mestre.
- Thepanondh, S., Hooper, M. & Ayers, G., 2005. Application of TAPM for a simulation of Sulphur Dioxide concentrations in Mae Moh Valley, Thailand. In *17th Internacional Clean Air and Env (3-5 Maio)*. Hobart, Tasmania, 2005.
- Triebig, G., 2009. Implications of latency period between benzene exposure and risk of leukemia. In *Benzene 2009: Health Effects and Mechanisms of Bone Marrow Toxicity Implications for t-AML and the mode of action Framework*. Munique, Alemanha, 2009. Technical University of Munich.
- UE, 2003. *Ambiente, Energia e Transportes*. EU.
- USEPA, 1990. *Cancer risk from outdoor exposure to air toxics*. North Carolina: USEPA. EPA-450/1-90-004a.
- USEPA, 1992a. *Protocol for determining the best performing model*. Washington D.C., USA: USEPA. EPA-4541R-92-025.
- USEPA, 1992b. *Guideline for exposure assessment*. Washington, DC. EPA/600/Z-92/001.
- USEPA, 1994. *Peer Review of EPA's Motor Vehicle-Related Air Toxics Study*. Durham: USEPA.
- USEPA, 1995. *Guidance for risk characterization*. USEPA.
- USEPA, 1997. *Exposure Factors Handbook*. USEPA.

- USEPA, 1998. *Carcinogenic effects of benzene: an update*. Washington DC: National Center for Environmental Health, Office of Research and Development.
- USEPA, 1999. *Part III - Air quality index reporting: final rule, Federal Register*. USEPA. 64(149), pp.42530-49.
- USEPA, 2000. *Meteorological monitoring guidance for regulatory modeling applications*. EPA-454/R-99-005.
- USEPA, 2000. *Strategy for Research on Environmental Risks to Children*. Washington DC: USEPA. EPA/600/R-00/068.
- USEPA, 2002. *Child-Specific Exposure Factors Handbook*. Washington: USEPA.
- USEPA, 2009. *Air Quality Index (AQI) - A Guide to Air Quality and Your Health*. [Online] Available at: <http://airnow.gov/index.cfm?action=static.aqi> [Accessed December 2009].
- Wadge, A. & Salisbury, J., 1997. *Benzene, Air Series N.º 2*. National Environmental Health Forum, Department of Human Services.
- Waidyanatha, S. et al., 2001. Urinary benzene as a biomarker of exposure among occupationally exposed and unexposed subjects. *Carcinogenesis*, 22(2), pp.279-86.
- Walker, K.D., Wvans, J. & Macintosh, D., 2001. Use of expert judgment in exposure assessment Part 1. Characterization of personal exposure to benzene. *J. of Exp. and Env. Epid.*, 11(4), pp.308-22.
- Wallace, L.A., 1989. Major sources of benzene exposure. *Env. Health Persp.*, 82, pp.165-69.
- Wallace, L.A., 1991. Personal exposure to 25 volatile organic compounds. EPA's 1987 TEAM Study in Los Angeles, California. *Tox. and Industrial Health*, 7 (5/6), pp.203-08.
- Wallace, L., 1996. Environmental exposure to benzene: an update. *Env. Health Persp.*, 104(6), pp.1129-36.
- Wallace, L. et al., 1991. The Los Angeles Team study: personal exposures, interior-outdoor air concentrations, and breath concentrations of 25 volatile organic compounds. *J. of Exposure Analysis and Env. Epidemiology*, 1(2), pp.157-92.
- Wallace, L.A. et al., 1987. Exposure to benzene and other volatile compounds from active and passive smoking. *Arch. Env. Health*, 42(5), pp.272-79.
- Wang, W.C. et al., 2009. Modeling atmospheric PM10 concentrations during severe pollution events in southern Taiwan. *Atm. Res.*, 92(2), pp.159-71.
- Watge, A. & Salisbury, J., 1997. *Benzene, Air Series N.º 2*. National Environmental Health Forum, Department of Human Services.
- Weisel, C.P., 2009. Measuring benzene exposure. In Munich, T.U.o., ed. *Health Effects and Mechanisms of Bone Marrow Toxicity: Implications for t-AML and the Mode of Action Framework*. Munique, Alemanha, 2009.
- Weisel, C.P., Lawryk, N.J. & Lioy, P.J., 1992. Exposure to emissions from gasoline within automobile cabins. *J. Exposure Anal. Env. Epidemiology*, 2(1), pp.79-96.
- WHO/IPCS, 2004. *IPCS risk assessment terminology, Part 2: IPCS glossary ok key exposure assessment terminology, Harmonization Project Document n.º 1*. WHO/IPCS.
- WHO/IPCS, 2005. *WHO/IPCS Principles of characterizing and applying human exposure models. Harmonization Project Document N.º. 3*. WHO/IPCS.

- WHO/IPCS, 2008. *Uncertainty and Data Quality in Exposure Assessment*. WHO.
- WHO, 1999. *Monitoring ambient air quality for health impact assessment*. WHO.
- WHO, 2000. *Air Quality Guidelines for Europe*. 2nd ed. Copenhagen: WHO.
- WHO, 2004a. *IPCS Risk Assessment Terminology*. Geneva: World Health Organization.
- WHO, 2004b. *Principles for modelling dose-response for the risk assessment of chemicals*. Geneva: WHO.
- WHO, 2006. *WHO Child Growth Standards: Methods and development*. [Online] Available at: [http://www.who.int/childgrowth/standards/technical\\_report/en/index.html](http://www.who.int/childgrowth/standards/technical_report/en/index.html) [Accessed February 2009].
- Wiernik, P.H., 2001. *Adult leukemias*. Canada: American Cancer Society.
- Willmott, C.J., 1982. Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin American Meteorological Society*, 63(11), pp.1309-13.
- Wiwanitkit, V., 2008. Estimating cancer risk due to benzene exposure in some urban areas in Bangkok. *Stoch. Env. Risk Assess.*, 22(1), pp.135-37.
- Wolff, S.P., 1992. Correlation between car ownership and leukemia: Is non-occupational exposure to benzene from petrol and motor vehicle exhaust a causative factor in leukemia and lymphoma? *Experientia*, 48(3), pp.301-04.
- Wrigley, N., Hold, T., Steel, D. & Tranmer, M., 1997. Analysing, modeling, and resolving the ecological fallacy. In M. Longley & M. Batty, eds. *Spatial Analysis: Modelling in a GIS Environment*. John Wiley & Sons.
- Yu, C. & Crump, D., 1998. A review of the emission of VOC's polymeric materials used in buildings. *Building Env.*, 33(6), pp.357-74.
- Zawar-Reza, P., Kingham, S. & Pearce, J., 2005. Evaluation of a year-long dispersion modeling of PM10 using the mesoscale model TAPM for Christchurch, New Zealand. *Science of Total Env.*, 349, pp.249-59.
- Zawar-Reza, P., Sturman, A.P. & Spronken-Smith, R., 2003. Validation of the air pollution model (TAPM) for winters of 1999 to 2002 over Christchurch, New Zealand. In *5 Int. Conf. on Urban Climate (1-5 Set)*. Lodz, Polónia, 2003.
- Zeeb, H. & Blettner, M., 1998. Adult leukaemia: what is the role of currently known risk factors? *Radiat. Env. Biophys.*, 36(4), pp.217-28.

### Legislação Nacional e Comunitária

- COM(2003) 338 final, 11 de Junho. Comunicação da Comissão Europeia ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu. Uma estratégia europeia de ambiente saúde.
- COM(2005) 447. Directive on Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe (the "CAFE" Directive).
- COM(2008) 812 final. Proposta de Proposta de Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho relativa à fase II da recuperação de vapores de gasolina, durante o reabastecimento de automóveis ligeiros de passageiros nas estações de serviço
- Decreto-Lei 111/2002, de 16 de Abril. Estabelece os valores limite das concentrações no ar

ambiente do SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, PM, Pb, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e CO, bem como as regras de gestão da qualidade do ar aplicáveis a esses poluentes, em execução do disposto nos artigos 4.<sup>o</sup> e 5.<sup>o</sup> do Decreto-Lei 276/99, de 23 de Julho, transpondo para a ordem interna as Directivas Comunitárias 1999/30/CE, do Conselho, de 22 de Abril, e 2000/69/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Novembro.

Decreto-Lei 276/99, de 23 de Julho. Define as linhas de orientação da política de gestão da qualidade do ar e transpõe para a ordem jurídica interna a Directiva 1996/62/CE, do Conselho, de 27 de Setembro, relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Decreto-Lei 320/2003, de 20 de Dezembro. Instituiu um novo quadro habilitante em matéria de gestão da qualidade do ar, transpondo para a ordem jurídica interna a directiva quadro da qualidade do ar, Directiva 1996/62/CE, do Conselho, de 27 de Setembro.

Decreto-Lei 351/2007, de 23 de Outubro. Transpõe para a ordem jurídica interna a Directiva 2004/107/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Dezembro, relativa ao arsénio, ao cádmio, ao mercúrio, ao níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente, e dá execução ao disposto nos artigos 4.<sup>o</sup> e 5.<sup>o</sup> do Decreto-Lei 276/99, de 23 de Julho, na redacção que lhe foi dada pelo Decreto-Lei 279/2007, de 6 de Agosto.

Directiva 1996/62/CE, do Conselho, de 27 de Setembro. Directiva-Quadro relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente.

Directiva 1999/30/CE, de 22 de Abril. Relativa a valores-limite para o SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>, PM e Pb no ar ambiente.

Directiva 2000/69/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro. Relativa a valores-limite para o C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> e CO no ar ambiente.

Directiva 2002/3/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 12 de Fevereiro. Relativa ao O<sub>3</sub> no ar ambiente.

Directiva 2004/107/CE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 15 de Dezembro. Relativa ao arsénio, cádmio, mercúrio, níquel e aos hidrocarbonetos aromáticos policíclicos no ar ambiente.

Directiva 2009/30/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Abril. Altera a Directiva 98/70/CE no que se refere às especificações da gasolina e do gasóleo rodoviário e não rodoviário e à introdução de um mecanismo de monitorização e de redução das emissões de gases com efeito de estufa e que altera a Directiva 1999/32/CE do Conselho no que se refere às especificações dos combustíveis utilizados nas embarcações de navegação interior e que revoga a Directiva 93/12/CEE.

Directiva 98/70/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 13 de Outubro. Relativa à qualidade da gasolina e do combustível para motores diesel e que altera a Directiva 93/12/CEE do Conselho.

Directiva-Quadro 2008/50/CE de 21 de Maio. Fixa os objectivos relativos à qualidade do ar ambiente, com base em métodos e critérios comuns para todos os Estados-Membros. Define estratégias para obtenção de informações sobre a qualidade do ar ambiente a garantir que as informações obtidas sejam postas à disposição do público. Fixa regras para manter a qualidade do ar ambiente, quando é boa, e melhorá-la nos outros casos promovendo uma maior cooperação entre os Estados-Membros.

Lei 37/2007, de 14 de Agosto. Aprova normas para a protecção dos cidadãos da exposição involuntária ao fumo do tabaco e medidas de redução da procura relacionadas com a dependência e a cessação do seu consumo dando execução ao Decreto 25-A/2005.

Portaria 35/88 de 16 de Janeiro. Cria o Instituto Oncológico Regional de Lisboa, do Porto e de Coimbra e respectivas competências.

Portaria 711/2008, de 6 de Agosto. Relatório síntese do Plano de Melhoria da Qualidade do Ar da Região Norte.

## **Anexo A**

Descrição dos dados disponíveis para as estações da rede automática de monitorização da qualidade do ar localizadas na AMP, entre 1995 e 2006





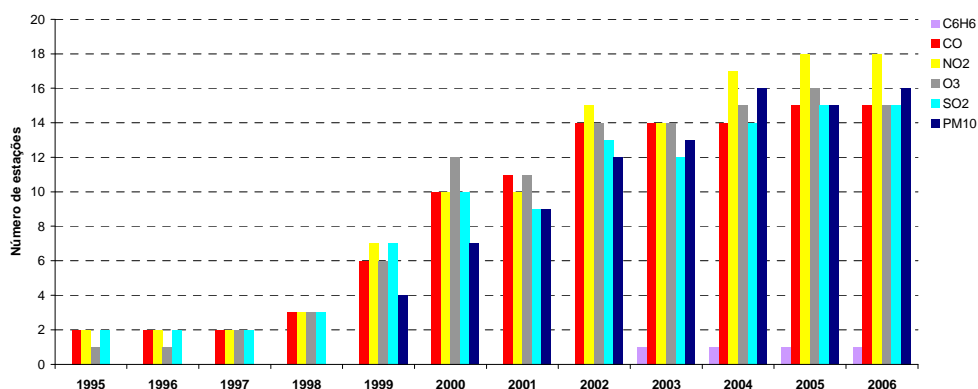


Figura A.1 - Número de estações de monitorização da qualidade do ar em funcionamento entre 1995 e 2006 para: C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub> no domínio de estudo.

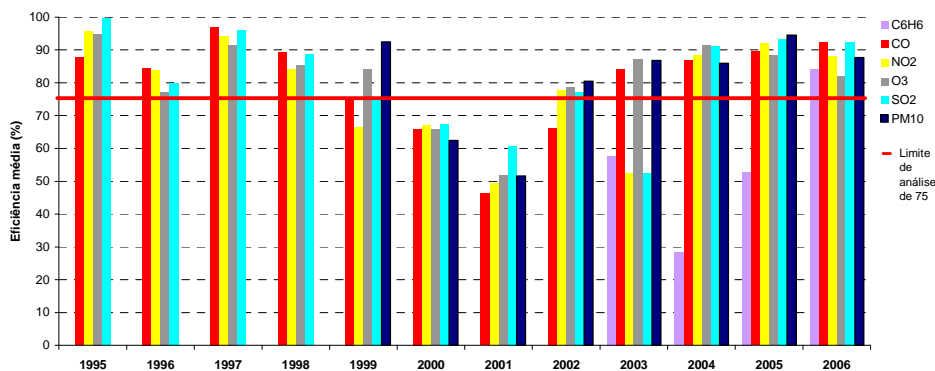


Figura A.2 - Eficiência média anual de monitorização dos dados de concentração de qualidade do ar entre 1995 e 2006 para: C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub> no domínio de estudo.

Tabela A.2 - Eficiência de monitorização e concentração média anual de CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, das estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da região do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1995 e 2006.

Classif. das estações	Ref. das estações															Valores médios de concentração (µg.m <sup>-3</sup> )	N.º de estações por ano							
	1017	1018	1019	1020	1021	1022	1023	1024	1025	1026	1027	1028	1029	1030	1031			1032	1033	1034	1040	1043	1044	1045
C <sub>6H<sub>6</sub></sub> (µg.m <sup>-3</sup> )	2003				1,5																			1
	2004				1,6																			1
	2005				1,3																			1
	2006				0,4																			1
	MÉDIA				2,0																			1
CO (mg.m <sup>-3</sup> )	1995	1392	1124																					2
	1996	1638	439																					2
	1997	830	460																					2
	1998	727	605	2133																				6
	1999			906	1104					313		647	409			2059								10
	2000	994	553		902	458	588		479						688	377	583		553					11
	2001	757	376		401	1333	711				994	1278			646	375	815		397					14
	2002	563	419		370	514	581	321	571	696	680		451	344	526	824	463							14
	2003	498			424	541	488	310	658	659	641		488	394	561	631	420	490						14
	2004				564	570	491	314	703	531	726		548	481	531	629	521	464	549					15
	2005				429	619	496	330	632	504	689	575	524	427	518	617	665	432	553					15
	2006				393	488	416	321	528	531	587	527	475	397	485	526	480	398	511					15
MÉDIA	925	568	1520	1003	434	665	523	318	618	652	712	551	522	607	574	645	500	446	538				19	

LEGENDA: Eficiência: > 75 % (verde claro), < 75 % (verde escuro). Estação de: tráfego (vermelho), fundo (preto), industrial (laranja). Estação: urbana (azul), suburbana (laranja claro), rural (verde escuro).

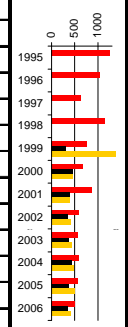
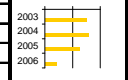


Tabela A.2 - Eficiência de monitorização e concentração média anual de CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>10</sub>, das estações da Rede de Monitorização da Qualidade do Ar da região do Porto Litoral, Vale do Sousa e Vale do Ave, em funcionamento entre 1995 e 2006 (Continuação).

	Ref. das estações																	Valores médios de concentração (µg.m <sup>-3</sup> )	N.º de estações por ano						
		1017	1018	1019	1020	1021	1022	1023	1024	1025	1026	1027	1028	1029	1030	1031	1032			1033	1034	1040	1043	1044	1045
<b>Classif. das estações</b>																									
<b>NO<sub>2</sub> (µg.m<sup>-3</sup>)</b>	1995	47	23																						
	1996	47	25																						
	1997	29	27																						
	1998	31	29	61																					
	1999	32	30	79	50	33	25									22									
	2000	19	26		51	22	30	29	31							22	29			29					
	2001	27	39			27	32	33				63	45			41	22	31		27					
	2002	27	45			25	30	29	28	19	35	51	42			31	21	23	30	24					
	2003	27				29	34	29	32	20	42	48	43			35	21	28	28	28					
	2004					35	30	30	33	18	41	40	45			36	18	29	24	26	28	26	15	14	
	2005					29	32	30	33	20	41	43	48	49		36	18	28	22	28	27	27	16	17	
	2006					26	26	30	30	18	42	49	47	45		36	20	29	23	36	22	29	16	18	
MÉDIA	32	31	70	51	28	30	30	32	19	40	49	45	47	36	21	28	25	28	26	28	16	16			
<b>O<sub>3</sub> (µg.m<sup>-3</sup>)</b>	1995		50																						
	1996		38																						
	1997	32	20																						
	1998	31	17	6																					
	1999	32		12		42	33	35								44									
	2000	27	29	8	20	37	34	35	36				21			40	34			32					
	2001	36	35			36	20	42	26			17	19			40	29			41					
	2002	26	43			46	39	35	32	43	29	27	29			46	40	39	39						
	2003	37				44	38	40	42	45	38	29	37			48	44	45	32	41					
	2004					33	33	37	38	43	34	27	31			39	40	37	36	38		50	52		
	2005					46	37	43	44	51	37	31	36	24		49	41	43	40	39		49	46		
	2006					48	37	46	42	54	34	32	38	39		48		46	41	41		50	47		
MÉDIA	32	33	9	20	41	34	39	37	47	34	27	30	31		44	38	42	37	40		50	48			
<b>SO<sub>2</sub> (µg.m<sup>-3</sup>)</b>	1995	18	8																						
	1996		14	18																					
	1997	21	17																						
	1998	17	15	18																					
	1999	23	16	20	21	32		10								13									
	2000	8	9	11	16	24		8	12							8	6			12					
	2001	11	10			13		5	7			10				9	5			7					
	2002	3	11			12		7	7	18	10	11				11	5	3	6	10					
	2003	4				5		4	4	4	12	7				6	5	2	2	6					
	2004					6		5	4	5	10	5				9	4	2	3	6	5		3	4	
	2005					7		6	5	5	10	6				5	10	3	2	3	6	5		2	5
	2006					6		6	5	5	8	5				5	8	3	2	1	5	4		2	4
MÉDIA	13	12	17	19	13		6	6	7	10	7		5	9	6	3	3	7	5		2	5			
<b>PM<sub>10</sub> (µg.m<sup>-3</sup>)</b>	1999				47	45										35									
	2000				42	44	38	51					36			33	55								
	2001				43	42	51						52	96		63	39	54			46				
	2002				27	41	42	44					32	52	57		55	31	51	47	43				
	2003				36	41	41	45	40	43	46					47	37	52	53	46	26				
	2004				46	37	37	39	42	50	41					37	36	52	53	35	27	44	33	32	
	2005					48	41	41	38	45	44	41				39	47	51	36	37	48	37	35		
	2006					38	40	38	36	41	39	36				40	33	43	46	38	33	42	38	32	
MÉDIA				45	41		40	43	41	40	47	51		48	35	51	50	40	31	45	36	33			

LEGENDA: Eficiência: < 75 % (verde claro), > 75 % (verde escuro); Estação de: tráfego (vermelho), fundo (preto), industrial (laranja); Estação: urbana (azul), suburbana (laranja claro), rural (verde escuro).

## **Anexo B**

Concentrações de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (µg.m<sup>-3</sup>) na VCI, entre 2004 e 2006

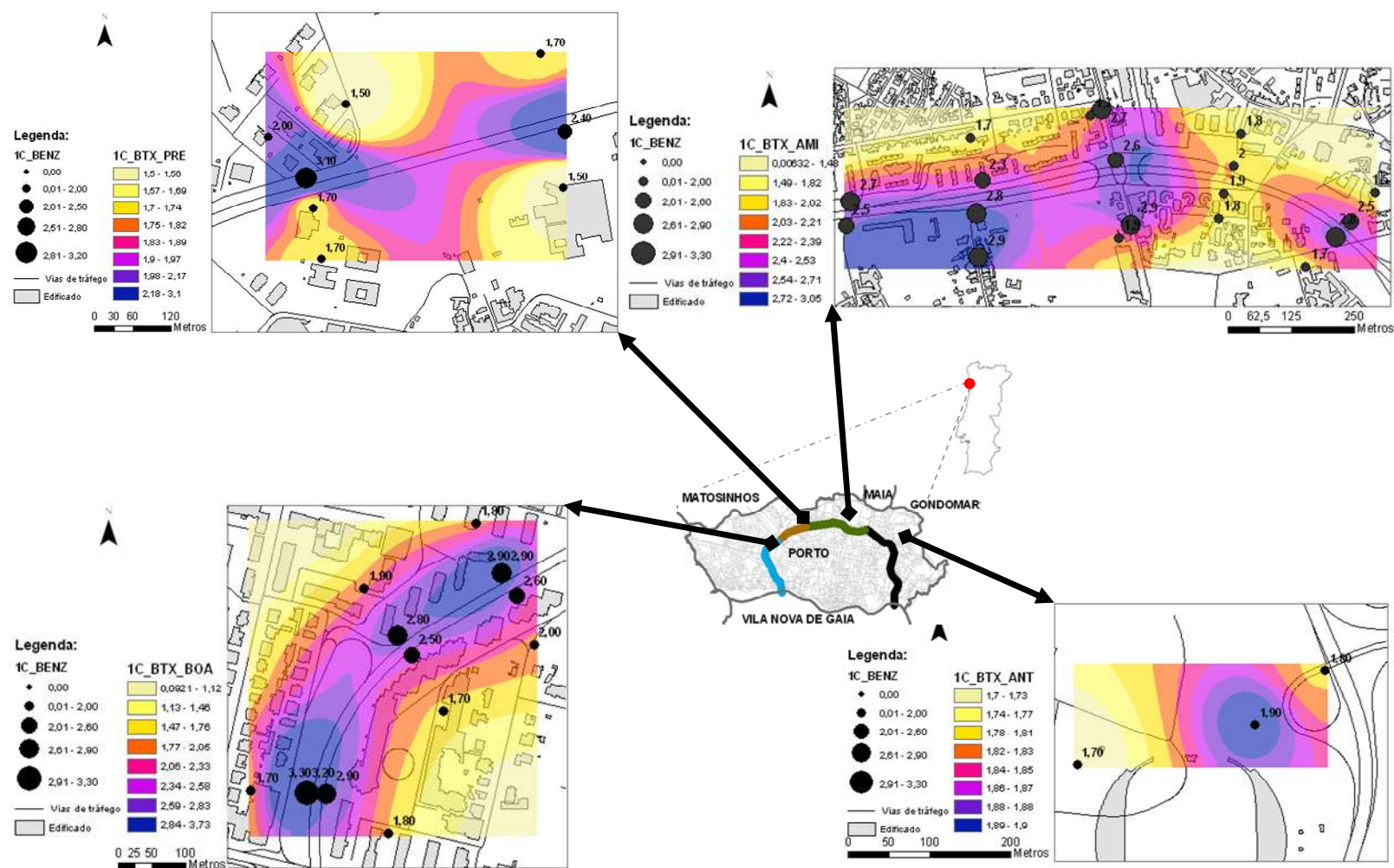


Figura B.1 - Concentrações médias de  $C_6H_6$  ( $\mu g.m^{-3}$ ), entre 03-23/03/2005 (1.<sup>o</sup> campanha), monitorizadas na VCI com difusores passivos.

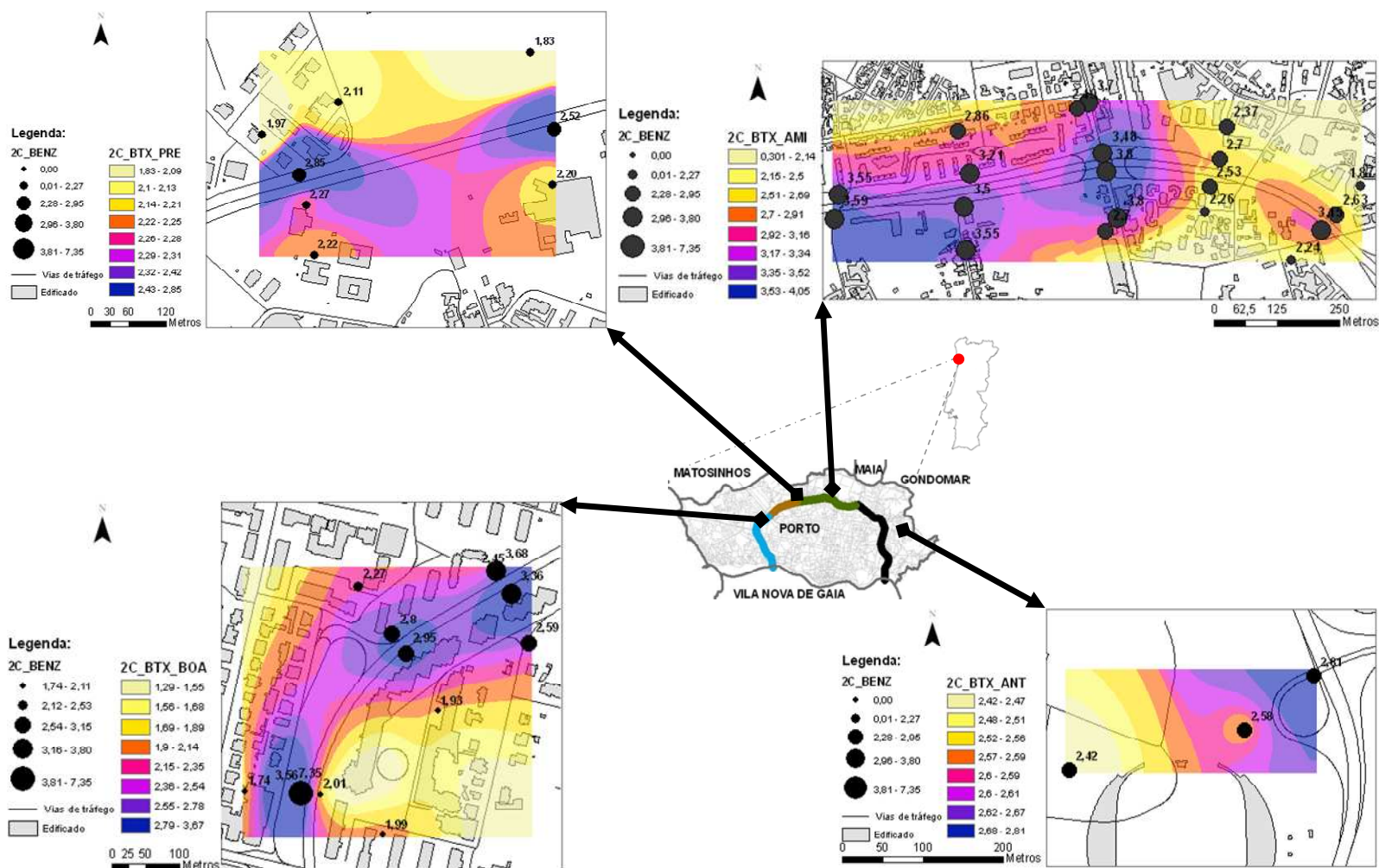


Figura B.2 - Concentrações médias de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (µg,m<sup>-3</sup>), entre 10-31/01/2006 (2,<sup>o</sup> campanha), monitorizadas na VCI com difusores passivos.

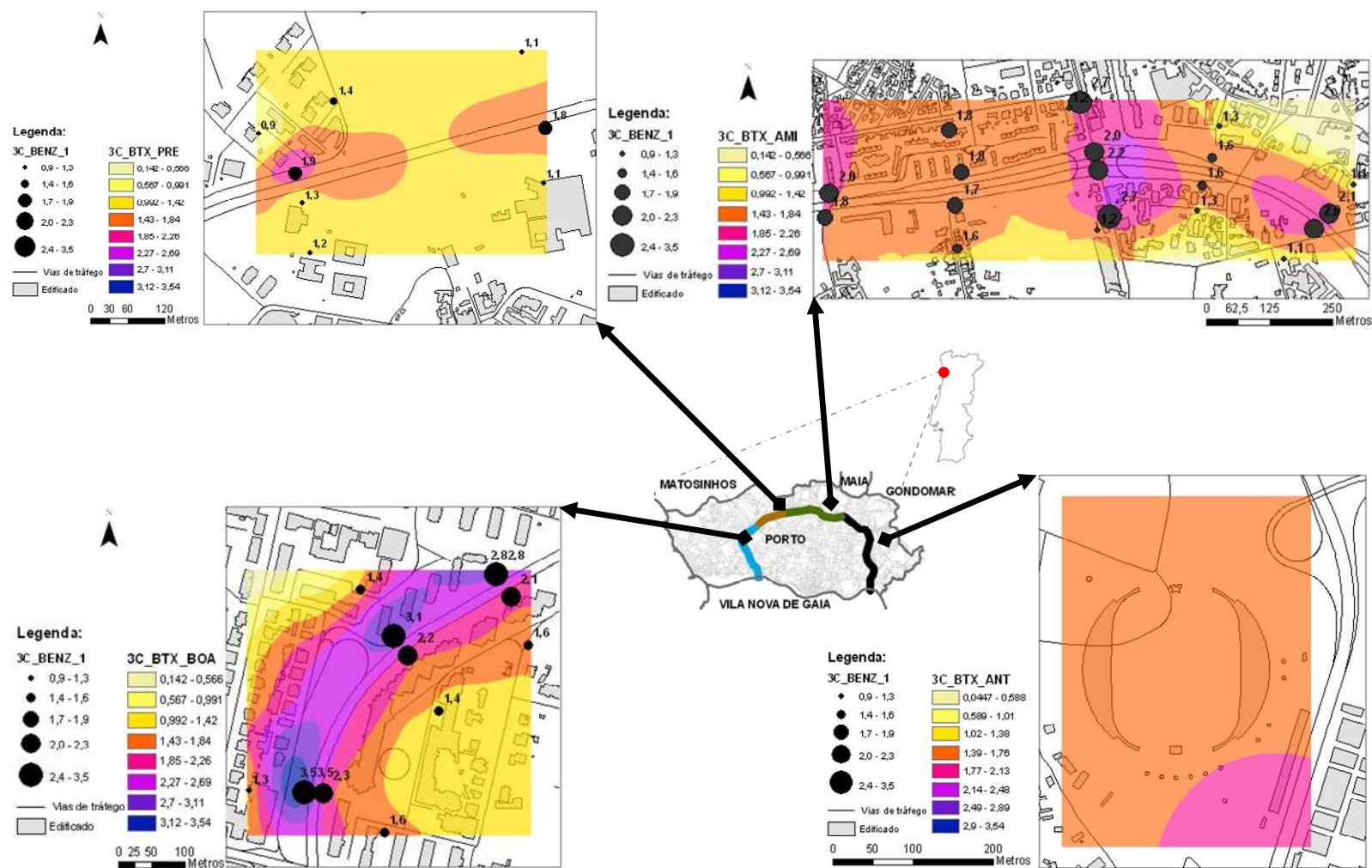


Figura B.3 - Concentrações médias de C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (µg,m<sup>-3</sup>), entre 12-29/09/2006 (3,ª campanha), monitorizadas na VCI com difusores passivos.

Impacte da qualidade do ar urbana na saúde pública:  
O caso da cidade do Porto

### **Anexo C**

Emissões atmosféricas de NO<sub>x</sub>, COVNM, SO<sub>x</sub> e PM<sub>10</sub>, na AMP por NUT V, para o ano de 2005  
(Adatado: Boavida et al., (2006))



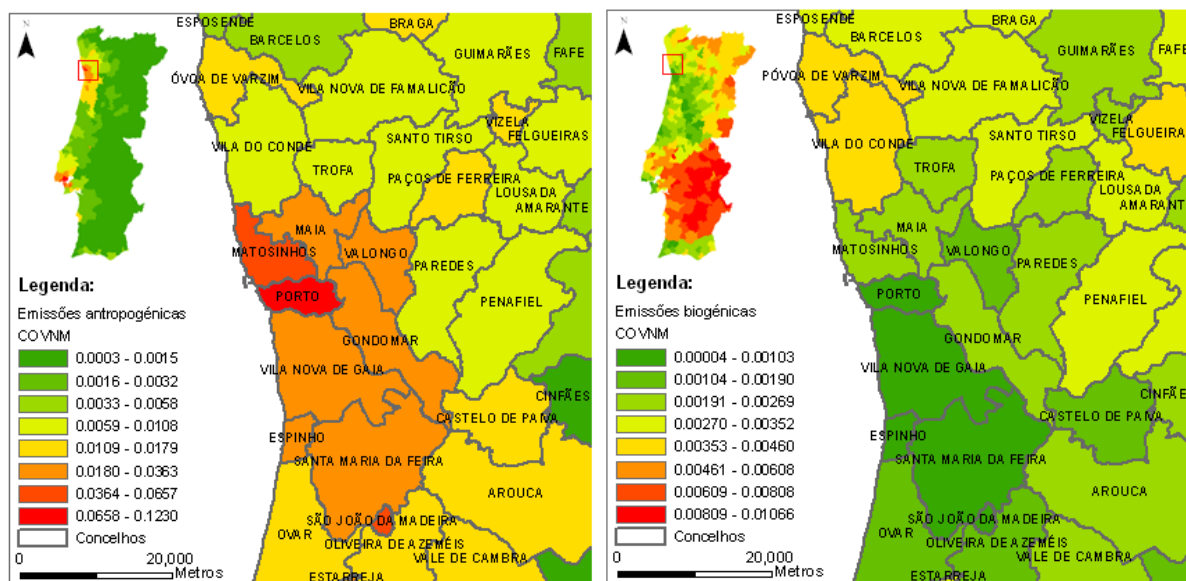


Figura C.1 - Emissões atmosféricas antropogénicas e biogénicas de COVNM ( $Gg,km^{-2}$ ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).

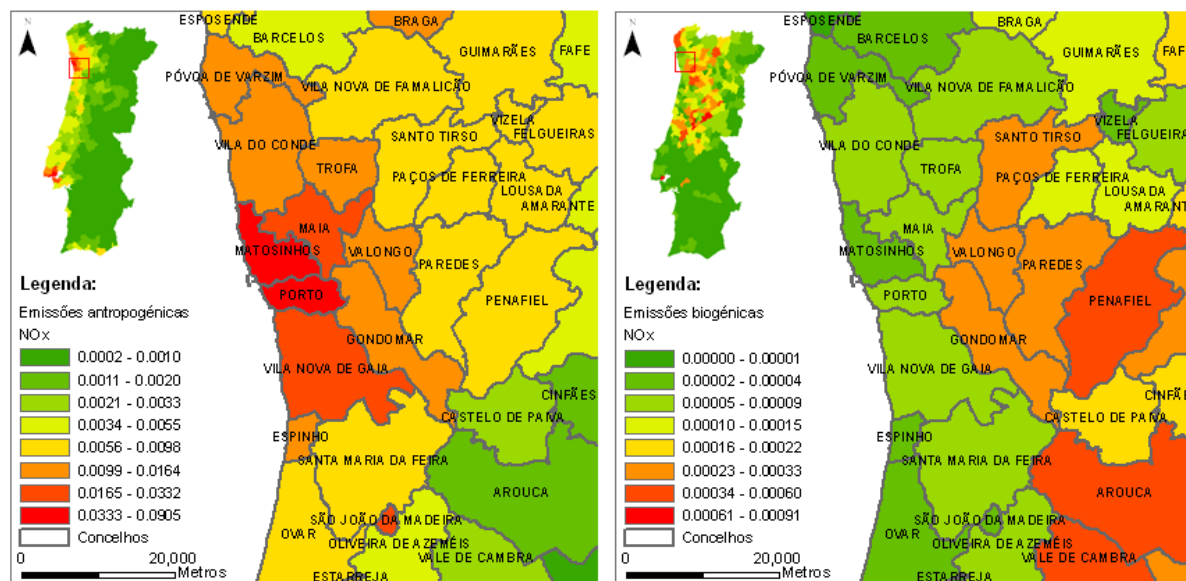


Figura C.2 - Emissões atmosféricas antropogénicas e biogénicas de  $NO_x$  ( $Gg,km^{-2}$ ), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).

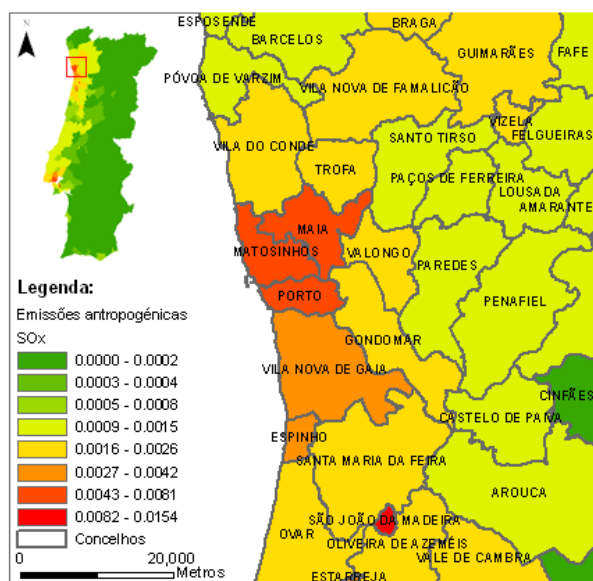


Figura C.3 - Emissões atmosféricas antropogénicas de SO<sub>x</sub> (Gg,km<sup>-2</sup>), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).

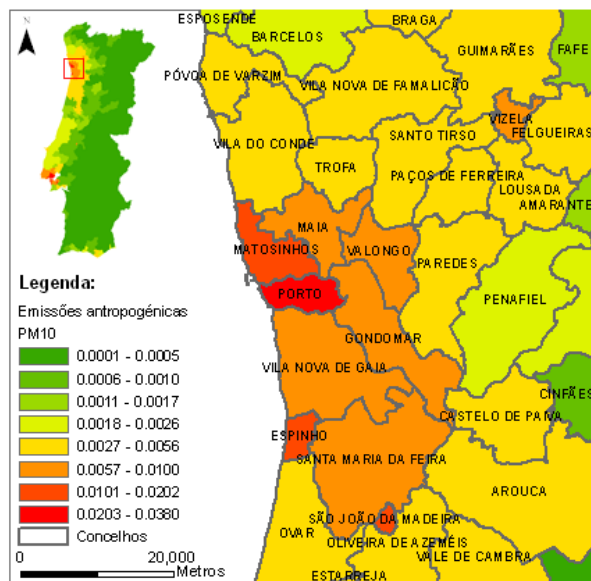


Figura C.4 - Emissões atmosféricas antropogénicas de PM<sub>10</sub> (Gg,km<sup>-2</sup>), por concelho, na AMP em 2005 (Adaptado: APA, 2008).

## **Anexo D**

Descrição do modelo ARLIPE: *Area Line and Point Source Emissions*

Inicialmente, o ARLIPE foi desenvolvido a partir de uma folha de cálculo desenhada apenas para o cálculo das emissões de fontes em linha a quente, LTE - *Line Traffic Emission Model* (Barros et al., 2004b). A esta aplicação sucede-se em 2006 o ARLIPE - *Area, Line and Point Emission Model*, uma versão escrita em Java que acrescenta o módulo de cálculo de emissões em área. Em 2007 o ARLIPE foi redesenhado em C# e SQL implementando uma arquitectura de três camadas (Figura D.1). Nesta versão as regras de cálculo de emissões estão definidas num componente o que torna possível a reutilização do código noutras aplicações como por exemplo uma aplicação Web. O modelo inclui uma interface amigável com módulos para cálculo de emissões em área, em linha (a quente e a frio) e um pequeno módulo para a gestão de uma base de dados de emissões pontuais. O modelo corre no sistema operativo Windows XP e é disponibilizado de forma gratuita.

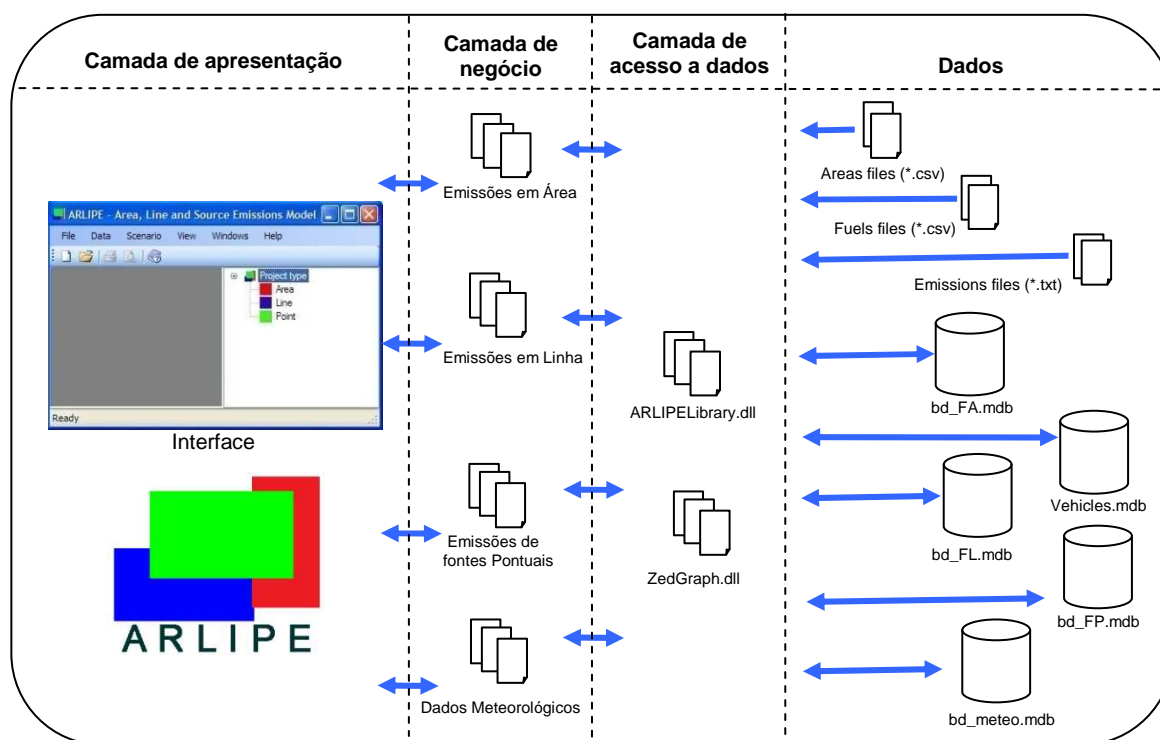


Figura D.1 - Arquitectura de desenvolvimento do modelo ARLIPE usando três camadas.

A aplicação está desenhada para a construção de cenários de emissões atmosféricas de fontes em área, linha e pontuais, tendo sido agrupadas em grupos de projectos temáticos. Para cada um dos tipos de emissões, pretende-se perceber quais as variáveis que regulam as fontes e compreender o que é que pode ser alterado para minimizar o seu impacte.

O modelo foi definido para a realidade dos dados existentes em Portugal, nomeadamente no que respeita às emissões em área, contudo pode ser usado noutros países, nomeadamente Europeus, dado que a base de dados de factores de emissões em linha usada é baseada no CORINAIR (2009).

A utilização da aplicação é bastante simples, auxiliada por um manual do utilizador e uma ajuda contextual. O modelo usa bases de dados em Access, que são utilizadas não só para guardar os dados de entrada na aplicação, mas também para arquivar projectos e cenários. São usadas cinco bases de dados, uma para emissões de fontes em área, duas para emissões de fontes em linha, uma para emissões de fontes pontuais e uma para dados meteorológicos. Apesar da complexidade dos processos de cálculo, a velocidade do processamento não justifica que os resultados dos cenários sejam guardados nas bases de dados. Esta opção faz com que estas não aumentem consideravelmente o seu tamanho, contudo, o tempo de processamento da estimativa das emissões aumenta uma vez que estas são calculadas em tempo real.

É possível importar dados, criar, consultar, alterar ou eliminar projectos e cenários. Por outro lado, o utilizador pode consultar, imprimir e exportar os resultados das emissões assim como as respectivas iterações/cálculos dos processos. Em cada painel de resultados é apresentada uma simples análise estatística que permite uma observação preliminar dos resultados. Dado que hoje em dia uma das mais importantes características do software é a flexibilidade de interacção com outras aplicações, desenvolveu-se uma funcionalidade para exportação das emissões para base de dados, permitindo assim a conexão com um SIG e facilitando a interpretação dos resultados das emissões (Figura D.2). Para usar as emissões em estudos de modelação atmosférica é necessária uma elevada desagregação espacial das emissões e uma grelha de emissões. A fácil conexão com o SIG permite converter o resultado das emissões numa grelha e assim aplicar modelos de transporte e dispersão atmosférica das emissões.

Outras das funcionalidades do ARLIPE são a criação de grelhas/malhas, assim como o tratamento e análise de dados atmosféricos como velocidade e direcção do vento, que podem ser usados, por exemplo, em modelos de transporte e dispersão atmosférica ou no tratamento e análise de dados atmosféricos. O utilizador pode importar para o ARLIPE dados meteorológicos e realizar simples análises gráficas de radiação, temperatura, direcção e velocidade do vento.

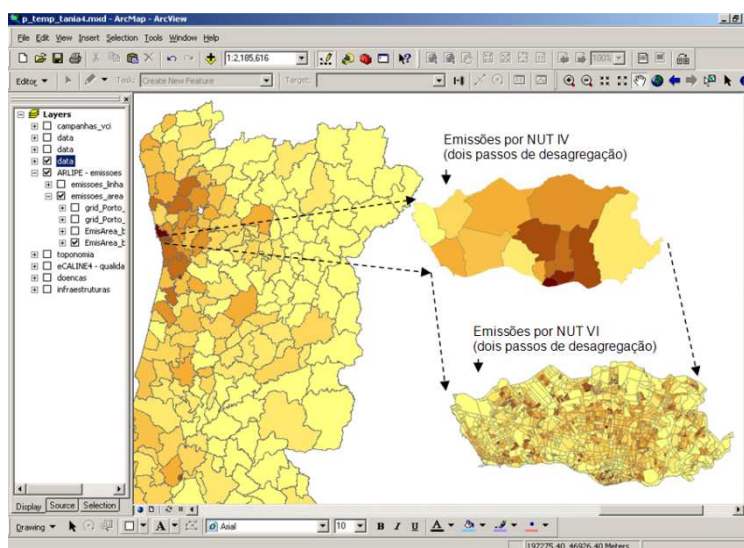


Figura D.2 - Exemplo da distribuição das emissões por sector de actividade usando diferentes níveis de desagregação espacial usando o SIG.

## 1. Metodologia

O ARLIPE implementa o cálculo de cenários de fontes de emissões atmosféricas em área, linha e fontes pontuais. As emissões em área referem-se a polígono, as emissões em linha a vias/linhas de tráfego e as fontes pontuais a pontos. Os seguintes capítulos apresentam a metodologia implementada no modelo ARLIPE para o cálculo destes três tipos de fontes de emissões.

### 1.1 Fontes em área

Para o cálculo das emissões de fontes em área é aplicado a metodologia *top-down* (Baldasano et al., 1998). O objectivo desta metodologia consiste em obter a desagregação das emissões de um nível espacial elevado para um nível espacial baixo por unidade de tempo, sector de actividade e poluente.

O modelo prevê que a desagregação espacial das emissões possa ser realizada numa ou em duas etapas, bastando para tal que o segundo factor de desagregação seja, ou não, preenchido. De acordo com os dados disponíveis, a utilização desta equação permite flexibilizar o processo de desagregação das emissões possibilitando a aplicação de múltiplas combinações de dados. Por exemplo, usando duas etapas de desagregação seria usada a equação [1] em que os factores de desagregação poderiam ser, o consumo de um

dado tipo de combustível por concelho (NUT IV), e a população residente por freguesia (NUT V) ou subsecção (NUT VI) (Figura D.3).

$$e_{pn_5} = (e_{pn_1} \times FP_{n_4}) \times FP_{n_5} \quad [1]$$

Onde:

$e$  = Emissão;

$p$  = Poluente/GEE;

$n_5$  = NUT V;  $n_4$  = NUT IV;  $n_1$  = NUT I;

$FP$  = Factor de ponderação;

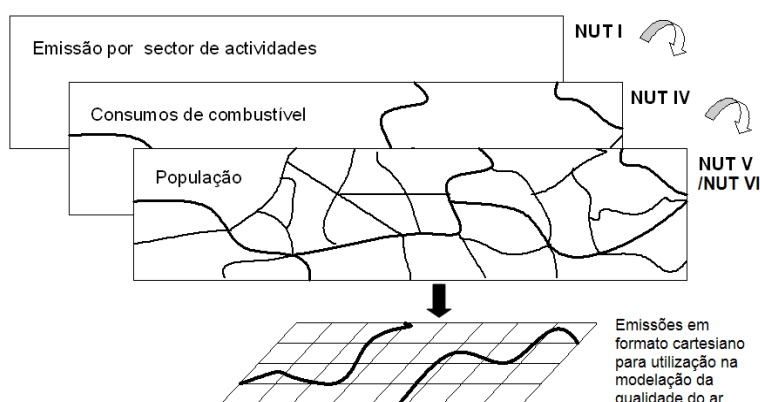


Figura D.3 - Metodologia *top-down* usada no ARLIPE para a estimativa das emissões de fontes em área,

A desagregação temporal é realizada usando uma série de dados temporais que pode corresponder, por exemplo, ao fluxo horário de uma via de tráfego. O programa assume essa sequência de dados constante e cíclica redistribuindo as emissões de modo horário ao longo de um ano não bissexto. A equação [2] apresenta a forma de cálculo:

$$\begin{bmatrix} e_1 \\ \dots \\ e_{8760} \end{bmatrix}_p = e_p \times \begin{bmatrix} FP_1 \\ \dots \\ FP_{8760} \end{bmatrix}_p \quad [2]$$

Onde:

$e$  = Emissão anual;

$p$  = Poluente/GEE;

$h$  = Hora;

$FP$  = Factor de ponderação.

Para a estimativa das emissões de fontes em área o modelo necessita da entrada de vários tipos de informação, nomeadamente das emissões a desagregar, dos factores de ponderação e das séries para desagregação temporal. Esta informação é lida a partir de

ficheiros e arquivada em base de dados, conjuntamente com os cenários definidos pelo utilizador, sendo possível a qualquer momento consultar, alterar ou eliminar a informação existente.

## 1.2 Fontes em linha

Embora nos últimos anos os modelos de emissão instantâneos tenham sofrido grandes desenvolvimentos, a metodologia de cálculo mais apropriada depende do caso de aplicação. Na maioria das aplicações os factores de emissão baseados na velocidade média e num conjunto típico de condições de tráfego irão permitir que as estimativas de emissão possam ser realizadas com a exactidão suficientes (UE, 2003). Assim, optou-se pela implementação da metodologia *bottom-up* do CORINAIR (2009). Esta metodologia define factores de emissão baseados na velocidade média para todas as classes de veículos. Actualmente o modelo calcula as emissões rodoviárias para o CO, NO<sub>x</sub>, COV's, PM<sub>10</sub>, CO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>.

As emissões provenientes do tráfego rodoviário resultam da soma das **emissões totais** resultantes dos veículos automóveis e que são calculadas efectuando a soma das **emissões a quente**, que corresponde ao funcionamento estável do motor, as **emissões a frio**, que correspondem à operação de aquecimento do motor, e as emissões correspondentes à **evaporação**:

$$e_{totais} = e_{quente} + e_{frio} + e_{evaporativas} \quad [3]$$

Onde:

$e_{totais}$  = Emissão total (g);

$e_{quente}$  = Emissão produzida quando o motor está quente (g);

$e_{frio}$  = Emissão quando o motor está frio (g);

$e_{evaporativas}$  = Emissão por evaporação (usada apenas para os COV) (g).

Cada uma destas contribuições para a emissão total depende de um factor de emissão (FE), e um ou mais parâmetros relacionados com a operação do veículo. Em termos gerais, o cálculo de cada tipo de emissão é dado pela equação [4], e é baseado nas contagens de veículos e na estimativa de um factor de emissão ponderado:

$$e = FEP_{pjv} \times N_j \times M_j \quad [4]$$

Onde:

$e$  = Emissão (a quente, a frio ou evaporativas) (g);

$FEP$  = Factor de emissão ponderado (g.km<sup>-1</sup>);



$p$  = Poluente/GEE;

$j$  = Categoria de veículo;

$v$  = Velocidade ( $\text{km}\cdot\text{h}^{-1}$ );

$N_j$  = Número de veículos da classe  $j$  em circulação (veículos);

$M_j$  = Número de quilómetros, por veículo, para a classe de veículo  $j$  ( $\text{km}\cdot\text{veículo}^{-1}$ ).

Os dados do número de veículos disponíveis dizem respeito ao volume total de tráfego em circulação efectuando a distinção entre categorias de veículos. Tendo em conta as definições adoptadas pelo CORINAIR (2009) e pelo Instituto de Seguros de Portugal (ISP, 2003), estes dados foram desagregados considerando seis categorias de veículos:

- a) Ligeiros de passageiros: englobam os ligeiros particulares, praças, táxis, aluguer sem condutor para transporte de passageiros com o máximo de 9 lugares;
- b) Ligeiros de mercadorias: englobam os ligeiros particulares de carga até 1600 kg de peso bruto, ligeiros sem condutor de carga até 3,5 t, misto particular, camionetas;
- c) Pesados de passageiros: englobam os autocarros;
- d) Pesados de mercadorias: englobam os reboques e os camiões com peso bruto entre 3,5 e 16 t;
- e) Motociclos  $> 50 \text{ cm}^3$ ;
- f) Motociclos  $< 50 \text{ cm}^3$ .

Relativamente aos factores de emissão, estes são uma grandeza específica de cada poluente e de cada actividade, e traduzem a massa de um determinado poluente emitida para uma dada actividade. Visto que o cálculo das emissões atmosféricas é linearmente dependente dos factores de emissão e estes dependentes do perfil do parque automóvel, pretende-se com o ARLIPE calcular os factores de emissão ponderados usando a metodologia desenvolvida inicialmente em Barros et al. (2004b). Esta metodologia pressupõe que em função de uma série de informação, poluente, categoria de veículo, tipo de combustível, idade, cilindrada/tara, etc. seja seleccionada uma equação matemática, que em função da velocidade permita estimar o factor de emissão para um determinado poluente e categoria de veículo (Figura D.4).

Assim, baseado num conjunto de dados relativos ao fluxo de veículos é estimado um factor de emissão ponderado (FEP) por poluente, categoria de veículo e velocidade:

$$FEP_{p_jv} = \left[ \%_g \times \sum_{a=1}^{n_a} \left( \%_a \times \sum_{c=1}^{n_c} (\%_c \times FE_{p_jvacg})_{p_jva} \right)_{p_jv} \right] + \left[ \%_d \times \sum_{a=1}^{n_a} \left( \%_a \times \sum_{c=1}^{n_c} (\%_c \times FE_{p_jvacd})_{p_jva} \right)_{p_jv} \right]$$

[5]

Onde:

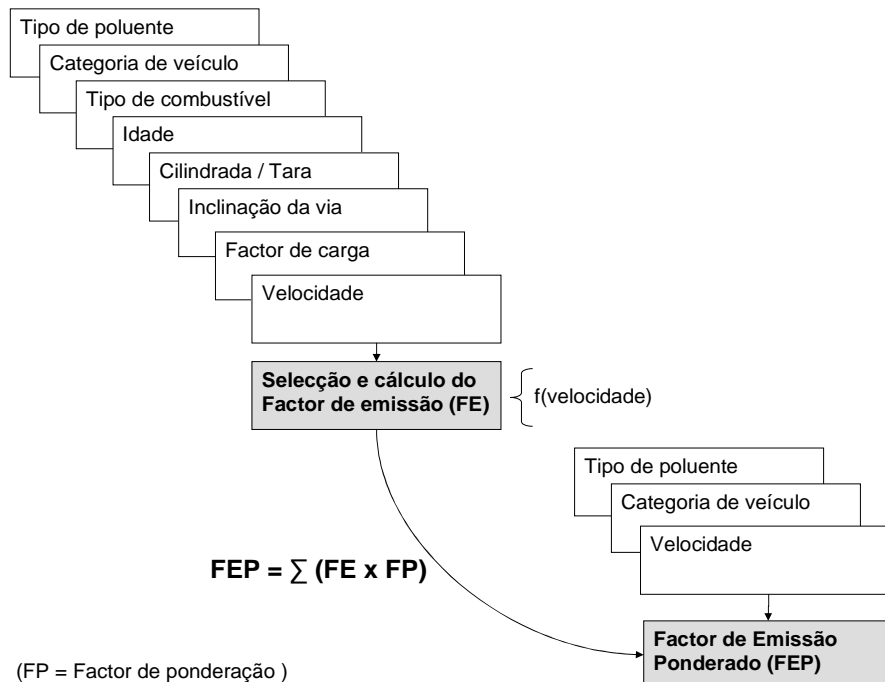
 $FEP$  = Factor de emissão ponderado ( $\text{g.km}^{-1}$ ); $p$  = Poluente/GEE; $j$  = Classe de veículo; $v$  = Velocidade ( $\text{g.km}^{-1}$ ); $\%$  = Fração de veículos com um dado conjunto de características; $g$  = Veículos a gasolina;  $d$  = Veículos a gasóleo; $a$  = Classe de idade;  $c$  = Classe de cilindrada; $n$  = Número de classes; $FE$  = Factor de emissão ( $\text{g.km}^{-1}$ ).

Figura D.4 - Metodologia usada no ARLIPE para a estimativa dos factores de emissões ponderados de emissões de fontes em linha.

No caso do cálculo do factor de emissão para os veículos pesados, este depende apenas do consumo de gasóleo porém, são usados outros parâmetros de ponderação como inclinação da via de tráfego e a carga do veículo:

$$FEP_{p_jv} = \sum_{a=1}^{n_a} \left\{ \%_a \times \sum_{t=1}^{n_t} \left[ \%_t \times \sum_{s=1}^{n_s} \left( \%_s \times \sum_{u=1}^{n_u} (\%_u \times FE_{p_jvats_u})_{p_jvats} \right)_{p_jvat} \right]_{p_jva} \right\}_{p_jv} \quad [6]$$

Onde:

$FEP$  = Factor de emissão ponderado ( $\text{g.km}^{-1}$ );

$p$  = Poluente/GEE;

$j$  = Classe de veículo;

$v$  = Velocidade ( $\text{km.h}^{-1}$ );

$\%$  = Fração de veículos para uma dada classe de (...);

$a$  = Classe de idade;  $t$  = Classe de tara;  $s$  = Classe de inclinação da via;  $u$  = Classe de carga do veículo;

$n$  = Número total de classes de uma dada variável;

$FE$  = Factor de emissão ( $\text{g.km}^{-1}$ ).

Para a estimativa do factor de emissão a quente dos poluentes regulados (grupo 1) como o  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{COV's}$  e  $\text{PM}_{10}$ , o cálculo baseia-se numa metodologia detalhada e em factores específicos da emissão para diferentes situações do tráfego e em diferentes condições do motor, sendo para isso usado um conjunto de mais de 10 000 fórmulas (CORINAIR, 2009). Relativamente aos poluentes não regulados (grupo 2), como o  $\text{SO}_2$ , o cálculo da emissão depende de uma fração do factor de consumo.

A emissão a quente de  $\text{SO}_2$  é estimada assumindo que todo o fuel é completamente transformado em  $\text{SO}_2$ . O CORINAIR (2009) propõe para o seu cálculo a seguinte equação:

$$e_{\text{SO}_2,j} = 2 \times k_{s,m} \times FC_{jm} \quad [7]$$

Onde:

$e_{\text{SO}_2,j}$  = Emissão de  $\text{SO}_2$  para a categoria de veículo  $j$  (g);

$k_{s,m}$  = Peso relacionado com o conteúdo de enxofre no fuel do tipo  $m$  ( $\text{kg.kg}^{-1}$  fuel);

$FC$  = Factor de consumo ( $\text{g.km}^{-1}$ ).

Em relação às emissões as frio, a metodologia CORINAIR (2009) propõe a aplicação da seguinte equação para um dado ano de referência:

$$e_{fria,p,j} = \beta_j \times N_j \times M_j \times e_{quente,p,j} \times \left( \frac{e_{fria}}{e_{quente}} \Big|_{i,j} - 1 \right) \quad [8]$$

Onde:

$e_{fria,p,j}$  = Emissões a frio para o poluente  $p$ , emitidas pelo veículo de classe  $j$  ;

$\beta_j$  = Fração de quilómetros com o motor frio ou operado a baixas temperaturas pelo veículo de classe  $j$  ;

$N_j$  = Número de veículos da classe  $j$  em circulação (veículos);

$M_j$  = Número de quilómetros por veículo da classe de veículo  $j$  (km.veículo<sup>-1</sup>);

$e_{quente,p,j}$  = Emissões a quente para o poluente  $p$  e para a classe de veículo  $j$  ;

$\frac{e_{fria}}{e_{quente}} \Big|_{p,j}$  = Razão entre emissões frias e quentes para o poluente  $p$  e classe de veículo  $j$ .

O parâmetro  $\beta_j$  depende da temperatura ambiente ( $T$ ) e do número de quilómetros percorridos diariamente ( $l_{trip}$ ). Por simplificação, a metodologia CORINAIR sugere a utilização da temperatura média mensal mas se quisermos ir ao detalhe poder-se-á usar informação mais refinada como por exemplo dados horários. André *et al.* (1998) in CORINAIR (2009), sugere a utilização de um  $l_{trip}$  de 12,4 km como valor médio Europeu.

A maior fonte de emissões de veículos rodoviários são os gases de escapes e os hidrocarbonetos produzidos pela evaporação do combustível. Quando um motor é iniciado abaixo da sua temperatura normal de funcionamento é efectuado um uso insuficiente de combustível, e a quantidade de poluição produzida é maior do que quando o motor está quente. As perdas evaporativas dependem essencialmente da tecnologia do veículo (equipados ou não com caixas de carbono), temperatura ambiente e a sua variação diária, volatilidade da gasolina (dependendo da variação de temperatura) e condições de condução (distância média de viagem, tempo de estacionamento, etc.) (UE, 2003). Em relação às emissões evaporativas, existem genericamente quatro tipos de perdas:

- **Perdas de enchimento:** ocorrem quando o tanque de combustível do veículo é enchido. O conteúdo dos vapores saturados são libertados pelo combustível líquido e normalmente libertados para a atmosfera;
- **Perdas de respiração diurna:** estas perdas são o resultado do ciclo de temperatura dia-noite que faz com que os conteúdos do tanque de combustível se contraíam e expandam, expulsando o vapor saturado, durante a expansão;

- **Perdas quentes de arrefecimento:** ocorrem quando um veículo é desligado após a operação, e o equilíbrio das temperaturas leva à evaporação de combustível em certas partes do motor;
- **Perdas de funcionamento:** ocorrem durante a operação do veículo.

De acordo com a situação, é aplicado um factor de emissão distinto. Para a estimativa deste tipo de emissões não são tidas em conta as emissões que ocorrem durante o reabastecimento de combustível uma vez que estas são normalmente atribuídas à cadeia de manuseamento de combustíveis e não às emissões dos veículos. Para o cálculo de emissões evaporativas, a metodologia CORINAIR (2009) propõe a aplicação da seguinte equação:

$$e_{evaporativas,VOI,j} = 365 \times g_j (e_{arref} + e_{diurnas} + e_{func}) \quad [9]$$

em que:

$e_{evaporativas,p,j}$  = Emissões de COV devidas a perdas evaporativas causadas pelos veículos de categoria  $j$  (g) e para o poluente  $p$ ;

$g_j$  = Número de veículos a gasolina da categoria  $j$  (veículos);

$e_{arref}$  = perdas de emissões diárias de arrefecimento quentes e mornas (g.veículos<sup>-1</sup>);

$e_{diurnas}$  = perdas diurnas de emissões (g.veículos<sup>-1</sup>);

$e_{func}$  = perdas de emissões quentes e mornas ocorridas durante o funcionamento do veículo (g.veículos<sup>-1</sup>);

Para o cálculo destas variáveis temos:

$$e_{arref} = x \{ g_{fi} [ q \times e_{s,quente,c} + (1 - q) e_{s,mornas,c} ] + (1 - g_{fi}) e_{s,quente,fi} \} \quad [10]$$

$$e_{func} = x \{ g_{fi} [ q \times e_{r,quente,c} + (1 - q) e_{r,mornas,c} ] + (1 - g_{fi}) e_{r,quente,fi} \} \quad [11]$$

em que:

$g_{fi}$  = Fracção de veículos a gasolina equipados com injeção de combustível;

$q$  = Fracção de viagens concluídas com o motor quente (dependente da temperatura média no ar);

$x$  = Número médio de viagens por dia, ao longo de um ano, ou por um período mais curto (viagens);

$e_s$  = Factor médio, de emissões de arrefecimento quente (depende do *Reid Vapor Pressure* - RVP<sup>22</sup>);

$e_r$  = Factor médio de emissão devido a perdas ocorridas durante o funcionamento do veículo (depende do RVP e da temperatura média do ar);

$f_i$  = Injecção directa de combustível;

$e_{fi}$  = Factor médio de emissões de veículos a gasolina equipados com injecção de combustível;

$m_j$  = Número de quilómetros anual de veículos a gasolina da categoria  $j$  (km).

Para a gestão da informação é usada uma base de dados que armazena não só os dados de entrada para efectuar os cálculos das emissões, mas também os cenários definidos pelo utilizador. Para além desta, são ainda usadas duas base de dados, uma para a gestão de contagens de tráfego ("bd\_vehicles.mdb") e outra para arquivar dados meteorológicos ("bd\_meteo.mdb").

Na construção dos cenários é possível definir os poluentes, as categorias de veículo, e as velocidades de circulação para os factores de emissão que se pretendem estimar. Genericamente, para cada categoria de veículo considerada terá de ser especificada a distribuição por tipo de combustível, a distribuição das idades dos veículos, e a cilindrada/tara. Depois de gerado o cenário, é possível associá-lo /relacionar com uma dada contagem de tráfego obtendo-se assim a emissão na linha de tráfego em análise (Figura D.5).

---

<sup>22</sup> O RVP é a pressão absoluta exercida por um líquido a 100°F (37,8 °C) e com uma taxa de volume de vapor /líquido de 4/1. O RVP é um indicador do desempenho da gasolina.

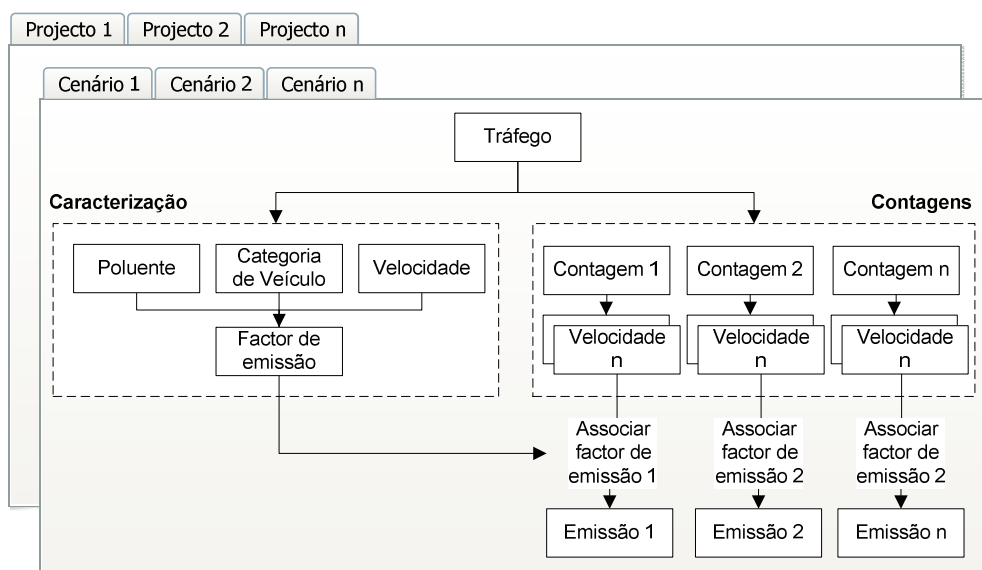


Figura D.5 - Metodologia *bottom-up* usada no modelo ARLIPE para o cálculo das emissões em linha.

### 1.3 Fontes pontuais

Para a gestão das fontes de emissão pontuais foram criadas interfaces para gestão e consulta de dados. A base de dados que suporta essa informação permite armazenar dados relativos não só à emissão por poluente e fonte, mas também as condições de emissão de cada fonte. Além disso é também armazenada informação relativa aos cenários e projectos.

## **Anexo E**

Estimativa das emissões atmosféricas de NO<sub>x</sub>, COVNM, SO<sub>x</sub> e PM<sub>10</sub> na AMP por NUT IV, em 2006.



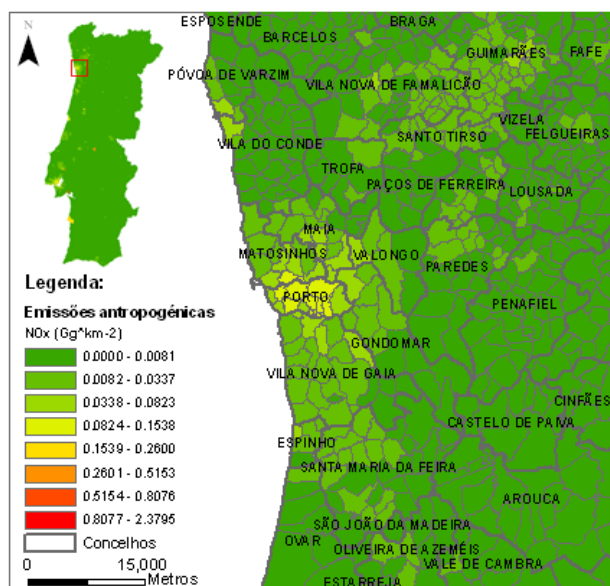


Figura E.1 - Emissões atmosféricas antropogénicas, de NO<sub>x</sub> (Gg.km<sup>-2</sup>) por freguesia, na AMP em 2006.

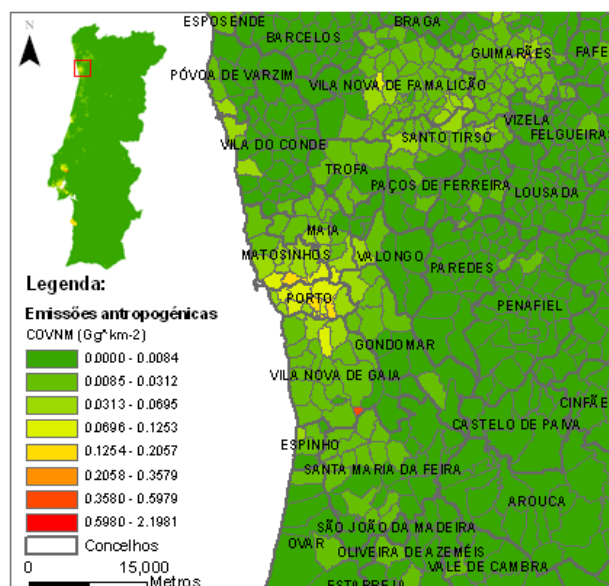


Figura E.2 - Emissões atmosféricas antropogénicas de COVNM (Gg.km<sup>-2</sup>), por freguesia, na AMP em 2006.

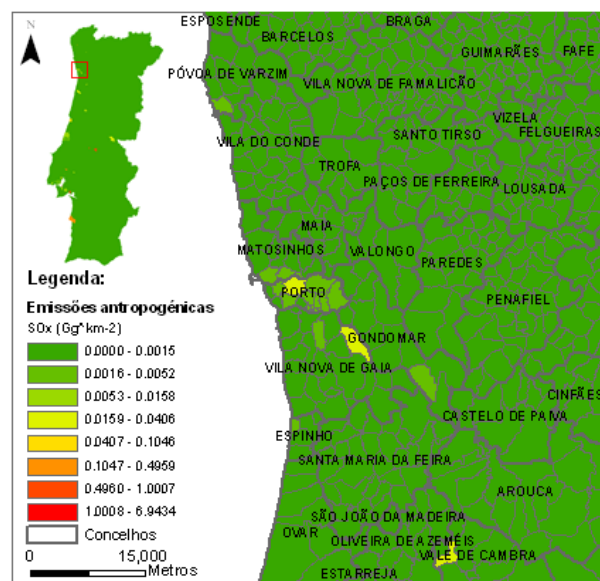


Figura E.3 - Emissões atmosféricas antropogénicas de SO<sub>x</sub> (Gg.km<sup>-2</sup>), por freguesia, na AMP em 2006.

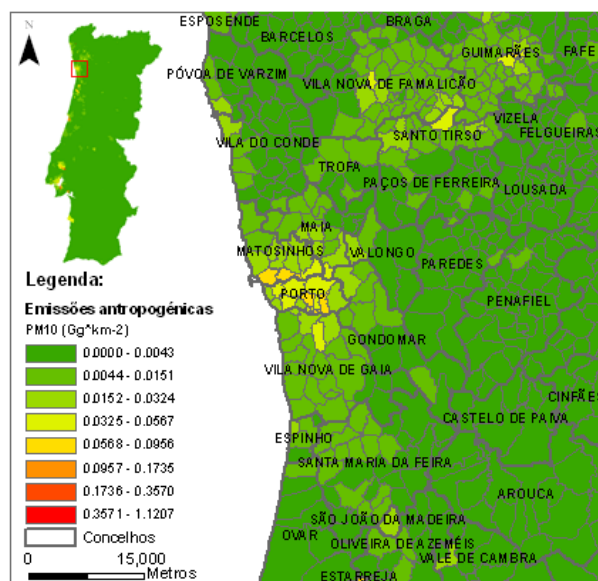


Figura E.4 - Emissões atmosféricas antropogénicas de PM<sub>10</sub> (Gg.km<sup>-2</sup>), por freguesia, na AMP em 2006.

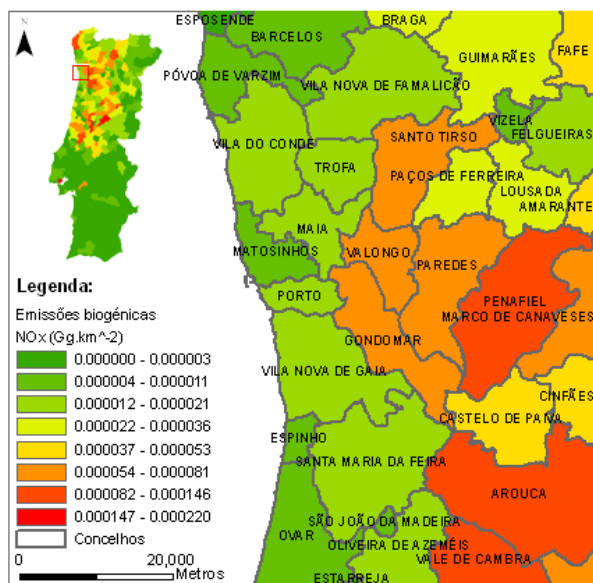


Figura E.5 - Emissões atmosféricas biogénicas de NO<sub>x</sub> (Gg.km<sup>-2</sup>), por freguesia, na AMP em 2006.

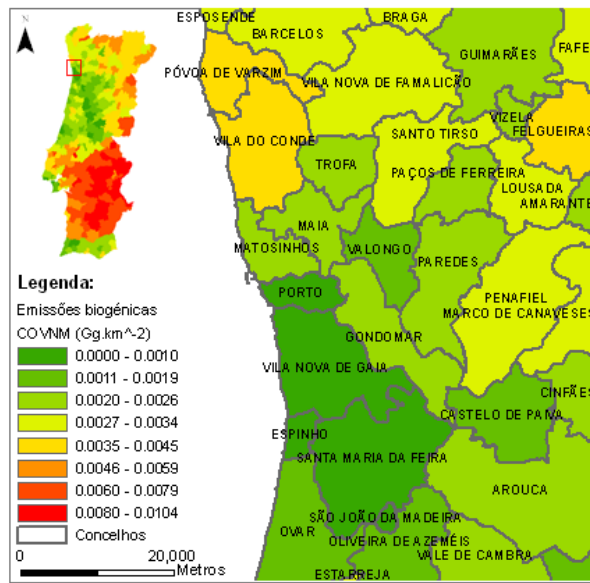


Figura E.6 - Emissões atmosféricas biogénicas de COVNM (Gg.km<sup>-2</sup>), por freguesia, na AMP em 2006.

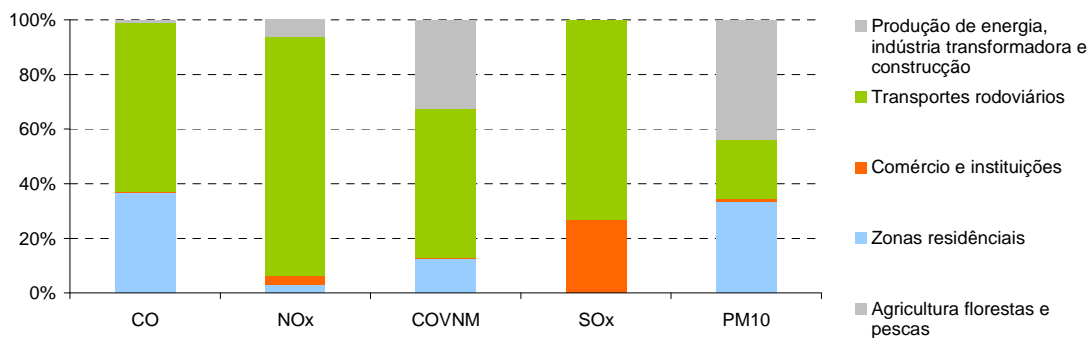


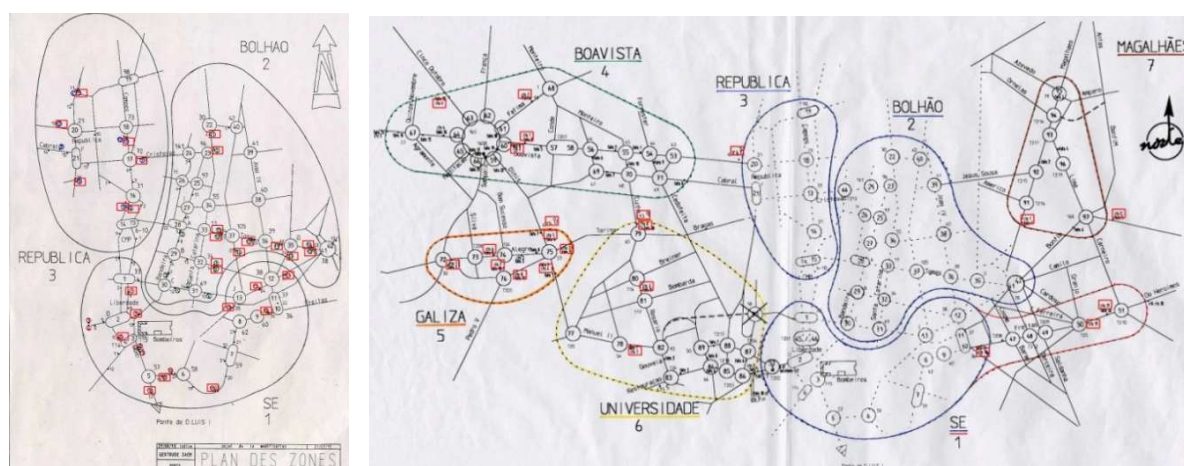
Figura E.7 - Emissões atmosféricas por sector de actividade no concelho do Porto em 2006 (Gg).

## **Anexo F**

Metodologia e resultados da monitorização do tráfego rodoviário a circular na VCI

## 1. Metodologia

A gestão do tráfego na cidade do Porto é efectuada pelo Sistema Inteligente de Gestão de Semáforos em Tempo Real (SIGA) que monitoriza um conjunto de zonas localizadas no centro da cidade. O sistema monitorizou, em 2004, oito zonas da cidade: Sé (16 contadores), Bolhão (14 contadores), República (8 contadores), Boavista (8 contadores), Galiza (8 contadores), Universidade (8 contadores), Magalhães (9 contadores) e a nova zona do Bessa (11 contadores) totalizando 82 pontos de amostragem, um aumento de 32% relativamente ao número de contadores em funcionamento em 2001 (Figura F.1). Contudo, este sistema não abrange a VCI. Para estimar o número de veículos nesta via de circulação realizaram-se, nos quatro sub-domínios definidos, três campanhas de contagem de tráfego por categoria de veículo recorrendo a imagens das câmaras vídeo localizadas nas zonas de estudo: a primeira entre 30/03 e 05/04/2004, a segunda entre o dia 12 e 20/03/2005, e a terceira campanha entre o dia 26 e 28/01/2006 (Tabela F.1).



Legenda: □ Contadores de tráfego com dados entre 2001 e 2004.

Figura F.1 - Localização dos contadores de tráfego no centro da cidade do Porto, entre 2001 e 2004.

Tabela F.1 - Plano de amostragem das campanhas de tráfego realizadas entre 30/03/2004 e 29/01/2006, nos quatro sub-domínios da VCI: Boavista, Prelada, Amial e Antas.

Campanha	Dias de amostragem	Código das câmaras de tráfego por sub-domínio:			
		Boavista	Prelada	Amial	Antas
1.º Campanha	Terça, 30/03/2004	-	-	C56	-
	Quarta, 31/01/2004	-	-	C56	C60
	Quinta, 01/04/2004	C52	C54	-	-
	Sexta, 02/04/2004	C52	-	-	C60
	Sábado, 03/04/2004	-	C54	C56	C60
	Domingo, 04/04/2004	-	C54	-	C60
	Segunda, 05/04/2004	C52	C54	C56	-
2.º Campanha	Sábado, 12/03/2005	-	C54	-	C60
	Domingo, 13/03/2005	C52	-	C56	-
	Segunda, 14/03/2005	-	C54	-	C60
	Terça 15/03/2005	C52	-	C56	-
	Quarta, 16/03/2005	-	C54	-	-
	Quinta, 17/03/2005	C52	-	C56	-
	Sábado, 19/03/2005	-	-	C56	-
Domingo, 20/03/2005	-	C54	-	C60	
3.º Campanha	Qui. 26/01/2006	C52	-	-	C60
	Sáb. 28/01/2006	C52	-	-	C60
	Dom. 29/01/2006	C52	-	-	C60

Todas as contagens foram efectuadas por categoria de veículo e ao longo de 24 h por sentido de tráfego. Consideraram-se cinco categorias de veículos: ligeiros de passageiros, ligeiros de mercadorias, pesados de passageiros, pesados de mercadorias e motociclos. Por se tratar de uma auto-estrada, os motociclos com menos de 50 c.c. não foram considerados. O esquema de contagens definido teve por base a análise de tráfego realizada para a cidade do Porto (§V.3.2.2.1). O procedimento de contagens foi previamente testado e validado com contagens completas. Na primeira campanha realizaram-se as contagens correspondentes aos primeiros 15 min de cada 30 min, o que fez um total de 48 períodos por dia que corresponde a 12 h de contagens por cada sentido de tráfego e ponto de amostragem. Dada a extensão do trabalho, nas campanhas seguintes optou-se por nos dias úteis realizar as contagens apenas dos primeiros 5 min de cada 15 min. Nas horas de ponta da manhã, entre 07H00 e as 10H00, devido à grande variabilidade de tráfego reforçou-se o período de contagem, optando-se por contabilizar os primeiros 5 min de cada 10 min. Durante o fim-de-semana, devido à grande redução de tráfego, contabilizaram-se apenas os primeiros 5 min de cada hora. Das três campanhas realizadas excluíram-se, devido a problemas com a monitorização, 6,3% de dados da 1ª campanha e 0,9% da 2ª campanha.

## 2. Análise de tráfego na cidade do Porto

A utilização das contagens relativas aos 49 contadores de tráfego comuns entre 2001 e 2004, permitem analisar o tráfego na cidade ao longo dos últimos anos. A análise destes

dados revela que é durante a noite, aos fins-de-semana, nos feriados e nos meses de Verão, especialmente no mês de Agosto, que se registam os menores fluxos de tráfego na cidade. Salienta-se ainda o padrão praticamente constante do tráfego ao longo dos dias da semana de trabalho em oposição ao Sábado e ao Domingo. Relativamente à variação horária, regista-se um crescimento abrupto no período da manhã, entre as 07H00 e as 10H00 da manhã, mas que vai diminuindo lentamente durante o dia sendo o decréscimo mais acentuado entre as 18H00 e as 05H00 da madrugada (Figura F.2).

Em 50% dos meses analisados registou-se uma diminuição dos valores médios ao longo dos quatro anos. Nos restantes meses, à excepção de Março, verifica-se também uma tendência de redução até 2003 e inversão da tendência em 2004 durante os meses de Verão (Figura F.2a). A análise semanal (Figura F.2b) mostra a mesma tendência sendo evidente um decréscimo durante as semanas do mês de Agosto, devido ao período de férias, registando-se uma redução global média neste período de 13%. A título de exemplo, em 2004, os dias úteis registaram um fluxo médio diário de 375 veículos por hora enquanto durante o fim-de-semana assinalaram-se quebras de 22% (Figura F.2c). As reduções de tráfego automóvel têm-se acentuado durante o período diurno entre as 08H00 e as 18H00 verificando-se contudo um aumento em 2004 do tráfego nocturno (Figura F.2d).

A análise individualizada dos 49 contadores de tráfego considerados mostra que 44% registam uma diminuição constante do número de veículos. Por outro lado, cerca de 12% registam um incremento do número de veículos em circulação, sendo mais significativo na zona da baixa da cidade nomeadamente nas zonas 1, 2 e 3 (Figura F.3). Assim, apesar do aumento do parque automóvel nacional (ACAP, 2004a), verifica-se uma tendência média de diminuição do volume do tráfego no centro da cidade do Porto em cerca de 9% entre 2001 e 2004. Esta diminuição poderá estar relacionada não só com o aumento do custo do estacionamento e dos combustíveis mas também com o aumento da qualidade da rede de transportes públicos da cidade.

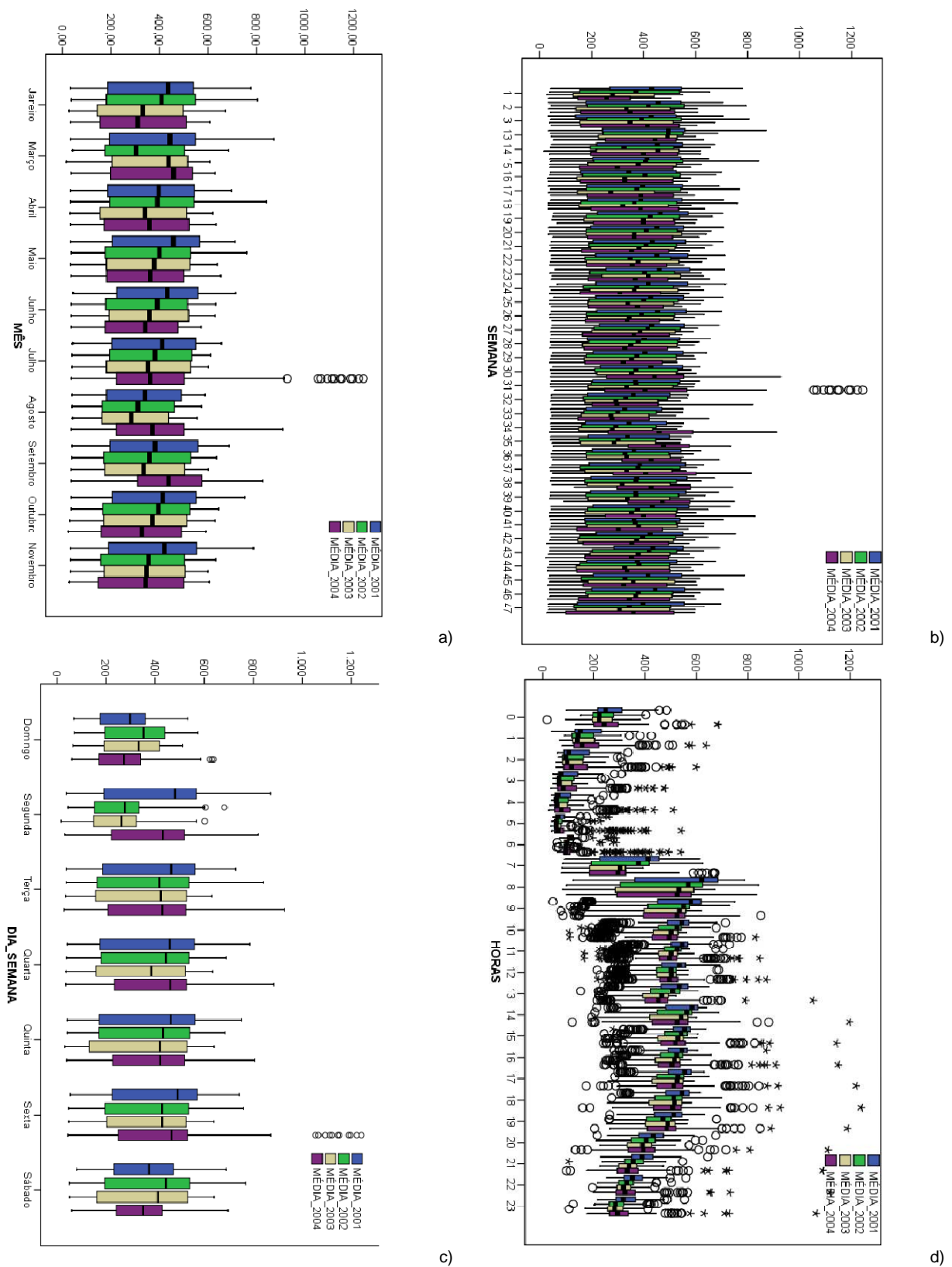


Figura F.2 - Variação média do tráfego monitorizado pelo sistema SIGA na cidade do Porto, entre os anos 2001 e 2004 por: a) mês; b) semana; c) por dia da semana; e d) hora.

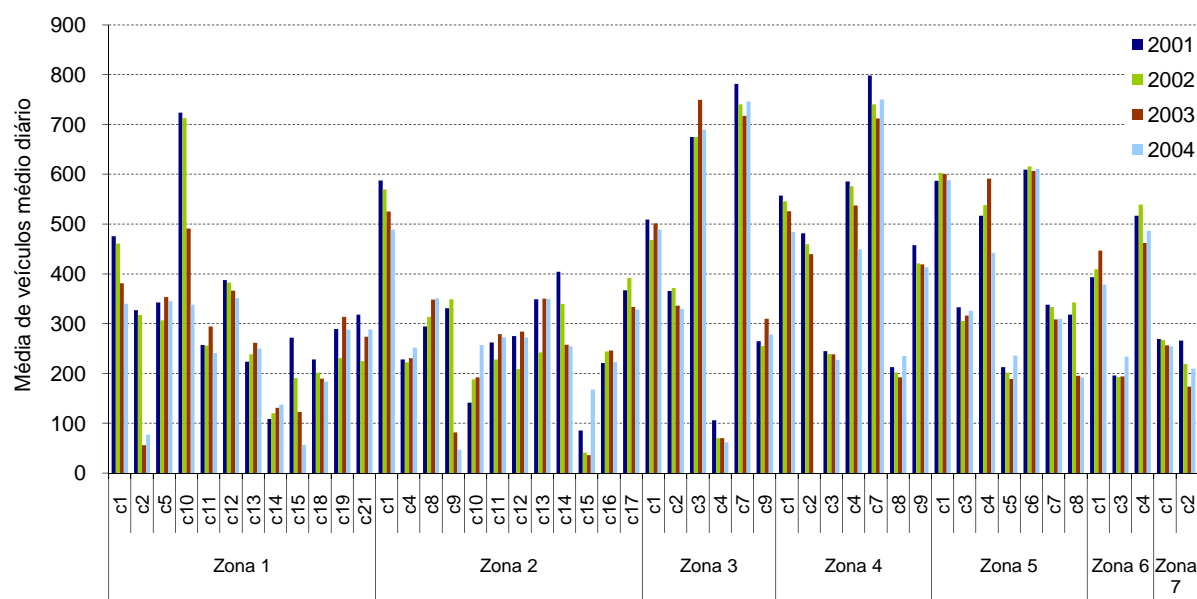


Figura F.3 - Evolução do tráfego médio anual na cidade do Porto (contadores do Sistema SIGA) entre 2001 e 2004.

### 3. Análise de tráfego na VCI

Em média, a curva obtida para a estimativa anual em base horária do tráfego rodoviário que circula na VCI acompanha os valores de referência para os quatro sub-domínios, permitindo assim efectuar uma análise mais abrangente para o domínio em estudo (Figura F.4).

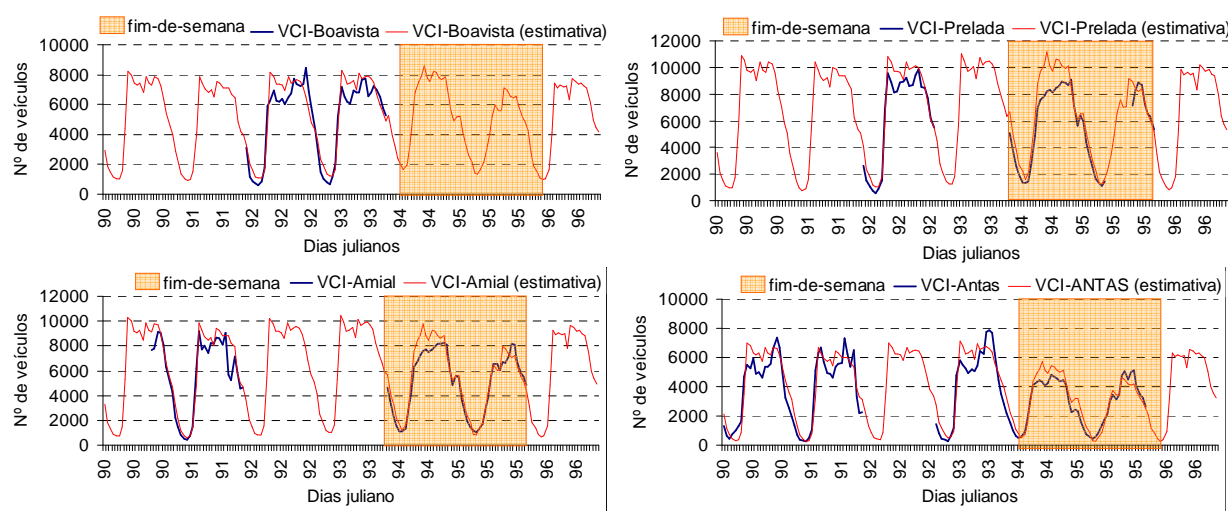


Figura F.4 - Variação horária do número de veículos observado e estimado, por sub-domínio da VCI, para o período de 30/03-05/05/2004.

Globalmente, durante os dias úteis o maior fluxo de tráfego é registado na Prelada, cerca de 162 mil veículos diariamente em ambos os sentidos, sendo as Antas a zona mais calma com



94 mil veículos. O tráfego é caracterizado por 84,0% de ligeiros de passageiros, 10,7% ligeiros de mercadorias, 4,6% pesados de mercadorias e apenas 0,3% pesados de passageiros. Os motociclos constituem a fracção restante, cerca de 0,4%. Esta distribuição média flutua relativamente pouco entre os dois sentidos de tráfego (Arrábida/Freixo ou Freixo/Arrábida). Pelo contrário, existe uma diferença significativa no padrão de distribuição de fim-de-semana quando comparado com o verificado ao longo da semana de trabalho. Destacam-se as diferenças registadas entre os veículos ligeiros de passageiros e pesados de mercadorias, atingindo os primeiros quotas 10 a 20% mais elevadas ao fim-de-semana e os segundos apenas valores residuais, em particular ao domingo, como seria de esperar, dada a legislação em vigor restritiva da circulação deste tipo de veículos neste período (Barros et al., 2005).

Em termos de distribuição percentual das diferentes classes de veículos nos diferentes sub-domínios, verifica-se que durante os dias úteis os sub-domínios da Prelada e do Amial apresentam um perfil de tráfego essencialmente associado à circulação de veículos ligeiros de passageiros. Situação diferente regista-se nos sub-domínios da Boavista e das Antas onde o tráfego pesado de mercadorias corresponde a mais do dobro da média da VCI (cerca de 10%). Este padrão de distribuição indicia a presença de tráfego pesado de longo curso nos sub-domínios das Antas e da Boavista, justificado pela presença dos nós de Francos e das Antas, ambos distribuidores de tráfego para Norte e Nordeste. No que respeita à circulação de veículos pesados de passageiros, a sua presença é baixa face às restantes classes e praticamente constante, quer em termos temporais, quer em termos espaciais. Os motociclos apresentam um peso relativamente baixo, destacando-se apenas o sub-domínio da Boavista face às restantes zonas (Barros et al., 2005).

A análise da variação diária do tráfego por sub-domínio, permitiu constatar que durante os dias úteis, os valores mínimos de tráfego são registados durante a noite, entre as 03H00 e as 04H00, enquanto os máximos registam-se durante a manhã pelas 09H00, e/ou à tarde pelas 18H00, sendo esta marcada essencialmente pelos veículos ligeiros de passageiros. Ao fim-de-semana os valores mínimos verificam-se mais tarde, entre as 05H00 e as 07H00 e os valores máximos cerca das 13H00 e das 18H00 (Figura F.5).

No que respeita à análise da distribuição percentual das diferentes classes de veículos a circular na VCI, verifica-se que durante o período de amostragem, em média, circularam diariamente em ambos os sentidos cerca de 105 mil veículos durante os fins-de-semana e cerca de 130 mil durante os dias úteis. As diferenças entre dias úteis e fim-de-semana

mostram que, globalmente, os dias úteis registam mais 30% de tráfego nos sub-domínios da Boavista e Antas e cerca de 15% nos sub-domínios da Prelada e Amial. Porém, uma análise detalhada mostra que durante o período nocturno, o fim-de-semana apresenta valores superiores. As diferenças aumentam desde os 40% às 24H00 até aos cerca de 70% às 03H00, altura a partir da qual as diferenças se atenuam. Durante o período diurno as variações são bastante díspares, sendo que os valores ao fim-de-semana são em média 10 a 75% inferiores (Figura F.5).

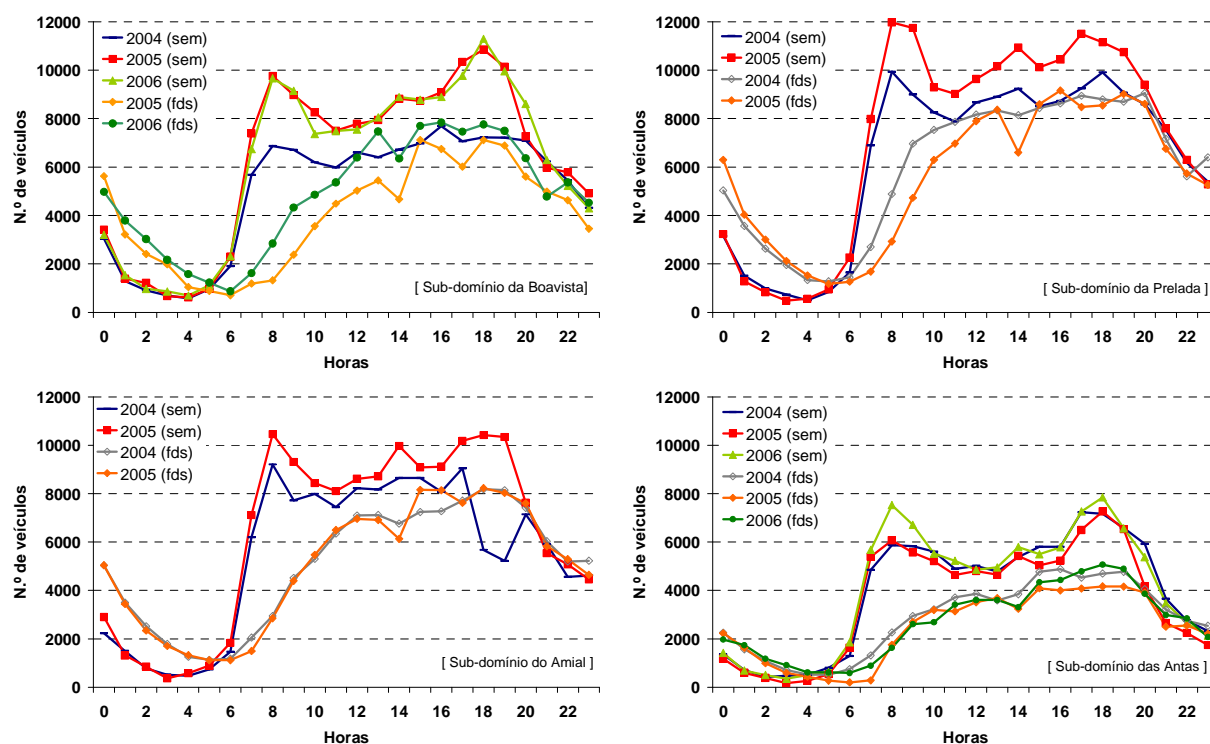


Figura F.5 - Variação média diária do volume de tráfego horário na VCI por sub-domínio e tendo em conta a distinção entre dia útil e fim-de-semana para as campanhas de 2004, 2005 e 2006.

## **Anexo G**

Emissões atmosféricas EPER registadas num raio de 30 km em volta da cidade do Porto,  
em 2001 e 2004.

Tabela G.1 - Emissões atmosféricas das indústrias classificação pelo EPER no domínio de estudo, em 2001 e em 2004 (EuroGeographics, 2009).

Empresa	Longitude / Latitude	Concelho	Poluente	Quantidade (t)	
				2001	2004
RAR - Cogeração Unipessoal Lda.	-8.645628 / 41.174586	Porto	SO <sub>2</sub>	-	158
			Níquel	-	0,0918
Monteiro Ribas - Indústrias SA	-8.617592 / 41.183216		COVNM	1400	770
Ernesto do Sousa Ribeiro SA	-8.644076 / 41.166507		Tricloroetano	60	47
Unidade Fabril de Avintes	-8.531148,4 / 1.086923		NO <sub>x</sub>	429	192
			SO <sub>x</sub>	206	307
			Arsénio	-	0,0232
			Chumbo	0,706	0,348
Aterro Sanitário de Vila Nova de Gaia e Santa Maria da Feira	-8.584110 / 41.047243	Vila Nova de Gaia	CH <sub>4</sub>	-	372
Soplari Portugal	-8.553568 / 41.030773		COVNM	-	863
SN MAIA Siderurgia Nacional, SA	-8.554412 / 41.257542	Maia	CO	-	2 660
			CO <sub>2</sub>	535 000	167 000
			NO <sub>x</sub>	134	143
			SO <sub>x</sub>	243	241
			Arsénio	-	0,0571
			Níquel	0,191	0,0898
			Chumbo	0,671	0,616
			Zinco	6,73	3,18
			PM10	-	73,2
			PortCast, Fundação nodular SA	-8.600008 / 41.229552	
			Mercúrio	-	0,138
Central de Ciclo Combinado da Tapada do Outeiro	-8.441872 / 41.057915	Gondomar	CO <sub>2</sub>	2 720 000	2 310 000
			N <sub>2</sub> O	-	31,5
			NO <sub>x</sub>	3 170	2 410
Central de Tratamento de Resíduos Urbanos do Grande Porto	-8.652983 / 41.227506	Valongo	CO <sub>2</sub>	-	369 000
			NO <sub>x</sub>	259	383
			HCl	17	12,3
Unicer Cervejas SA - Centro de Produção de Leça do Balio	-8.626640 / 41.213630	Matosinhos	NO <sub>x</sub>	389	319
Refinaria do Porto	-8.710568 / 41.202227		CO	-	313 000
			CO <sub>2</sub>	958 000	1 130 000
			N <sub>2</sub> O	-	11,3
			COVNM	-	374
			NO <sub>x</sub>	2 380	2 660
			SO <sub>x</sub>	15 400	10 700
			Cádmio	0,269	0,523
			Crómio	1,7	0,532
			Cobre	-	0,275
			Níquel	11,4	1,42
Zinco	-	1,58			
Aterro Sanitário de Santo Tirso	-8.488712 / 41.342600	Santo Tirso	CH <sub>4</sub>	-	156

## **Anexo H**

Avaliação da qualidade do ar, para a AMP em 2006, segundo os limites de protecção à saúde humana a alcançar em 2010.

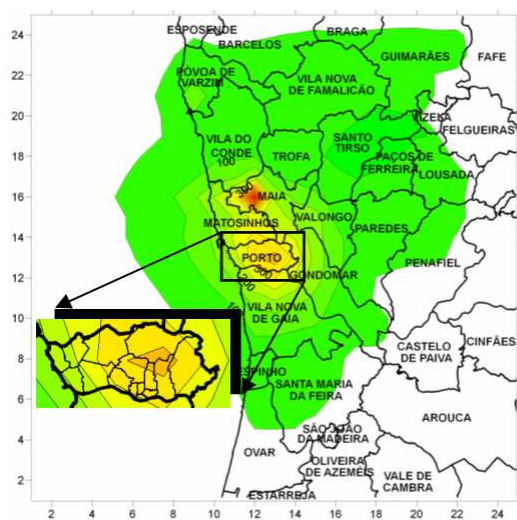


Figura H.1 - Concentração média horária de CO ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), no domínio de estudo, em 2006.

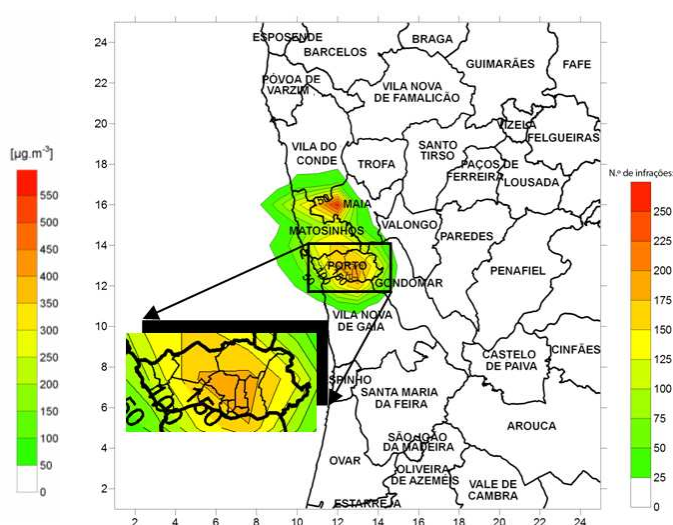


Figura H.2 - Número de infrações ao valor limite para a protecção da saúde humana de CO ( $10 \text{ mg.m}^{-3}$  - máximo diário das médias de 8h) no domínio de estudo, em 2006.

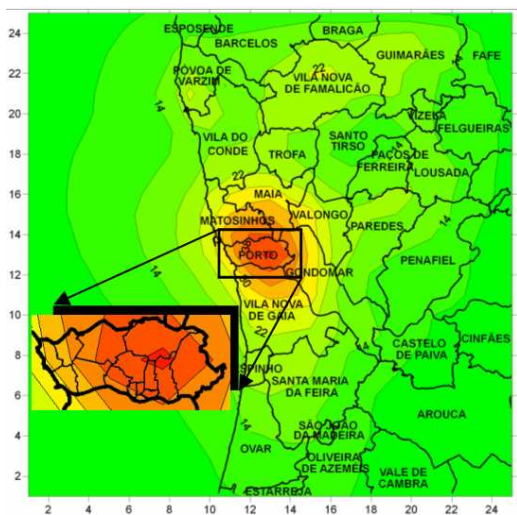


Figura H.3 - Concentração média horária de NO<sub>2</sub> ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), no domínio de estudo, em 2006.

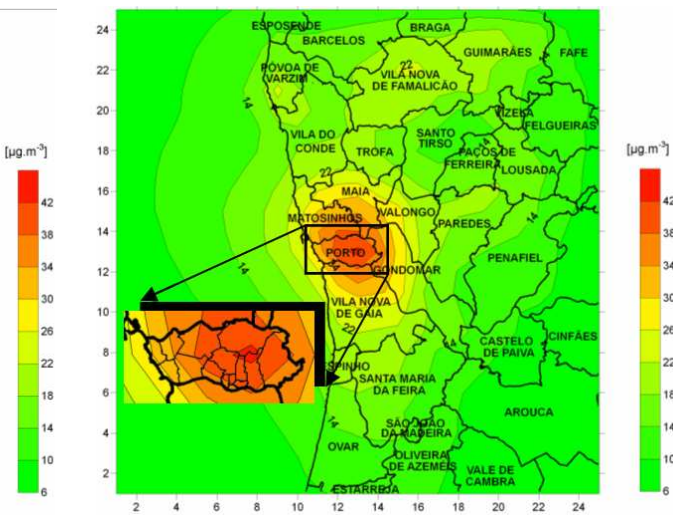


Figura H.4 - Concentração média de 3 horas de NO<sub>2</sub> ( $\mu\text{g.m}^{-3}$ ), no domínio de estudo, em 2006.

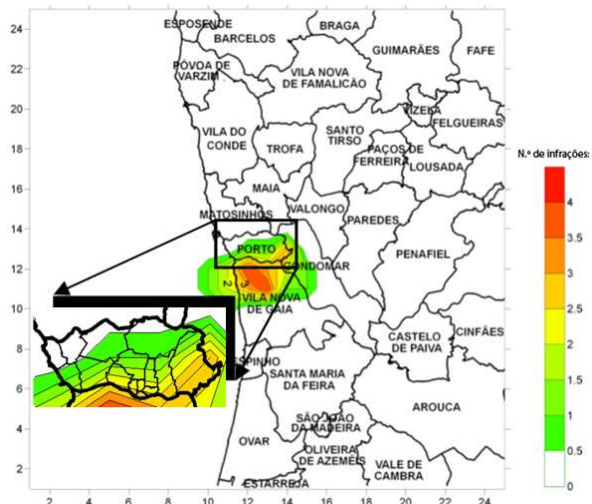


Figura H.5 - Número de infracções ao valor limite horário para a protecção da saúde humana de NO<sub>2</sub> (200 µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

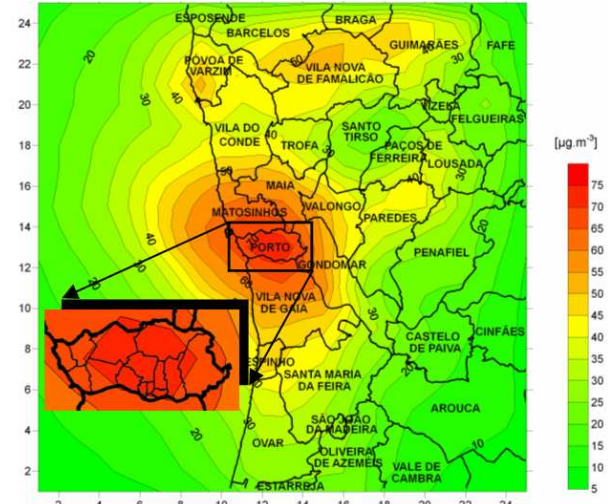


Figura H.6 - Concentração média anual para o NO<sub>2</sub> (µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

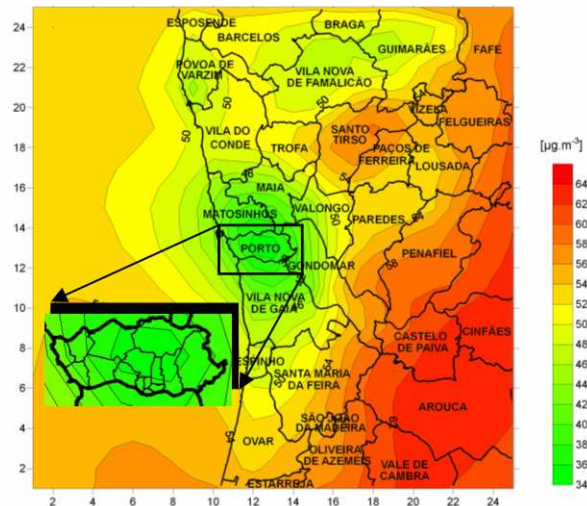


Figura H.7 - Concentração média horária de O<sub>3</sub> (µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

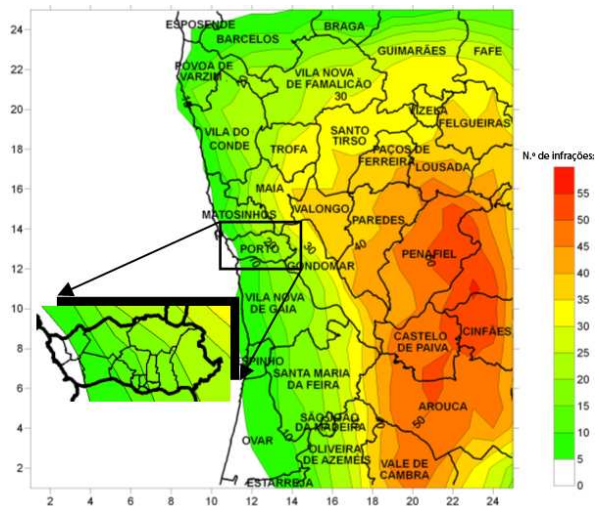


Figura H.8 - Número de infracções ao valor alvo para a protecção da saúde de O<sub>3</sub> (120 µg.m<sup>-3</sup> - máximo das médias octo-horárias do dia), no domínio de estudo, em 2006.

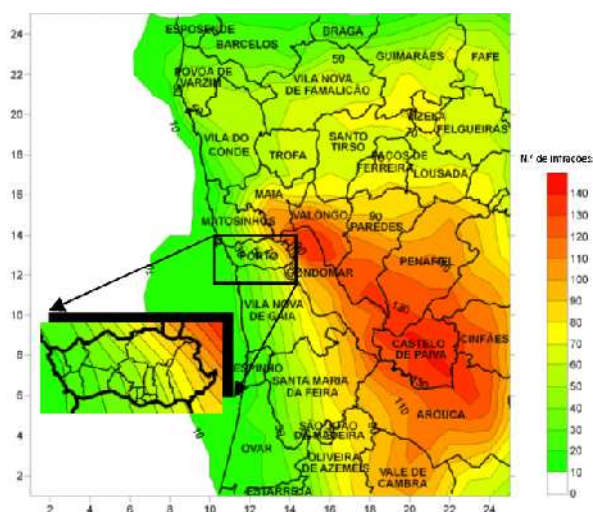


Figura H.9 - Número de infrações ao limiar de informação de O<sub>3</sub> (180 µg.m<sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.

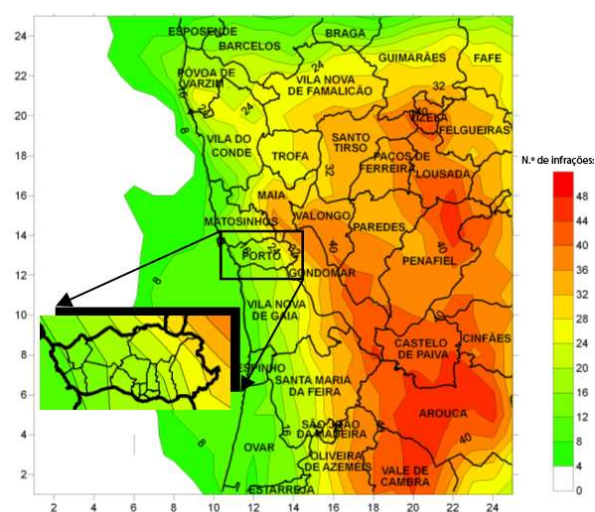


Figura H.10 - Número de dias de infração ao limiar de informação de O<sub>3</sub> (180 µg.m<sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.

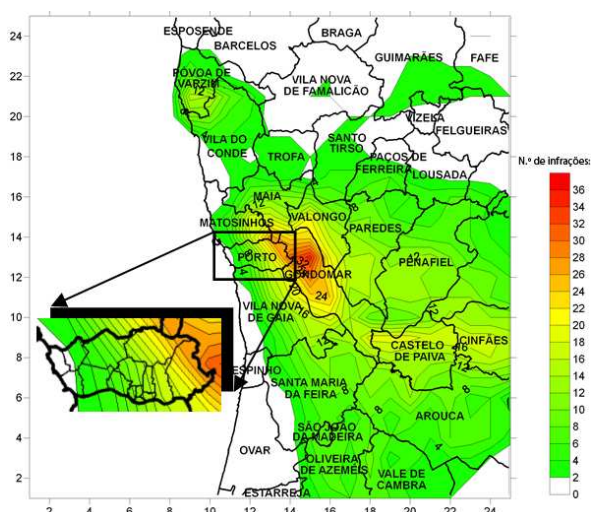


Figura H.11 - Número de infrações ao limiar de alerta de O<sub>3</sub> (240 µg.m<sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.

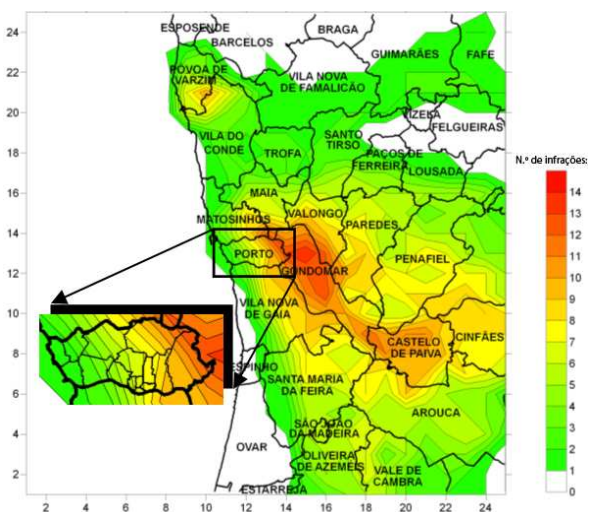


Figura H.12 - Número de dias de infração ao limiar de alerta de O<sub>3</sub> (240 µg.m<sup>-3</sup> - média horária), no domínio de estudo, em 2006.



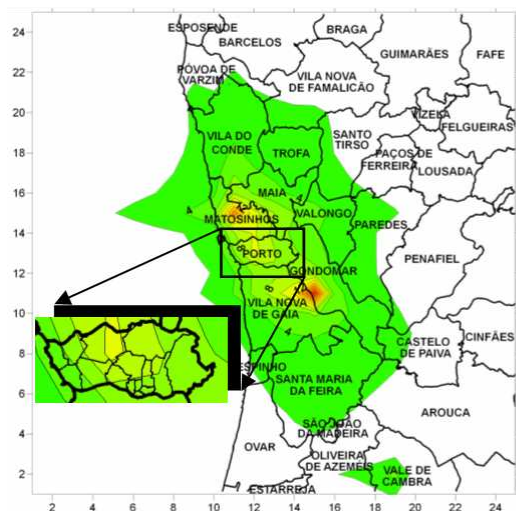


Figura H.13 - Concentração médias horária de SO<sub>2</sub> (µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

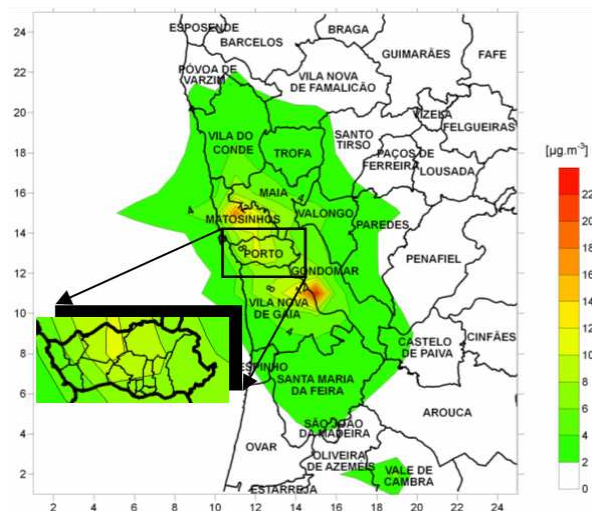


Figura H.14 - Concentração média diária de SO<sub>2</sub> (µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

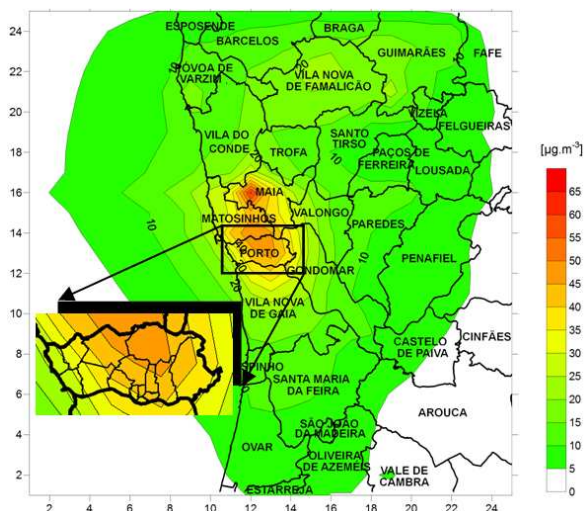


Figura H.15 - Concentração média diária de PM<sub>10</sub> (µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

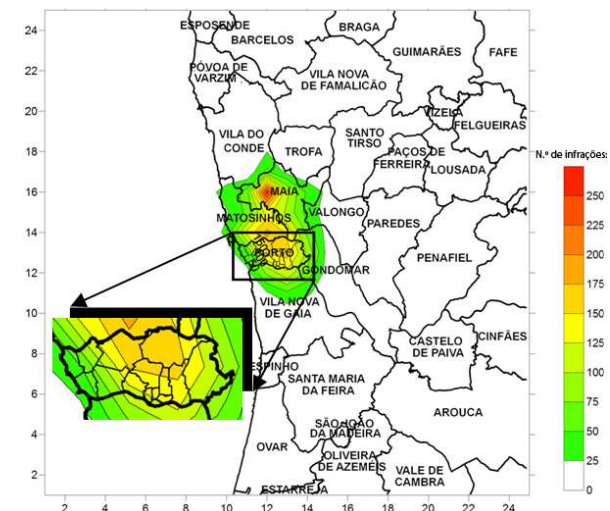


Figura H.16 - Número de infrações ao valor limite diário para a protecção da saúde humana de PM<sub>10</sub> (50 µg.m<sup>-3</sup>), no domínio de estudo, em 2006.

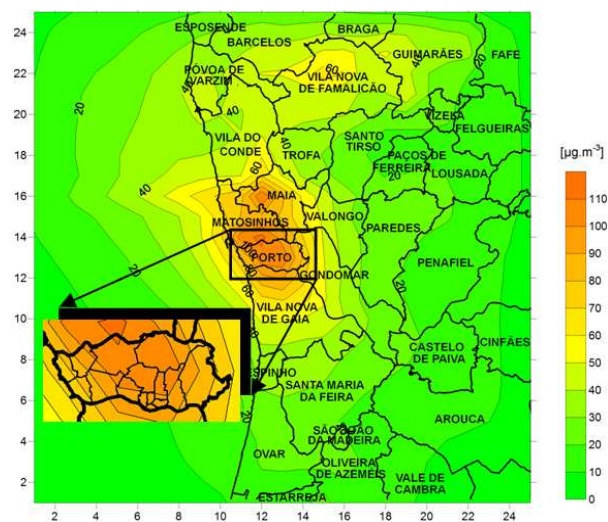


Figura H.17 - Concentração média anual de  $PM_{10}$  ( $\mu g \cdot m^{-3}$ ), no domínio de estudo, em 2006.

## **Anexo I**

Evolução da taxa de mortalidade padronizada, para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, em Portugal, entre 1984 e 2004.

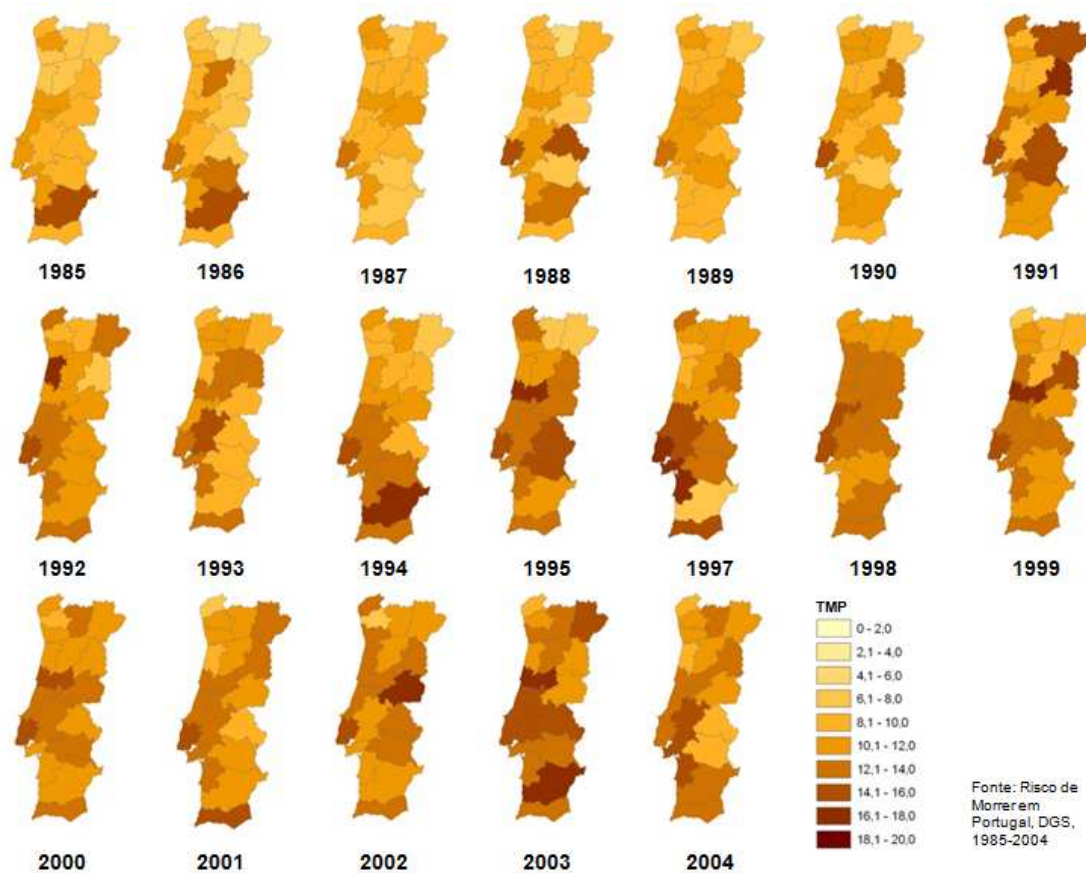


Figura I.1 - Evolução da taxa de mortalidade padronizada (por 100 000 habitantes), para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos em Portugal por distrito, entre 1985 e 2004 (Adaptado: Risco de Morrer em Portugal, DGS, 1985-2004).

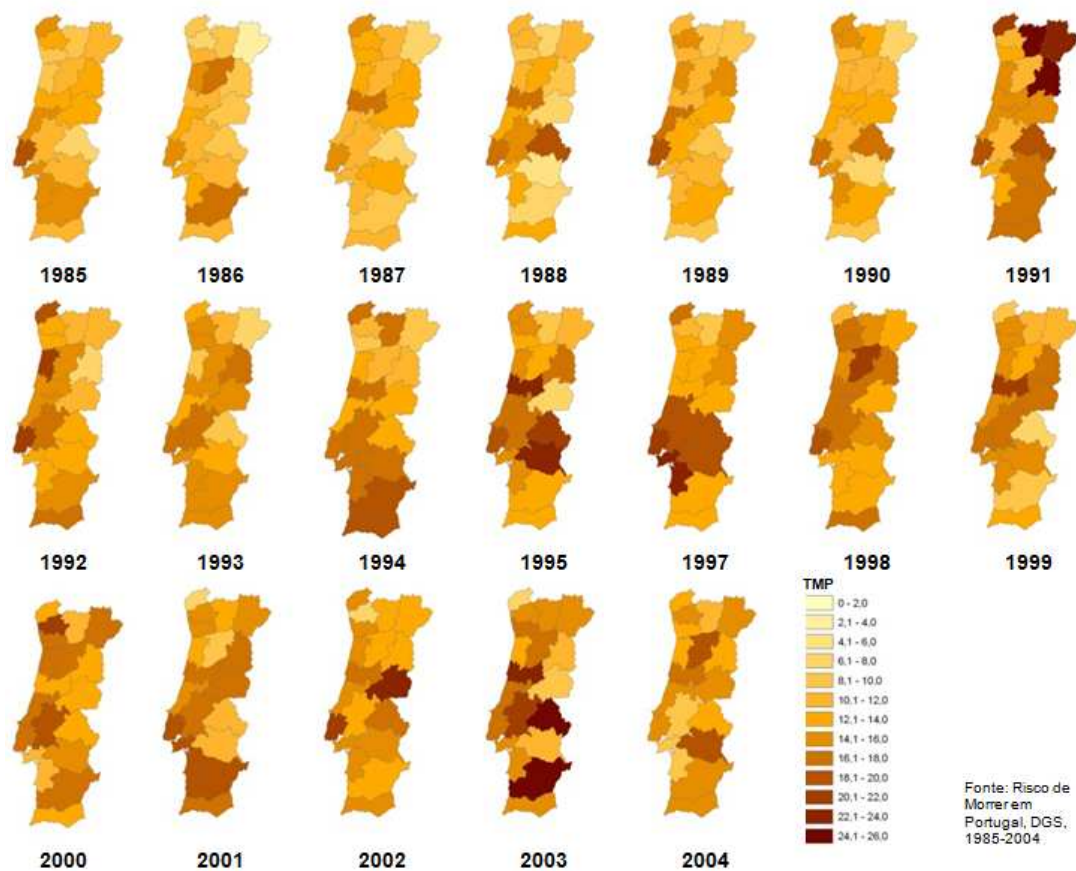


Figura I.2 - Evolução da taxa de mortalidade padronizada (por 100 000 habitantes), para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, para o sexo masculino, em Portugal por distrito, entre 1985 e 2004 (Adaptado: Risco de Morrer em Portugal, DGS, 1985-2004).

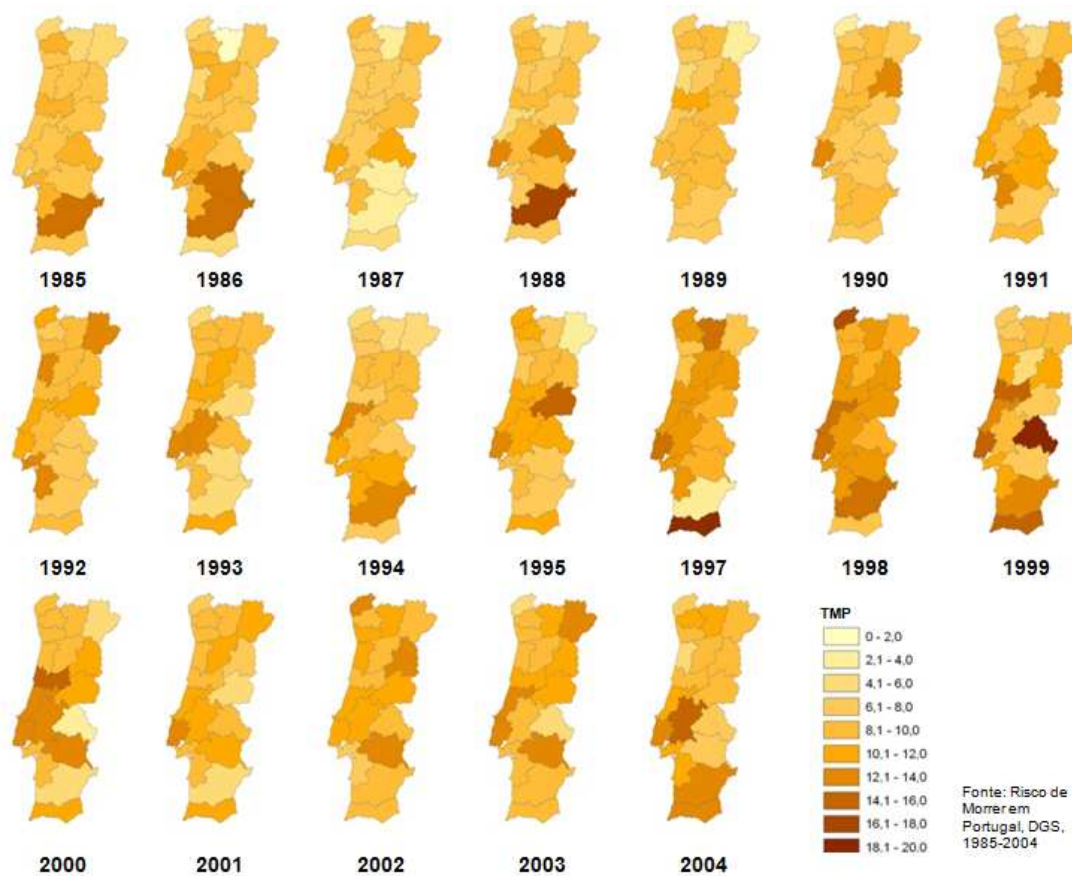


Figura I.3 - Evolução da taxa de mortalidade padronizada (por 100 000 habitantes), para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, para o sexo feminino, em Portugal por distrito, entre 1985 e 2004 (Adaptado: Risco de Morrer em Portugal, DGS, 1985-2004).

## **Anexo J**

Número de casos diagnosticados com tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, na AMP, entre 2000 e 2002.

Tabela J.1 - Composição da amostra de dados de neoplasias correspondentes a linfomas de Hodgkin (C81), linfomas de não Hodgkin (C82-85, C96) e leucemias (C90-95), por sexo, registados nos concelhos da AMP entre 2000 e 2002 (ICD-10).

Concelhos	Número de casos por tipo de tumor e sexo (ICD-10)									Total
	Linfoma de Hodgkin (C81)			Linfoma de não Hodgkin (C82-85, C96)			Leucemias (C90-95)			
	H	M	HM	H	M	HM	H	M	HM	
Gondomar	8	4	12	33	17	50	27	23	50	112
Maia	4	4	8	19	12	31	15	22	37	76
Matosinhos	8	7	15	24	20	44	26	20	46	105
Porto	12	15	27	68	60	128	58	46	104	259
Valongo	3	5	8	15	13	28	12	16	28	64
Vila do Conde	7	1	8	11	7	18	11	7	18	44
Vila Nova de Gaia	14	11	25	47	43	90	51	47	98	213
<b>Total</b>	<b>56</b>	<b>47</b>	<b>103</b>	<b>217</b>	<b>172</b>	<b>389</b>	<b>200</b>	<b>181</b>	<b>381</b>	<b>873</b>

H: Homens; M: Mulheres; HM: Homens e mulheres.

Tabela J.2 - Composição da amostra de dados de neoplasias correspondentes a leucemias, linfomas de Hodgkin, linfomas de não Hodgkin, por sexo e classe etária, registados na cidade do Porto, entre 2000 e 2002.

Classe	População residente			Número de casos por tipo de tumor e sexo:												
				Linfoma de Hodgkin			Linfoma de não Hodgkin			Leucemias			Todos			
	H	M	HM	H	M	HM	H	M	HM	H	M	HM	H	M	HM	
<4	5399	5033	10432	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
05-09	5840	5574	11414	0	0	0	1	0	1	2	1	3	3	1	4	
10-13	5193	4929	10122	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
14-19	9687	9397	19084	1	1	2	1	0	1	2	1	3	4	2	6	
20-24	10102	10280	20382	2	2	4	0	0	0	0	0	0	2	2	4	
25-64	64847	75847	140694	6	4	10	27	13	40	23	20	43	56	37	93	
>=65	18647	32356	51003	3	5	8	32	41	73	29	24	53	64	70	134	
<b>Total</b>	<b>119715</b>	<b>143416</b>	<b>263131</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>24</b>	<b>61</b>	<b>54</b>	<b>115</b>	<b>56</b>	<b>46</b>	<b>102</b>	<b>129</b>	<b>112</b>	<b>241</b>	

H: Homens; M: Mulheres; HM: Homens e mulheres.



**Anexo K**

Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para os tumores malignos que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, por sexo e freguesia, registados na AMP.

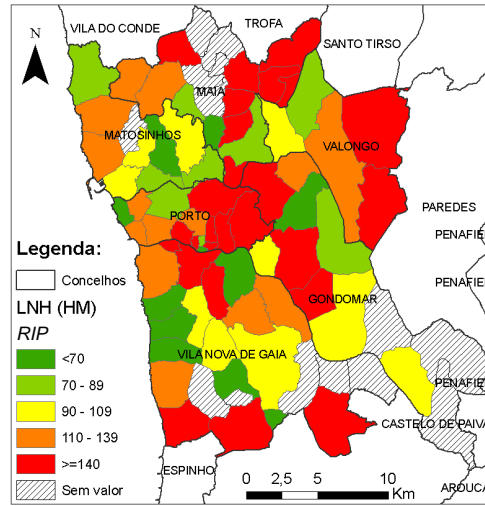
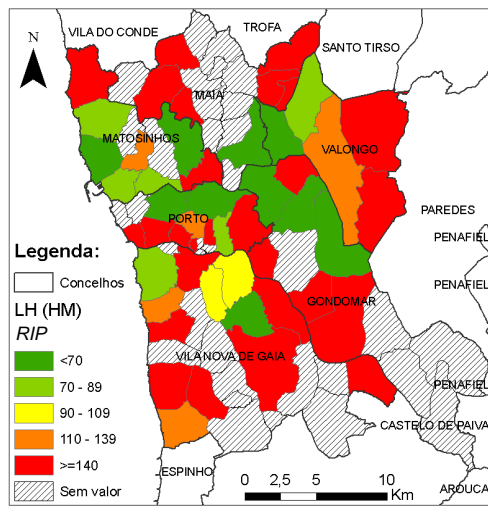
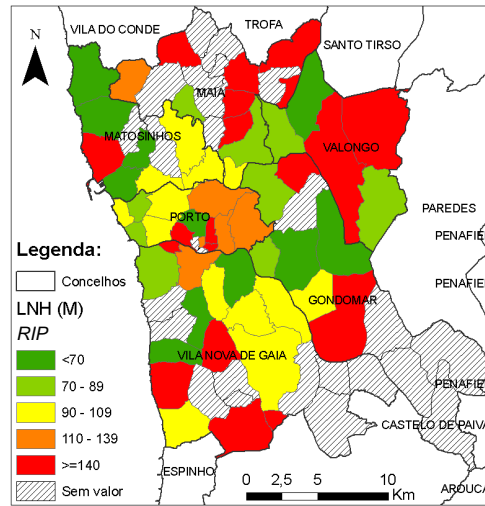
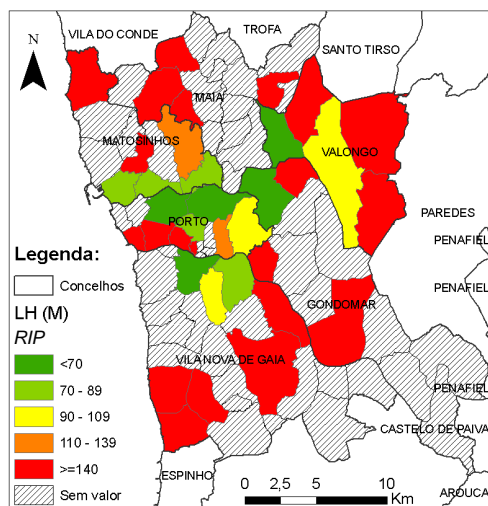
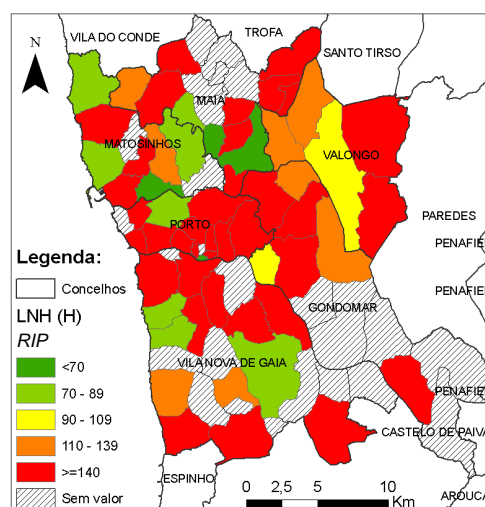
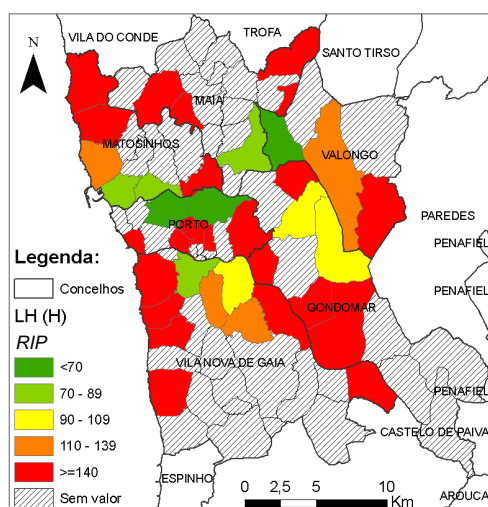


Figura K.1 – Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de Hodgkin, por sexo e freguesia, registados na AMP.

Figura K.2 – Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para os linfomas de não-Hodgkin, por sexo e freguesia, registados na AMP.

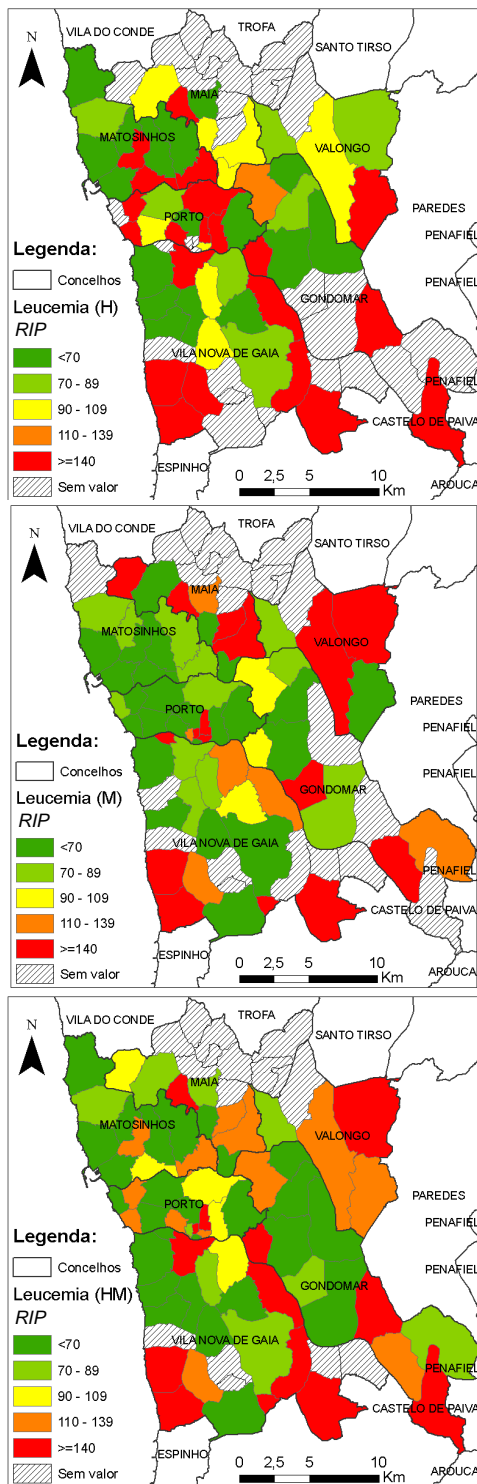


Figura K.3 - Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, para leucemias, por sexo e freguesia, registados na AMP.

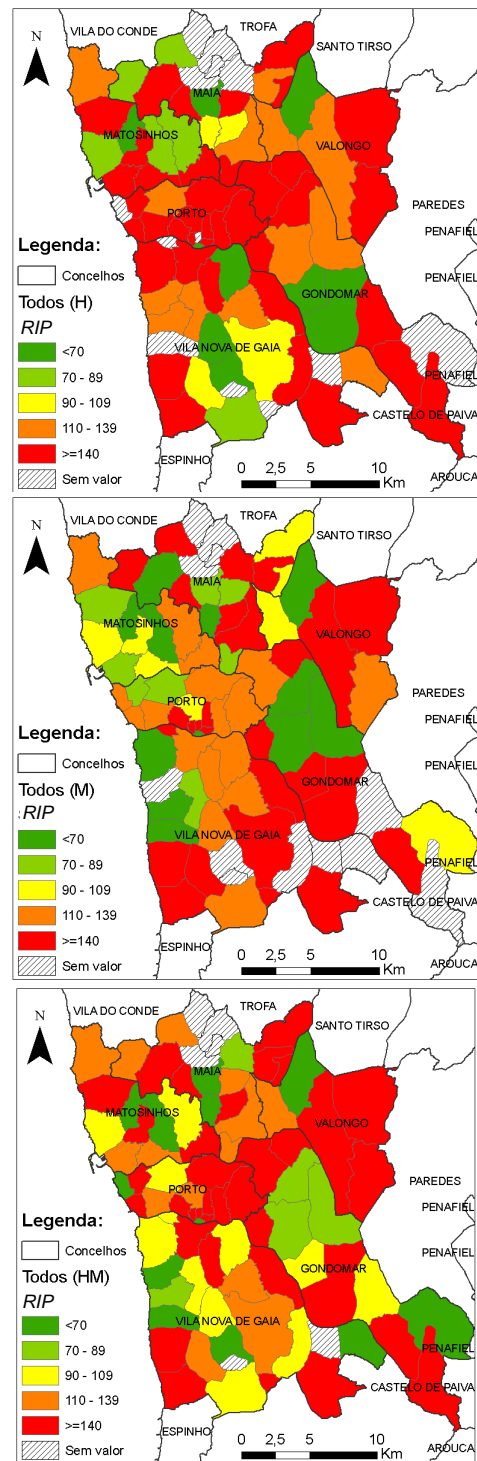


Figura K.4 - Valor da *RIP* média anual, entre 2000 e 2002, de neoplasias que afectam os tecidos linfáticos e órgãos hematopoiéticos, por sexo e freguesia, registados na AMP.