



FCTUC DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Modelação de Poluentes Atmosféricos em Área Urbana do Concelho de Coimbra

Dissertação apresentada para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente na Especialidade de Território e Gestão do Ambiente

Autor

Tiago Pinto

Orientador

Prof. Dra. Oxana Anatovlievna Tchepel

Coorientador

Dra. Daniela Dias

Coimbra, Outubro, 2014

AGRADECIMENTOS

Quero começar por agradecer à Professora Dra. Oxana Tchepel, pela orientação, por todo o tempo despendido e todo o auxílio científico. Quero também deixar o meu agradecimento à Dra. Daniela Dias por toda a ajuda prestada.

Ao projeto EMSURE - Energy and Mobility for SUstainable REgions (CENTRO-07-0224-FEDER-002004) pela oportunidade de proporcionar estudos nesta matéria com o objetivo de tornar a Região Centro de Portugal mais sustentável no que toca a mobilidade e energia.

À Prof^ª. Dra. Ana Bastos e à Dra. Sílvia pela cedência do *viacount* assim como todas as instruções dadas para a utilização do equipamento. Ao Dr. Ruben Braz pela cedência do espaço para as filmagens.

Ao Observatório Geofísico e Astronómico da Universidade de Coimbra, na pessoa do Dr. Paulo Ribeiro, pela cedência dos dados meteorológicos.

Aos meus amigos Margarida, Cândida, João Diogo, Filipe, Catarina, Ana, Joana, Diana e Filipa por todo o apoio e por todos os momentos passados ao longo destes anos. Um agradecimento especial à Cândida, ao João Diogo e ao Filipe por me terem ajudado nas contagens. À Susana por ser a minha companheira de trabalho no perfil de Território e Gestão do Ambiente e por ser sempre uma voz amiga. Quero agradecer também a todos os outros meus amigos (Ana, Bárbara, César, Ana Soares, Pedro, Sónia e Susana) que, embora não estivessem em Coimbra para acompanhar todo este percurso, estiveram sempre do meu lado. Quero ainda agradecer a todos os elementos da QUANTUNNA e do NEEA/AAC por tudo o que aprendi, por todas as amizades criadas, eventos e trabalhos realizados sempre em benefício da academia.

E por fim, à minha família. Aos meus pais que sem eles e sem o sacrifício deles a concretização desta etapa nunca teria sido possível. Aos meus irmãos e cunhado por todo o carinho e ao meu afilhado Tomás por ser a fonte da minha motivação.

A todos, um muito obrigado!

RESUMO

As emissões de poluentes do tráfego rodoviário são uma das principais causas da degradação da qualidade do ar nas áreas urbanas. Assim, torna-se fundamental a caracterização da poluição atmosférica (origem, dispersão e composição) nas áreas urbanas, através da utilização de técnicas de modelação que se revelam importantes na caracterização da poluição, no cumprimento da legislação e na gestão da qualidade do ar.

O principal objetivo no âmbito desta dissertação foi avaliar a qualidade do ar numa área urbana do concelho de Coimbra, através da aplicação de um modelo de qualidade do ar Lagrangeano que é adotado pela Agência Federal Alemã do Ambiente, o *AUSTAL2000*. A utilização deste modelo prevê a introdução de dados de entrada, nomeadamente das emissões, meteorologia, topografia do terreno e edifícios. Para caracterização das emissões, elaborou-se uma campanha de contagens de tráfego, no dia 12 de Junho de 2014, para possibilitar uma estimativa dos volumes de tráfego na zona de estudo. Os volumes de tráfego estimados foram posteriormente utilizados no cálculo das emissões através do modelo de emissões *TREM*. Os dados meteorológicos foram fornecidos pelo Observatório Geofísico e Astronómico da Universidade de Coimbra para o dia das contagens, enquanto a topografia do terreno e os edifícios foram introduzidos no modelo com recurso a ferramentas SIG.

Por fim, após a obtenção dos resultados foi possível analisá-los espacialmente e compará-los com os valores medidos na estação de qualidade do ar da Avenida Fernão de Magalhães. Os valores máximos de concentração, obtidos pelo modelo na zona de estudo, de NO_2 e PM_{10} foram 87 e 31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os resultados obtidos permitiram concluir que os resultados da modelação, assim como os dados medidos, horários para NO_2 e diário para PM_{10} (34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), cumpriram os valores limite (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respetivamente) estabelecidos pela Diretiva 2008/50/CE. Por outro lado, os resultados da modelação apresentaram um bom desempenho, uma vez que, além de se observar uma boa concordância entre os valores medidos e os modelados, o tratamento estatístico dos dados revela uma boa correlação dos dados medidos e modelados, principalmente de PM_{10} .

Palavras-chave: poluentes, tráfego rodoviário, qualidade do ar, áreas urbanas, modelos de qualidade do ar, modelos de emissões.

ABSTRACT

Pollutant emissions from road traffic are a major cause of degradation of air quality in urban areas. Thus, the characterization of air pollution (source, dispersion and composition) in urban areas becomes essential, through the use of modelling techniques that prove important in the characterization of pollution, in compliance with legislation and the management of air quality.

The main objective in the context of this dissertation was to evaluate the air quality in an urban area of the municipality of Coimbra, through the application of a Lagrangian air quality model that is adopted by the German Federal Environment Agency, the AUSTAL2000. The use of this model predicts the introduction of input data, including emissions, meteorology, topography and buildings. For characterization of emissions, we prepared a campaign of traffic counts, on June 12, 2014, to allow an estimate of traffic volumes in the referred area. The estimated traffic volumes were then used to calculate emissions through the TREM emissions model. The meteorological data was provided by the Geophysical and Astronomical Observatory of the University of Coimbra for the campaign day, while the topography of the land and buildings was introduced in the model using GIS tools.

Finally, after obtaining the results it was possible to analyse them spatially and compare them with the values measured in the air quality station of Fernão de Magalhães Avenue. The maximum concentration values, obtained by the model in the stated area, of NO₂ and PM₁₀ were 87 and 31 µg/m³. The results showed that the modelling results, as well as the measured data, hourly for NO₂ and daily for PM₁₀ (34 µg/m³ and 41 µg/m³), met the limit values (50 µg/m³ and 200 µg/m³, respectively) established by the Directive 2008/50/CE. Moreover, the results of the modelling showed good performance, since, in addition to observe some agreement between the measured and modelled values, statistical processing of the data revealed a good correlation of the measured and modelled data, especially PM₁₀.

Keywords: pollutants, road traffic, air quality, urban areas, air quality models, emission models.

ÍNDICE

1 INTRODUÇÃO	1
2 ESTADO DA ARTE	4
2.1 Qualidade do Ar.....	4
2.1.1 Enquadramento Legal.....	5
2.1.2 Monitorização da Qualidade do Ar.....	7
2.1.3 Modelação da Qualidade do Ar.....	8
2.1.3.1 Modelos Gaussianos.....	9
2.1.3.2 Modelos Eulerianos.....	11
2.1.3.3 Modelos Lagrangeanos.....	12
2.2 Emissões.....	13
2.2.1 Tipos de Emissões do Tráf. Rodoviário.....	15
2.2.2 Modelos de Emissões.....	16
2.2.3.1 Modelos de Velocidade Média.....	17
2.2.3.2 Modelos de Situações de Tráfego.....	18
2.2.3.3 Modelos de Emissões Instantâneas.....	18
2.2.3 Medições.....	19
3 METODOLOGIA.....	20
3.1 AUSTAL2000.....	20
3.1.1 Sistemas de Coordenadas.....	20
3.1.2 Meteorologia.....	21
3.1.3 Emissões.....	23
3.1.3 Topografia e Edifícios.....	24
3.2 TREM.....	24
3.2.1 Ligação do TREM a outras ferramentas da Modelação.....	27
4. CASO DE ESTUDO.....	29
4.1 Definição e caracterização da área de estudo.....	29
4.1.1 Caracterização Demográfica.....	30
4.1.2 Caracterização Socioeconómica.....	30
4.1.3 Acessibilidade e Mobilidade.....	31
4.1.4 Caracterização Climatológica.....	33
4.1.5 Contribuição dos diferentes setores nas emissões em Coimbra.....	35
4.1.6 Monitorização da QA em Coimbra.....	36
4.2 Aplicação do modelo de emissões TREM.....	40

4.2.1 Dados de Entrada.....	41
4.2.2 Resultados.....	45
4.3 Aplicação do modelo de Qualidade do Ar AUSTAL2000.....	47
4.3.1 Dados de Entrada.....	47
4.3.2 Análise Espacial dos Resultados.....	53
4.3.3 Comparação dos resultados da modelação com os dados da monitorização...55	
4.3.4 Análise Estatística dos resultados.....	57
5 CONCLUSÕES.....	59
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62
ANEXOS.....	A-1

1 INTRODUÇÃO

O mundo está a tornar-se cada vez mais num ambiente urbano. Em 2014, a percentagem de população mundial que vive em áreas urbanas atingiu os 54%, enquanto em 1960 era apenas 34%, e estima-se que em 2050 este número atinja os 66% (UN, 2014). Calcula-se que as áreas urbanas consomem mais de 65% da energia mundial e que emitem 70% dos Gases de Efeito de Estufa (GEE), sendo as emissões dos veículos a maior fonte de poluição nas áreas urbanas (Chavez-Baeza e Sheinbaum-Pardo, 2014). Com o aparecimento do mundo industrializado e posteriormente os sistemas de transportes, nos dois últimos séculos, tem-se notado uma expansão das cidades, com a construção de aglomerados habitacionais, áreas comerciais e parques industriais. Este fenómeno, denominado de “expansão urbana”, é típico das cidades norte-americanas e surgiu nas cidades europeias em meados da década de 1950, crescendo territorialmente, em média 78%, enquanto a população cresceu em média cerca de 33% (Martins, 2012). Esta “expansão urbana” levou à migração das populações para os ambientes urbanos, o que teve implicações na mobilidade como resultado do crescimento territorial e populacional. Os centros urbanos de maior extensão territorial obrigam a uma maior dependência dos veículos rodoviários, de tal modo que os mais densos implicam maiores volumes de tráfego, maior congestionamento e menor eficiência do combustível. (Martins, 2012) Os transportes rodoviários, além das emissões provenientes das indústrias, são a principal causa da degradação da qualidade do ar nas áreas urbanas. Assim, a União Europeia tem-se deparado com graves problemas ambientais associados ao sobrepovoamento nas principais cidades europeias, que apresentam níveis de poluição preocupantes em alguns dos casos (Qadir *et al.*, 2013; Carslaw e Beevers, 2002).

Os transportes rodoviários, emitem alguns poluentes no processo de combustão que têm consequências para a saúde humana. Alguns destes poluentes são primários, ou seja, são diretamente emitidos pelos veículos. Outros são secundários, uma vez que são o produto da reação entre diferentes poluentes percussores na atmosfera. (Borrego *et al.*, 2000)

Segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO) (2014), em 2012 a exposição à poluição do ar foi responsável pela morte de cerca de 7 milhões de pessoas em todo o mundo, entre estes 600 mil na UE, das quais 482 mil destas mortes se deveram à poluição do ar ambiente. Neste sentido, a UE tem tomado medidas e elaborado políticas de forma a combater esta problemática. Foi publicada, a 21 de Maio de 2008, a Diretiva 2008/50/CE, relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa, que sublinha a importância de combater as emissões de poluentes na origem e identificar e implementar as medidas mais eficazes. O principal objetivo desta diretiva é fixar objetivos para a qualidade do ar tendo em conta as normas, orientações e programas da WHO. Esta diretiva veio reconhecer a importância da modelação da qualidade do ar, impondo a aplicação de técnicas de modelação,

para permitir a interpretação de dados em termos geográficos das concentrações (CE, 2008). Foi transposta para a Legislação Portuguesa no Decreto-Lei 102/2010 publicado a 10 de Setembro de 2010, que estabelece valores limite. Embora as emissões do transporte venham a diminuir, ainda existem, em toda a Europa, muitas áreas onde os valores limite de concentração de diversos poluentes, principalmente devido ao tráfego rodoviário, são ultrapassados. (EEA, 2012).

A avaliação da qualidade do ar tem sido feita, tradicionalmente, através de monitorização. Para a compreensão e avaliação da situação da qualidade do ar, deve-se fornecer informações mais amplas, através da combinação da modelação e da monitorização (Denby *et al.*, 2011). A modelação é uma ferramenta essencial para o desenvolvimento de medidas de redução de emissões atmosféricas e planos de qualidade do ar, que simula a dispersão dos gases e partículas e ajuda a prever a concentração de poluentes na atmosfera, que podem ser comparados com medições (Borge *et al.*, 2014). A Diretiva 2008/50/CE destaca a importância da combinação desta ferramenta com a monitorização na avaliação do cumprimento dos limites legais (CE, 2008).

A preservação e implementação de medidas que visem melhorar a qualidade do ar são de extrema importância. Logo, este estudo tem como objetivo avaliar a qualidade do ar numa área urbana do concelho de Coimbra, de uma forma integrada. Para atingir este objetivo, foi utilizada a modelação da qualidade do ar, cujos resultados foram comparados e validados com os dados das medições efetuadas na estação de monitorização localizada na área de estudo. As emissões, a meteorologia, os edifícios e a topografia do terreno são os principais dados de entrada para o cálculo da dispersão na maior parte dos modelos. Utilizou-se um modelo de emissões com o objetivo de estimar as emissões do tráfego rodoviário na zona de estudo. Para a caracterização dos volumes de tráfego foi necessário realizar contagens de tráfego, além de dados de um modelo de transportes. Recorreu-se a dados meteorológicos fornecidos pelo Observatório Geofísico e Astronómico da Universidade de Coimbra (OGAUC) para a data em que foram feitas as medições dos volumes de tráfego, e ainda a ferramentas SIG para a caracterização dos edifícios e da topografia do terreno.

Para além deste primeiro capítulo, este trabalho divide-se em quatro outros:

- Capítulo 2, Estado da Arte. Neste capítulo pretendeu-se fazer, uma revisão à literatura existente e que aborda, em primeiro lugar, a qualidade do ar e a modelação da qualidade do ar. Do mesmo modo, expõe-se as políticas e diretivas que reconhecem a modelação como uma ferramenta importante na avaliação da qualidade do ar. Posteriormente, fez-se um apanhado geral dos principais tipos de emissões, técnicas de medições das emissões, e ainda modelos de emissões. Com a informação exposta neste capítulo pretende-se abordar alguns conceitos aplicados ao caso de estudo.

- Capítulo 3, Metodologia. Neste capítulo, explica-se a metodologia e procedimentos utilizados na estimativa das emissões do tráfego rodoviário no domínio de estudo através do *Transport Emission Model for Line Sources* (TREM), assim como o modelo Lagrangeano *AUSTAL2000*, utilizado no cálculo da dispersão de poluentes na atmosfera, todas as suas características e principais dados de entrada.

- Capítulo 4, Caso de Estudo. Este capítulo tem como objetivo, em primeira instância, a caracterização do domínio de estudo, posteriormente, expor os dados de entrada utilizados para a obtenção das emissões do tráfego rodoviário e das concentrações de poluentes na zona de estudo, e por fim, a apresentação e discussão dos resultados obtidos, nomeadamente a apresentação espacial dos resultados, a comparação e validação dos resultados da modelação através dos dados da monitorização e avaliação estatística da qualidade dos resultados obtidos.

- Capítulo 5, Conclusões. Por fim, no último capítulo apresentam-se as conclusões ao trabalho elaborado e fazem-se algumas sugestões para trabalhos futuros.

2 ESTADO DA ARTE

No capítulo que se segue abordam-se, em primeiro lugar, a Qualidade do ar e a modelação da qualidade do ar, assim como expõe-se as políticas e diretivas que reconhecem a modelação como uma ferramenta importante na avaliação da qualidade do ar, bem como algumas medidas que têm como objetivo diminuir a concentração de poluentes na atmosfera. Posteriormente, pretende-se fazer um apanhado geral dos principais tipos de emissões, técnicas de medição das emissões do tráfego rodoviário, e ainda modelos de emissões. Com a informação exposta neste capítulo pretende-se abordar alguns conceitos aplicados ao caso de estudo.

2.1 QUALIDADE DO AR

A preservação da qualidade do ar é um recurso muito importante para a saúde pública, assim como para os ecossistemas e a economia. Embora durante os últimos anos a Europa tenha conseguido minimizar a emissão de alguns poluentes, a qualidade do ar em termos de concentração de ozono (O_3), de óxidos de azoto (NO_x) e de material particulado com diâmetro inferior a 10 micrómetros (PM10) continuam a ser uma ameaça para a saúde humana e para o meio ambiente. Principalmente, os efeitos da má qualidade do ar fazem-se sentir nas áreas urbanas, onde habita a maior parte da população europeia, e nos ecossistemas, onde é prejudicada a vegetação e a biodiversidade. No combate a este problema a Comissão Europeia tem imposto, por meio das sucessivas diretivas, limites vinculativos para as concentrações de poluentes na atmosfera, através de valores limite, valores-alvo e obrigações de redução da exposição impostas pela Organização Mundial de Saúde (EEA, 2013c).

Nas últimas décadas têm surgido, então, alguns desenvolvimentos científicos que permitem uma melhor apreciação, gestão e intervenção na qualidade do ar. A avaliação da qualidade do ar tem sido feita tradicionalmente através da monitorização. Contudo, não é possível realizar atividades de planeamento sem o recurso a modelos de qualidade do ar. Para a compreensão e avaliação da situação da qualidade do ar, deve-se fornecer informações mais abrangentes, através da combinação da modelação e da monitorização (Denby *et al.*, 2011). A avaliação da qualidade do ar ambiente nos Estados-Membros, com base na Diretiva 2008/50/CE, deve ser assente em métodos e critérios comuns, que estão relacionados a limites de concentração específicos, bem como a população de cada zona ou aglomeração. Em alguns casos específicos a monitorização contínua é obrigatória, todavia, a modelação é sempre estimulada, para possibilitar um melhor conhecimento da distribuição espacial das concentrações (Borrego *et al.*, 2014).

2.1.1 Enquadramento Legal

A poluição atmosférica tem sido um dos focos de preocupação política da União Europeia desde o final da década de 1970. As políticas implementadas têm o objetivo de desenvolver e implementar instrumentos para melhorar a qualidade do ar, sendo parte destes objetivos, o controlo das emissões das fontes móveis e a integração e promoção de requisitos de proteção ambiental nos setores dos transportes e da energia (CE, 2014).

Assim, a Diretiva 96/62/CE, de 27 de Setembro de 1996, definiu as linhas de orientação da política europeia de avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente (CE,1996). Esta diretiva determinou que os princípios básicos para a avaliação e gestão do ar ambiente seriam a definição e estabelecimento de objetivos para a qualidade do ar ambiente (ar exterior da troposfera, excluindo os locais de trabalho) na União Europeia, a fim de evitar, prevenir ou limitar os efeitos nocivos sobre a saúde humana e sobre o ambiente e estabeleceu que a avaliação da qualidade do ar ambiente deveria ser feita com base em métodos e critérios comuns em todos os Estados Membros, assim como o dever de proceder-se à adequada informação ao público sobre a qualidade do ar ambiente (CE,1996).

Posteriormente à publicação desta diretiva surgiram novas disposições através de novas diretivas e de uma decisão com o intuito de complementar a diretiva já existente. Primeiramente, surgiu a Decisão 97/101/CE do Conselho, a 27 de Janeiro de 1997, que estabeleceu um intercâmbio mútuo de informações e de dados provenientes das redes e estações de monitorização nos Estados-Membro (CE, 1997). A 22 de Abril de 1999 surgiu a Diretiva 1999/30/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa ao dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de azoto (NO₂), óxidos de azoto (NO_x), partículas em suspensão (PM₁₀ e PM_{2,5}) e chumbo (Pb) no ar ambiente (CE, 1999). A 16 de Novembro do ano 2000 a Diretiva 2000/69/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa ao benzeno (C₆H₆) e monóxido de carbono (CO) no ar ambiente (CE, 2000). A 12 de Fevereiro de 2002, surge a Diretiva 2002/3/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa ao ozono (O₃) no ar ambiente (CE, 2002). Decorria o ano de 2004 quando surgiu a 15 de Dezembro a Diretiva 2004/107/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa ao arsénio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) no ar ambiente (CE, 2004).

Com o evoluir dos tempos surgiu a premência de realizar uma revisão a estes diplomas com o objetivo de incorporar os últimos progressos científicos e técnicos, assim como a experiência adquirida pelos Estados-Membros, surgindo, assim, a Diretiva 2008/50/CE a 21 de Maio de 2008 (APA, 2010). Esta diretiva relativa à qualidade do ar substituiu diretivas anteriores simplificando e racionalizando as disposições existentes e introduzindo novas disposições, em especial novos objetivos em matéria de PM_{2,5} e a possibilidade de adiar o ano de obtenção de alguns valores limite (Borrego *et al.*, 2014). Enquanto as diretivas anteriores basearam a

avaliação e elaboração de relatórios em grande parte em dados de monitorização, a corrente diretiva incentiva o uso de modelos de qualidade do ar em combinação com monitorização numa variedade de aplicações (Borrego *et al.*, 2014).

A Figura 2.1 resume a evolução das medidas legislativas implementadas pela União Europeia assim como as transposições para a Lei Nacional no decorrer dos anos, no que se refere à qualidade do ar. Como se examina, a Diretiva 2008/50/CE, Diretiva Qualidade do Ar (DQA), não contempla a Diretiva 2004/107/CE, por se considerar não haver experiência suficiente na matéria. Contudo, considera a possibilidade de, futuramente, juntar as suas disposições (CE, 2008). Já a nível nacional o Decreto-Lei nº 102/2010, que foi fixado a 10 de Setembro de 2010, transpõe para a Lei Nacional as disposições da Diretiva 2008/50/CE assim como as da Diretiva 2004/107/CE. Este diploma estabelece a regulamentação da avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente (DL-102/2010, 10 de Setembro).

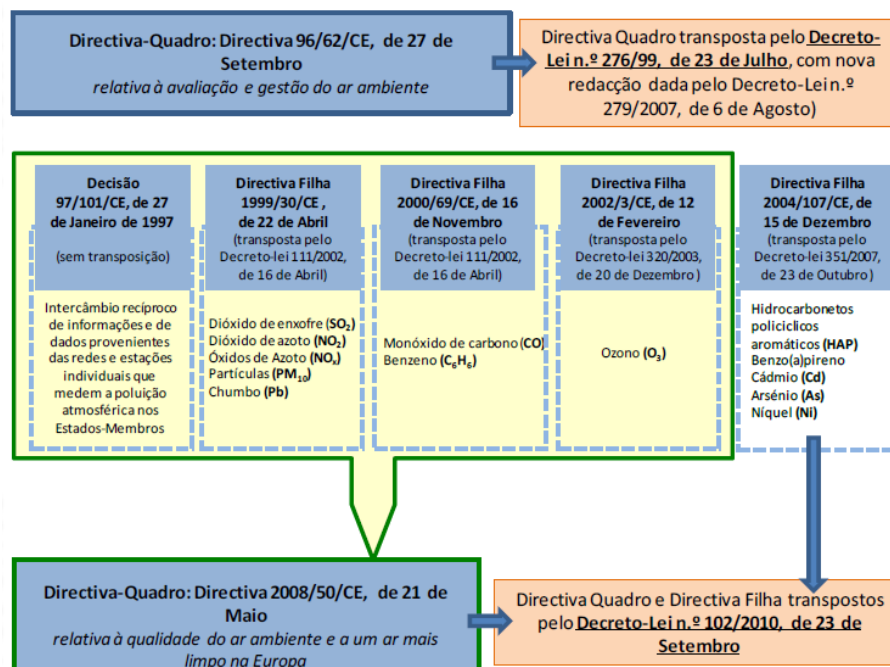


Figura 2.1: Enquadramento legislativo da avaliação e gestão do ar ambiente na União Europeia e em Portugal (APA, 2010)

A DQA que, como foi mencionado anteriormente, foi transposta para a lei portuguesa através do decreto-lei nº 102/2010 estabelece um conjunto de valores que deverão ser cumpridos para a proteção da saúde humana. São estes os valores limite e os limiares de alerta e informação. Os valores limite impostos pela DQA são um nível fixado com base em conhecimentos científicos com o intuito de evitar, prevenir ou reduzir os efeitos nocivos na saúde humana e no ambiente na sua globalidade, a atingir num prazo determinado e que, quando atingido, não deve ser excedido (CE, 2008), estes valores podem ser consultados no quadro 1 do anexo A-1. O limiar de alerta é um nível acima do qual uma exposição de curta duração acarreta riscos

para a saúde humana da população em geral e que requer, uma vez atingido, a adoção de medidas imediatas pelos Estados-Membros (CE, 2008); o limiar de informação é um nível acima do qual uma exposição de curta duração acarreta riscos para a saúde de grupos particularmente vulneráveis da população e que requer de imediato informações adequadas (CE, 2008). Os valores dos limiares de informação e alerta para o ozono e outros poluentes podem ser consultados no Quadro 2 do anexo A-2. Os dados recolhidos nas estações de monitorização devem cumprir critérios de proporção mínima de dados válidos que dependem da escala temporal de análise dos dados, de modo a garantir a qualidade da análise dos limites impostos pela DQA (Quadro 3 do anexo A-1).

No caso de não cumprimento dos limites e dos valores alvo de qualidade do ar previstos na DQA, as administrações locais e regionais dos Estados-Membros devem desenvolver e implementar planos de gestão da qualidade do ar em áreas onde ocorrem excessos (CE, 2008).

2.1.3 Monitorização da Qualidade do Ar

A monitorização tem sido feita com base em estações fixas, cuja localização permite representar o melhor possível a exposição da população e perceber se são cumpridos os valores limite impostos pela DQA (Borrego *et al.*, 2014).

No que respeita às medições fixas, as estações de monitorização podem ser classificadas segundo informações da sua localização e a proximidade das fontes de emissão (ETC/AAC, 2004). No que se refere à localização as estações podem ser urbanas, suburbanas ou rurais. As estações urbanas encontram-se localizadas nos centros urbanos. As suburbanas em áreas residenciais urbanas, contudo afastadas do centro urbano. As rurais encontram-se longe dos centros urbanos e afastadas das fontes de poluição de características urbanas (ETC/AAC, 2004). No que se refere à proximidade das fontes de emissão, estas podem ainda ser classificadas como estações de tráfego, industriais ou de fundo. As estações de tráfego têm como objetivo a medição direta da contribuição do tráfego rodoviário na concentração de poluentes e encontram-se próximas das principais rodovias (Mavroidisi e Iliá, 2012). As estações industriais encontram-se nas proximidades de áreas industriais, de tal modo que o nível de poluição captado é praticamente exclusivo da indústria (ETC/AAC, 2004). As estações de fundo possibilitam avaliar a qualidade do ar mais afastado das fontes de poluição, ou seja, não estão associadas a nenhuma fonte específica de poluição mas à combinação de todas as fontes a barlavento de uma dada zona (Mavroidisi e Iliá, 2012; ETC/AAC, 2004).

2.1.4 Modelação da Qualidade do Ar

Os modelos de qualidade do ar são uma ferramenta importante na regulação e no planeamento da qualidade do ar. Os modelos baseiam-se em algoritmos ou equações que simulam a dispersão dos gases e partículas e ajudam a prever a concentração de poluentes na atmosfera, que pode ser comparada com as medições. (Langner e Klemm, 2011; Denby *et al.*, 2011) São, então, considerados uma ferramenta poderosa para prever o destino dos poluentes após a sua libertação na atmosfera (Chang e Hanna, 2004).

Os modelos também podem ser utilizados para prever os impactos ambientais de determinadas fontes de poluição, contribuindo, assim, para projetar e configurar corretamente fontes de poluição diminuindo ao máximo os seus impactos na qualidade do ar (Chang e Hanna, 2004).

Os modelos podem ser caracterizados segundo a escala do processo atmosférico envolvido e a escala do fenómeno de dispersão. A dispersão dos poluentes é influenciada pelos processos atmosféricos que são usualmente classificados quanto à escala espacial (Quadro 2.1) (Moussiopoulos *et al.*, 1996; Tiwary e Colls., 2010)

Quadro 2.1 - Descrição das escalas dos processos atmosféricos (Moussiopoulos *et al.*, 1996)

Escala do processo atmosférico	Microescala (<1km, minutos)	Meso escala (1-1000km, horas)	Macro escala (~1000km, dias)
	<ul style="list-style-type: none"> Fluxo de ar complexo, depende fortemente das características da superfície (forma dos edifícios e posição relativa à direção do vento) Fenómenos à escala local 	<ul style="list-style-type: none"> Movimento do ar conduzido sinopticamente, mas modificado pelos efeitos locais (rugosidade da superfície, obstáculos) Fenómenos à escala local/regional (estudos urbanos, os mais importantes) 	<ul style="list-style-type: none"> Escoamento atmosférico associado a fenómenos sinópticos (áreas de baixa/alta pressão) Fenómenos à escala global e continental/regional

Além de um módulo de dispersão, os modelos de qualidade do ar têm como principais componentes as reações químicas, as emissões e a meteorologia. A dispersão é caracterizada pelo acompanhamento das emissões na atmosfera, dadas informações acerca de fatores

específicos como a meteorologia, o terreno, a geometria dos edifícios e as emissões (Tiwary e Colls, 2010). Os resultados dos modelos de qualidade do ar são importantes na avaliação dos efeitos na saúde dos níveis de poluição calculados, mas também para o planeamento de medidas que permitam diminuir este risco diretamente na fonte. (Carbon, 2004)

Segundo Moussiopoulos *et al.* (1996), os modelos de dispersão distinguem-se, relativamente ao tratamento das equações de transporte de poluentes, em:

- ✓ Modelos Gaussianos,
- ✓ Modelos Lagrangeanos,
- ✓ Modelos Eulerianos.

A utilização de modelos de qualidade do ar em conjunto com a monitorização tem algumas vantagens e limitações, quando comparado com a utilização da monitorização. A utilização isolada de dados pontuais da monitorização não permite avaliar a distribuição espacial dos poluentes, tornando-se possível através da modelação. Ao contrário da monitorização, a modelação, permite prever a qualidade do ar como resultado de alterações nas emissões e das características meteorológicas. Além de que, a modelação fornece um melhor conhecimento das fontes, causas e processos que determinam a qualidade do ar. Outras vantagens da utilização da modelação são: permite avaliar, em zonas em que não é feito acompanhamento, qual a melhor localização para a colocação de monitorização; e reduzir o número de estações de monitorização para diminuição de custos (EEA, 2011). As limitações da utilização de modelos de qualidade do ar estão relacionadas, fundamentalmente, com a difícil aquisição dos dados de entrada e as incertezas nos resultados, que devem ser validados através da análise comparativa com os resultados da monitorização e assim poder aplica-los com maior confiança, e ainda a capacidade limitada de descrever processos do mundo real (EEA, 2011).

2.1.4.1 Modelos Gaussianos

Os modelos Gaussianos baseiam-se na hipótese de que a concentração de poluentes em pluma depende de uma distribuição Gaussiana na horizontal e na vertical (Moussiopoulos *et al.*, 1996). Segundo estes modelos, a equação da distribuição Gaussiana (1) usa cálculos relativamente simples e requer dois parâmetros de dispersão para identificar a variação de concentração de poluentes para além do centro da pluma (Holmes e Morawska., 2006).

$$c(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} * \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right] * \left\{ \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z-h}{\sigma_z}\right)^2\right] + \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{z+h}{\sigma_z}\right)^2\right] \right\} \quad (1)$$

Onde,

c , Concentração do poluente [$\mu\text{g}/\text{m}^3$];

Q , Caudal de emissão [$\mu\text{g}/\text{s}$];

U , Velocidade do vento na direção do eixo dos x [m/s];

σ_y , Desvio padrão da concentração de poluentes na direção horizontal (calculado em função da distância x à fonte e a classe de estabilidade atmosférica de Pasquill-Guifford) [m];

σ_z , Desvio padrão da concentração de poluentes na direção vertical (calculado em função da distância x à fonte e a classe de estabilidade atmosférica de Pasquill-Guifford) [m];

h , Altura efetiva de emissão, soma da altura real da fonte h_s com a sobre-elevação Δh [m];

x , Distância do recetor à fonte na direção do vento [m];

y , Distância do recetor ao eixo do penacho [m];

z , Altura do recetor acima da superfície do solo [m];

Como se pode observar na Figura 2.2, estes dois parâmetros, σ_y e σ_z , dependem da distância à fonte emissora, medida na direção do vento, representando desvios padrão do penacho em dispersão, na direção transversal e vertical respetivamente, que estão relacionados com as condições meteorológicas (Almeida e Rodrigues 2003; Liu, 1997).

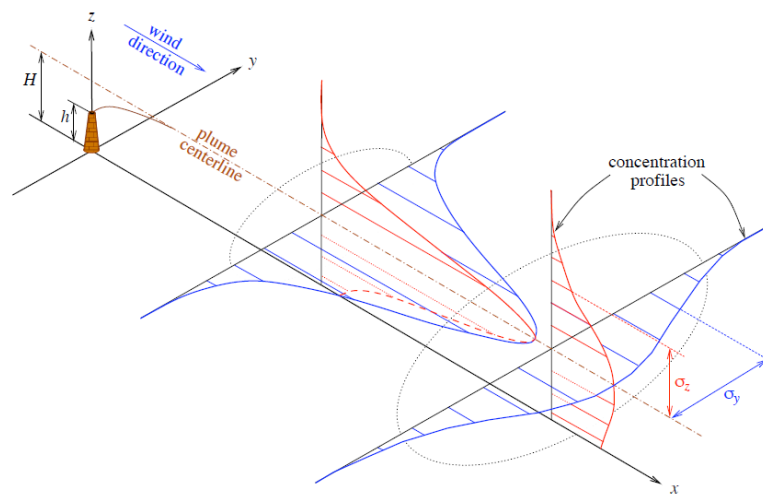


Figura 2.2 – Representação esquemática da variação dos perfis de concentração segundo uma distribuição Gaussiana (Stockie, 2011)

Além das influências provocadas pela meteorologia, existem outros fatores que se considera influenciar as equações da dispersão Gaussiana, são estes a irregularidade do terreno e as características térmicas (Liu, 1997).

Os modelos Gaussianos são os mais recomendados pela Agência de Proteção do Ambiente dos Estados Unidos da América (EPA) e são muito utilizados no cálculo das concentrações resultantes emissões de chaminés industriais. Contudo, podem ser aplicados a fontes em linha associadas a fontes móveis (Denby *et al.*, 2011).

2.1.4.2 Modelos Eulerianos

Os modelos Eulerianos resolvem numericamente a equação da difusão atmosférica (Tiwary e Colls, 2010). A distribuição dos poluentes é descrita pelas variações de concentração de pontos descritos numa grelha fixa (Figura 2.3) (Carbon, 2004).

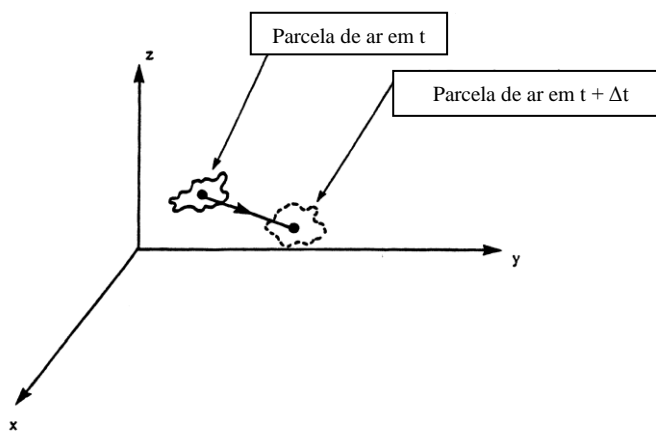


Figura 2.3 – Sistema Euleriano em que o movimento dos poluentes dá-se numa grelha fixa de referência (Zanetti, 1990)

Normalmente os modelos Eulerianos mais avançados utilizam submodelos apropriados para a descrição da turbulência (Moussiopoulos *et al.*, 1996).

A equação base utilizada por estes modelos, para determinar a dispersão dos poluentes, deriva da equação da advecção-difusão (2) (Melli e Zanetti, 1992).

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -U_j \frac{\partial C_i}{\partial x_j} + \frac{\partial}{\partial x_j} K_i \frac{\partial C_i}{\partial x_j} + S_i(x, t) + R_i(c_1, \dots, c_n) + D_i(x, t) \quad (2)$$

Onde:

$\frac{\partial C}{\partial t}$, Variação da concentração C_i ao longo do tempo t ;

U , Velocidade média do vento;

i , Espécie química ($1, 2, \dots, n$ -espécie química);

j , Componentes da velocidade;

K_i , Difusividade molecular da espécie e do fluido portador;

$S(x, t)$, Taxa de emissão da espécie i numa localização x no tempo t

R_i , Velocidade de produção da espécie i por reação química;

D_i , Taxa de deposição seca da espécie i numa localização x no tempo

2.1.4.3 Modelos Lagrangeanos

Estes modelos baseiam-se no conceito em que um ponto de referência, ou partícula, viaja com o fluxo. Nestes modelos englobam-se os modelos em que as plumas são divididas em segmentos, *puffs* ou partículas. (Tiwary e Colls, 2010). A dispersão dos poluentes em Modelos Lagrangeanos é simulada através do seguimento de um conjunto de partículas (Figura 2.4). As posições seguintes de cada uma das partículas representam um elemento discreto de massa de poluente calculado (Uliasz *et al.*, 1993; Stohl *et al.*, 2005).

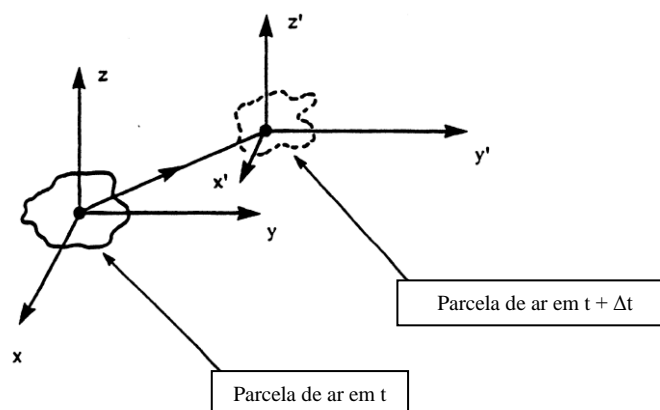


Figura 2.4 – Sistema Lagrangeano em que a parcela de poluentes move-se com o fluxo (Zanetti, 1990)

Nas proximidades das fontes o modelo consegue descrever com maior exatidão a dispersão na atmosfera, quando comparado com os modelos que utilizam a equação da difusão (Denby *et al.*, 2011).

A equação fundamental do Modelo Lagrangeano (Zanetti, 1990) para a dispersão atmosférica de uma única espécie de poluentes é:

$$\langle c(r, t) \rangle = \int_{-\infty}^t \int p(r, t | r', t') S(r', t') dr' dt' \quad (3)$$

Em que:

A integração no espaço é realizada ao longo de todo o domínio da atmosfera,

$\langle c(r, t) \rangle$, é a concentração média no ponto r para o tempo t ,

$S(r', t')$, é o termo da fonte (massa volume⁻¹tempo⁻¹),

$p(r, t | r', t')$, é a função densidade de probabilidade (volume⁻¹) para uma parcela de ar que se move do ponto r' no tempo t' até ao ponto r no tempo t , para todo o r' e $t > t'$.

- **AUSTAL2000**

O AUSTAL2000 é um modelo de qualidade do ar Lagrangeano que é adotado pela Agência Federal Alemã do Ambiente (Langner e Klemm, 2011). Este modelo é capaz de ter em conta, nos cálculos da dispersão, os efeitos da turbulência, dos edifícios e do terreno (Habib *et al.*, 2014). O modelo tem ainda incorporado um modelo que calcula os campos de vento em terrenos complexos (Janicke, 2009). O AUSTAL2000 tem sido introduzido e aplicado em diversos projetos de Qualidade do Ar na União Europeia. A sua aceitação e aplicação nos diferentes países tem sido facilitada pelo facto de o código-fonte ser livre, pela extensiva documentação que serve como orientação e ainda devido à facilidade de ajuste do programa, como suporte de língua e coordenadas UTM (Janicke *et al.*, 2007).

2.2 EMISSÕES

A origem dos poluentes atmosféricos é diversificada, podendo distinguir-se as fontes naturais (emissões de gases pela vegetação, vulcões, tempestades) das fontes antropogénicas, ou seja, que derivam da atividade humana (Mouvier, 1995). As fontes antropogénicas podem ainda ser classificadas segundo a distribuição espacial e número de fontes. Os principais tipos de fontes antropogénicas são as fontes pontuais, em área, móveis/linha. As fontes pontuais (estacionárias) são caracterizadas pela emissão de poluentes provenientes da indústria, incineradoras de resíduos perigosos e refinarias de petróleo, entre outras. As fontes em área ou fontes múltiplas (estacionárias ou móveis) incluem o tráfego rodoviário numa área geográfica, assim como poluentes emitidos numa área de produção agrícola ou áreas habitacionais. Exemplos de fontes em linha são o tráfego rodoviário em estradas movimentadas, assim como outros meios de transporte, como navios, aviões (Altwicker, 1999).

O setor dos transportes, em particular os transportes rodoviários, tem tido uma contribuição relevante nas emissões totais de poluentes atmosféricos. Além da criação de chuvas ácidas e da contribuição para o efeito de estufa, como consequência dos poluentes que emite, este setor constitui a principal causa da degradação da qualidade do ar nas cidades (Nabais, 2005). A composição dos veículos que circulam, bem como as condições de circulação em áreas urbanas é diferente da composição e condições de circulação à escala nacional. Por exemplo, os autocarros e motociclos existem em maiores proporções em áreas urbanas. Os autocarros emitem grandes quantidades de NO_x e PM10 e os motociclos são as principais fontes, nos transportes rodoviários, de emissão de COV, especialmente os mais antigos. Tal como referido anteriormente, as condições de condução têm influência nas quantidades de poluentes emitidos. Nas áreas urbanas o tipo de condução é geralmente caracterizado por ser *'slow, stop and start'*, ou seja, o tráfego é mais congestionado, o que leva a períodos de *'para-arranca'* mais frequentes. As características do tráfego em áreas urbanas, quando comparado ao trânsito

mais fluído na escala nacional, resultam em maiores quantidades de poluentes emitidos por quilómetro, como consequência de um maior consumo de combustível e do desempenho pouco eficiente dos sistemas de redução de emissões de escape (EEA, 2012).

A Figura 2.5 possibilita uma análise da contribuição de cada setor nas emissões totais ao nível da União Europeia. Dados de 2011 demonstram a contribuição do setor dos transportes na emissão de alguns dos poluentes, sendo a sua maior contribuição referente aos óxidos de azoto (NO_x), cerca de 47,8%, e ao monóxido de carbono (CO), cerca de 28,7% (EEA, 2011). A contribuição total dos transportes rodoviários na emissão de NO_x é de cerca de 40,5% e de CO é de 26,5%, já os transportes não rodoviários são responsáveis pela emissão de cerca de 7,3% e 2,2%, de NO_x e CO, respetivamente (EEA, 2011).

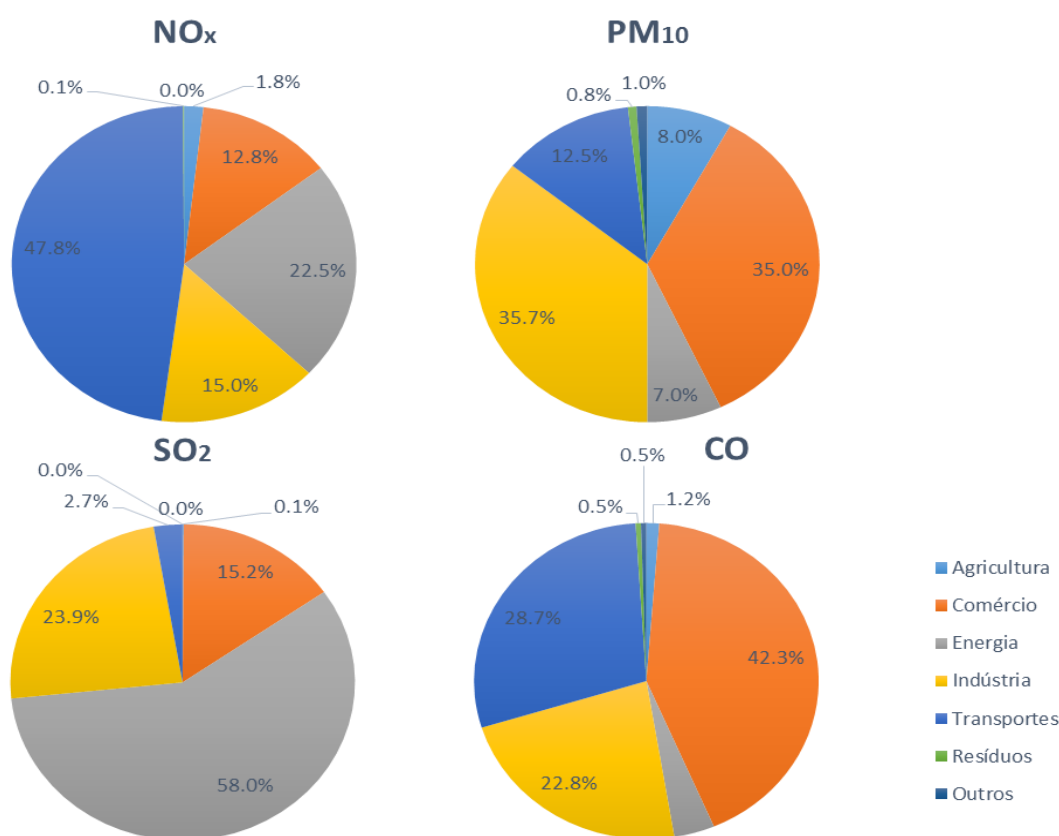


Figura 2.5 – Contribuição, por setor, das emissões de PM_{10} , NO_x , SO_2 e CO para a atmosfera (EEA, 2011)

A aplicação de diretivas da União Europeia que limitam o teor de enxofre no combustível dos transportes contribuiu para a diminuição da quantidade de enxofre emitida neste setor. A contribuição dos transportes na soma global de emissões de SO_2 é de aproximadamente 2,7%, em que apenas 0,1% deste valor se refere aos transportes rodoviários (EEA, 2011). As principais fontes de emissões de PM_{10} são os setores da indústria (35,7%), do comércio,

institucional e doméstico (35%) e também os transportes (12,5%). Da percentagem referente aos transportes, 10,8% referem-se aos transportes rodoviários.

O tráfego rodoviário é considerado uma das principais fontes de poluentes percussores de ozono troposférico (O_3), particularmente nas zonas urbanas (Munir *et al.*, 2012). O O_3 , maioritariamente, é produzido na atmosfera através da oxidação fotoquímica de Compostos Orgânicos Voláteis (COV) na presença de NO_x e na presença de condições meteorológicas, temperatura e radiação solar favoráveis (Munir *et al.*, 2012). Contudo, as emissões de monóxido de carbono (CO) e metano (CH_4) também contribuem para a formação de O_3 (EEA, 2011).

Os transportes consomem quase metade do petróleo mundial e utilizam cerca de um quarto de combustíveis fósseis relacionados com as emissões mundiais de CO_2 (Li, 2011). Das emissões totais do setor dos transportes (17%) cerca de 90% deste valor referem-se aos transportes rodoviários (Li, 2011). O CO_2 é o principal GEE e está diretamente ligado ao uso de combustíveis fósseis e ao conteúdo de carbono presente no combustível, contudo, existem outros GEE emitidos pelos transportes, entre eles o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) (Chavez-Baeza e Sheinbaum-Pardo, 2014).

2.2.1 Tipos de emissões do tráfego rodoviário

Como foi referido anteriormente neste caso de estudo é fundamental fazer a análise e estimativa das emissões provenientes do tráfego rodoviário. Os diferentes tipos de emissão resultantes do tráfego rodoviário são, as emissões de exaustão, ou de escape, que resultam do processo de combustão (EEA, 2013a), e as emissões evaporativas que são perdas através do tanque de combustível devido à evaporação durante a condução e o estacionamento, assim como infiltrações e outro tipo de fugas (EEA, 2013b). Contudo, neste documento apenas serão abordadas as emissões de escape.

- **Emissões de exaustão ou de escape**

Da combustão podem resultar as emissões de diversos poluentes, tais como, os COV (Compostos Orgânicos Voláteis), HC, NO_x , PM, CO e SO_2 , que são emitidas pelo tubo de escape enquanto o veículo está em funcionamento.

Os NO_x (Óxidos de Azoto) são o produto da reação do O_2 e N_2 do ar sob a ação das altas temperaturas do motor. Os hexacloretanos (HC) têm origem em combustível não queimado e resíduos de óleo. O CO é emitido quando a quantidade de O_2 é insuficiente, o que leva a uma

combustão incompleta. Combustíveis com enxofre, através da reação com o O₂, são a origem da emissão de SO₂. Outros poluentes, como PM₁₀ e PM_{2,5} são emitidos pelo tráfego rodoviário (Nabais, 2005).

As emissões de exaustão podem ser subdivididas em dois tipos, as emissões a quente e as “*cold start emissions*” ou emissões de arranque a frio. As emissões a quente são aquelas que são emitidas pelo veículo durante a condução depois de atingida a estabilidade térmica e as emissões de arranque a frio são responsáveis por uma grande parte das emissões, uma vez que ocorrem no início da condução quando o equipamento de controlo de emissões ainda não atingiu a temperatura ideal de funcionamento (Nabais, 2005).

Existem várias formas de controlar e reduzir, nos transportes, a emissão de determinados poluentes, sendo exemplos, o aumento da eficiência na combustão, uso de combustíveis de melhor qualidade, sistema de injeção de alta qualidade, utilização de catalisadores e de filtros de partículas (Nabais, 2005).

2.2.2 Modelos de Emissões

Os modelos de emissões são utilizados para calcular as emissões do transporte rodoviário a nível local, regional ou nacional (Franco *et al.*, 2013). Permitem obter a quantidade de um poluente que é emitida por unidade de distância (g·km⁻¹), tempo (g·s⁻¹) ou massa de combustível queimado (g·kg⁻¹) (Smit *et al.*, 2010). As emissões são estimadas através do cálculo de fatores de emissão, os fatores de emissão são tipicamente formulados para categorias de veículos e dependem de vários parâmetros, características dos veículos, tecnologia de controlo de emissões, características do combustível e ambiente e condições de funcionamento (Franco *et al.*, 2013; Smit *et al.*, 2010). Os modelos de emissões podem ser classificados de diferentes formas: combinação da escala espacial de aplicação, do tipo genérico de modelo ou da natureza da abordagem ao cálculo de emissões. Também podem ser feitas distinções entre modelos que utilizam funções contínuas de emissões e modelos que utilizam valores discretos de emissões (Boulter *et al.*, 2007).

Existem assim vários modelos (Smit *et al.*, 2010), entre os quais os mais comuns são:

- Modelos de Velocidade Média,
- Modelos de Situações de Tráfego,
- Modelos Modais ou Modelos de Emissões Instantâneos.

2.2.2.1 Modelos de Velocidade Média

Os modelos de velocidade média baseiam-se no princípio de que o fator de emissão médio ($\text{g}\cdot\text{veículo}^{-1}\cdot\text{km}^{-1}$) para um determinado poluente e para um determinado tipo de veículo varia de acordo com a velocidade média durante a viagem (Figura 2.6) (Barlow e Boulter, 2009). A informação a introduzir neste tipo de modelos, quilómetros percorridos por veículo e velocidade média, é relativamente simples de adquirir através de modelos de transportes ou através de medições no terreno (Smit *et al.*, 2010).

A utilização destes modelos tem algumas limitações, como por exemplo, viagens com padrões de condução diferentes, mas com velocidades médias iguais, resultam em diferentes emissões, pelo que não deveria de ser considerado o mesmo fator de emissão em ambos os casos. Contudo, estes modelos são de aplicação fácil, e têm a facilidade de os dados de entrada necessários estarem associados a informações que normalmente são de simples acesso, isto torna esta ferramenta muito útil e de simples execução quando comparada a outros tipos de modelos (Boulter *et al.*, 2007).

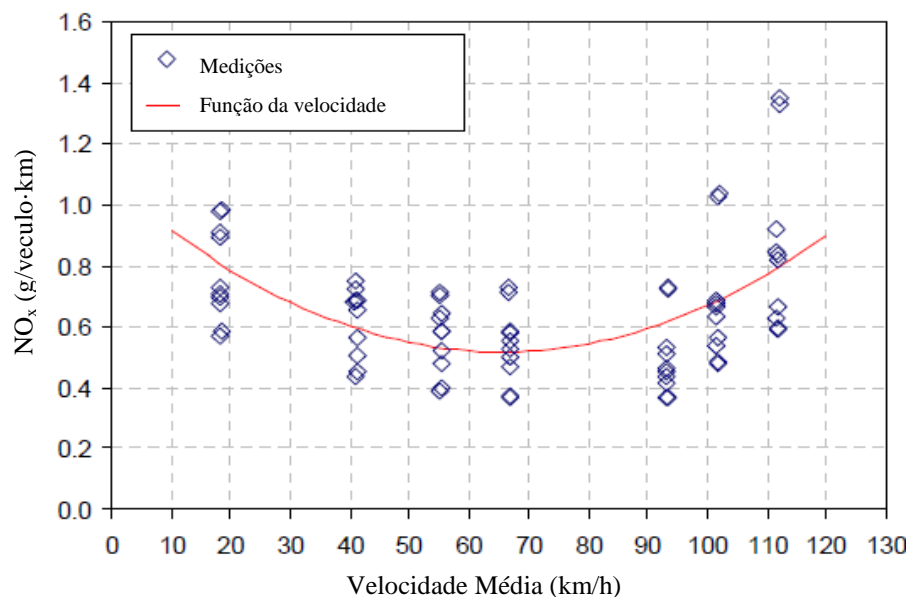


Figura 2.6 - Fatores de emissão de NO_x em função da velocidade média para veículos Ligeiros de Passageiros a Diesel – Euro I. (Barlow e Bolter, 2009)

São exemplos de modelos de emissões baseados na metodologia de velocidade média o *COPERT*, modelo financiado pela Agência Europeia do Ambiente (EEA) para inventários nacionais (Barlow e Bolter, 2009) e o *TREM*, modelo desenvolvido na Universidade de Aveiro com um propósito mais local e com ligações a outras ferramentas como o SIG e Modelos de Qualidade do Ar (Tchepe, 2003).

2.2.2.2 Modelos de Situações de Tráfego

Os modelos de situações de tráfego incorporam, no cálculo das emissões, a velocidade e a dinâmica dos ciclos de condução, em que os ciclos de taxas de emissão médias são correlacionados com vários parâmetros de ciclos de condução, que referem-se a situações específicas de tráfego conhecidas pelo utilizador do modelo (Figura 2.7). Diferentes situações de tráfego relacionam-se com condições onde existe uma taxa de emissões específica, e para a qual a velocidade média poderá não ser o melhor indicador das emissões. Os modelos de situações de tráfego tendem a ajustar-se de forma mais razoável em aplicações locais, nas quais as estimativas das emissões se pretendem para troços de estrada individuais, porém também poderão ser utilizados em inventários regionais e nacionais (Boulter *et al.*, 2007).

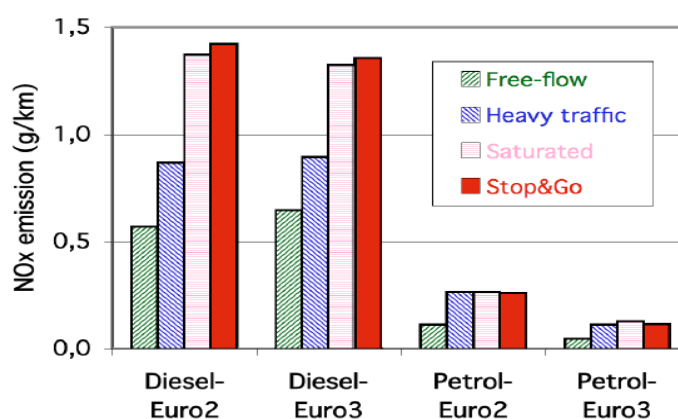


Figura 2.7 - Emissões de óxidos de azoto estimadas para uma estrada nacional urbana (Limite de Velocidade: 50Km/h), em diferentes condições de tráfego (Joumard *et al.*, 2008)

O *HBEFA* (*Hebook of Emission Factors for Road Transport*) é um dos modelos existentes baseados em situações de tráfego (Smit *et al.*, 2010). O *HBEFA* foi desenvolvido numa parceria entre as Agências de Proteção Ambiental da Alemanha, Suíça e Áustria.

2.2.2.3 Modelos de Emissões Instantâneas

Nos últimos anos têm sido desenvolvidos modelos de emissões instantâneas por forma a prever melhor os inventários de emissões de fontes móveis, principalmente modelos de microescala. (Barth *et al.*, 2004)

Estes modelos de emissões instantâneas podem ser utilizados em conjunto com os dados detalhados de atividade dos veículos ou com ferramentas de simulação de tráfego em microescala para prever de forma mais aproximada as emissões de diferentes cenários de trânsito. Determinam os fatores de emissão (g s^{-1} ou g/modo) que são produzidos através do

motor ou modos de operação do veículo com uma resolução elevada (um a vários segundos) (Smit *et al.*, 2010).

São exemplos de modelos de emissões instantâneas o MODEM (Boulter *et al.*, 2007) e o MOVES (EPA, 2012). O MODEM é um modelo baseado na velocidade e na aceleração, produzido pela Comissão Europeia (Boulter *et al.*, 2007), enquanto o MOVES é um modelo desenvolvido pela Agência de Proteção do Ambiente dos Estados Unidos da América (EPA) que considera, no cálculo das emissões, a potência do motor (EPA, 2012).

2.2.3 Medições

Os modelos de emissões necessitam de informações detalhadas sobre o volume de tráfego, frota de veículos, situações de tráfego e fatores de emissão (Whener *et al.*, 2009). As emissões dos veículos e a sua dependência de condições de operação podem ser medidos através de situações controladas em laboratório ou através de condições de condução reais (Franco *et al.*, 2013). De seguida apresentam-se algumas técnicas de medição de emissões.

- **Dinamómetro de *chassis***

Os testes de medição de emissões que utilizam dinamómetros de *chassis*, são testes realizados em laboratório, que consistem na geração de ciclos de testes que criam condições repetitivas de condução e ao mesmo tempo simulam condições reais de condução (Pelkmans *et al.*, 2006). Estes testes permitem analisar as emissões dos veículos em diferentes configurações de condução/carga e avaliar eficazmente as tecnologias de controlo de emissões de escape (Ning *et al.*, 2008). Nos testes de dinamómetro de *chassis* os veículos podem ser estudados individualmente sem influência de outros veículos e as condições de operação ajustáveis ao condutor (Whener *et al.*, 2009; Li *et al.*, 2013). Os cenários utilizados nestes testes podem não ser suficientemente representativos das condições reais de condução, tal como não contabilizam as emissões provocadas pelo desgaste dos pneus e dos travões, assim como das poeiras de ressuspensão (Ning *et al.*, 2008).

- **Medições *on-road* através de *PEMS* (*Portable Emissions Measurement Systems*)**

As medições *on-road* realizadas através de *PEMS* consistem na medição de emissões através de um laboratório instalado no veículo que é constituído por um medidor de fluxo do escape, analisadores de gases de escape, um *data-logger* que regista as medições, um GPS e ainda sensores de temperatura ambiente e humidade. Estes testes têm sido úteis na medida em que têm sido utilizados para verificar o bom funcionamento de tecnologias de controlo de emissões (EC, 2011).

3 METODOLOGIA

Neste capítulo será apresentada e explicada a metodologia utilizada no âmbito deste estudo para a avaliação da qualidade do ar, assim como para a quantificação das emissões do tráfego rodoviário na zona de estudo.

3.1 AUSTAL2000

O AUSTAL2000 foi desenvolvido pela Agência Federal Alemã do Ambiente (Langner e Klemm, 2011). É um modelo de dispersão atmosférica Lagrangeano, que simula a dispersão de poluentes na atmosfera. A dispersão é calculada através do lançamento virtual de pontos, que representam partículas, que viajam com o campo de vento calculado pelo modelo (Habib *et al.*, 2014). A direção e velocidade de dispersão são estimadas através de vetores de campo de vento (Langner e Klemm, 2011). A concentração de determinado poluente é calculada através da integração do número de pontos numa célula em cada intervalo de tempo (Habib *et al.*, 2014; Langner e Klemm, 2011). O modelo permite, nos cálculos da dispersão, ter em conta os efeitos provocados pela turbulência, pelos edifícios e pelo terreno (Habib *et al.*, 2014). Este tipo de modelo permite estudar situações de dispersão dependentes do tempo em terrenos planos ou complexos. O modelo pode ser usado tanto para fontes de emissão pontuais, como para fontes em área, volume e linha. Inclui também, algoritmos de deposição seca e considera a conversão de monóxido de azoto (NO) em (NO₂) dióxido de azoto (Langner e Klemm, 2011).

No que diz respeito aos dados de entrada, o AUSTAL2000 requer alguns ficheiros que incorporam os parâmetros e dados de entrada que o modelo necessita para efetuar o cálculo da dispersão no domínio de estudo. O ficheiro com os principais parâmetros e dados de entrada é um ficheiro de texto denominado *austal2000.txt* (Figura 1, anexo A-3) que caracteriza todo o projeto. Este ficheiro encontra-se localizado na diretoria do projeto e contém especificações das coordenadas e do ponto de referência da área de estudo, a informação da localização do ficheiro da meteorologia, do terreno e dos edifícios, e contém parâmetros que caracterizam as fontes de emissão, assim como o número e tamanho de células da grelha de cálculo.

3.1.1 Sistemas de Coordenadas

O cálculo é efetuado num sistema de coordenadas cartesiano, em que o eixo das abcissas corre de Oeste para Este e o eixo das ordenadas corre de Sul para Norte, onde os comprimentos e as especificações das coordenadas são em metros. Todas as coordenadas devem ser referentes ao mesmo sistema de coordenadas assim como as especificações das

coordenadas devem sempre ser relativas a um ponto de referência (canto inferior esquerdo da grelha de cálculo). O ponto de referência deve ser definido no sistema de coordenadas *Gauß-Krüger*, com os parâmetros ux e uy , ou então no sistema de coordenadas *Universal Transversa Mercator* (UTM), através dos parâmetros gx e gy . As especificações das coordenadas das fontes, edifícios, posição do anemómetro e pontos recetores não devem exceder o valor absoluto de 200 000 metros (Janicke, 2009).

3.1.2 Meteorologia

A informação meteorológica requerida pelo modelo é o comprimento de rugosidade superficial, a altura de medição do vento, direção e velocidade do vento e as classes de estabilidade de acordo com a metodologia *Klug-Manier* (Quadro 3.4). A metodologia de *Klug-Manier* representa a classificação padrão Alemã para a estabilidade atmosférica, que é semelhante à distribuição de classes de estabilidade Americana de *Pasquill-Guifford*. Todos os dados meteorológicos são provenientes de medições terrestres. Os comprimentos de rugosidade ($z0$) e a altura de medição do vento são fornecidos no ficheiro de entrada (*austal2000.txt*). O *AUSTAL2000* utiliza, também, o registo de comprimentos de rugosidade e a componente de campos de vento *TALdia* para criar bibliotecas de campo de vento para terrenos complexos e para o caso de existência de edifícios (Janicke, 2009).

Os dados meteorológicos podem ser inseridos de duas formas diferentes, através do uso de séries temporais ou através da utilização de classes estatísticas de dispersão. O modelo possibilita a utilização da meteorologia através de um ficheiro de séries temporais *AKTerm* em que a meteorologia é uma variável temporal, ou através de um ficheiro *series.dmna* quando, além da meteorologia, as emissões se tratam de variáveis temporais.

- **Séries Temporais (Formato *AKTerm*)**

Na maioria das vezes os dados meteorológicos são fornecidos no formato *AKTerm*, que é um formato utilizado pelos Serviços Alemães de Condições Meteorológicas (DWD), que no ficheiro *austal2000.txt* é especificado no parâmetro az . O *AKTerm* é um ficheiro de texto em que cada linha refere-se a dados meteorológicos de cada hora de dias a anos. O ficheiro *AKTerm* é constituído por 16 entradas com um espaço entre cada (Quadro 3.1), possibilita a introdução dos dados de direção e velocidade do vento em diferentes unidades sendo para tal necessário introduzir no ficheiro a qualidade do byte que informará o modelo do formato utilizado para caracterizar estas variáveis (Quadros 3.2 e 3.3). Quando a classe de estabilidade de *Klug-Manier* (Quadro 3.4) é igual a 7 significa que não foi possível ser determinada e o modelo utiliza o valor 3 para classificar a estabilidade (no caso de a classificação não ter sido feita é utilizado o valor 9).

Quadro 3.1 – Formato do ficheiro meteorológico, novo formato DWD

Entrada	Parâmetro	Posição	Intervalo de valores
KENN	ID do conjunto de dados (*)	1 a 2	AK
STA	ID da estação (*)	4 a 8	00001 – 99999
KAHR	Ano	10 a 13	1800 – 2...
MON	Mês	15 a 16	1 – 12
TAG	Dia	18 a 19	1 – 31
STUN	Hora	21 a 22	0-23
NULL	Zeros	24 a 25	0
QDD	Qualidade do byte (direção vento)	27	0,1,2,9
QFF	Qualidade do byte (velocidade vento)	29	0,1,2,3,9
DD	Direção do vento	31 a 33	0 – 360,999
FF	Velocidade do vento	35 a 37	0 – 999
QB	Qualidade do byte (estado do valor) (*)	39	0 – 5,9
KM	Classe de estabilidade de Klug/Manier	41	1 – 7,9
QB	Qualidade do byte (estado do valor) (*)	43	0,1,9
HM	Altura da camada de mistura (*)	45 a 48	0 – 9999
QB	Qualidade do byte (estado do valor) (*)	50	0 – 5,9

(*) Valor necessário mas não utilizado

Quadros 3.2 e 3.3 - Qualidade do byte (QDD; QDF)

QDD	Significado
0	Direção do vento em 10 graus
1	Direção do vento em graus, valor original em 10 graus
2	Direção do vento em graus, valor original em graus
9	Sem dados de direção do vento

QDF	Significado
0	Velocidade do vento em knots ⁽¹⁾
1	Velocidade do vento em 0,1 m/s, valor original em 0,1 m/s
2	Velocidade do Vento em 0,1 m/s, valor original em knots ⁽¹⁾ (0,514 m/s)
5	Velocidade do vento em 0,1 m/s, valor original em m/s
9	Sem dados de velocidade do vento

(1) knots (nós), unidade de medida de velocidade derivada da milha náutica, igual a 0,514 m/s.

Quadro 3.4 – Classes de estabilidade de *Klug-Manier*

<i>Classificação Klug/Manier</i>	Classe de Estabilidade					
	I (muito estável)	II (estável)	III/1 (estável a neutro)	III/2 (neutro a instável)	IV (instável)	V (muito instável)
Especificação no <i>AKTerm (KM)</i>	1	2	3	4	5	6

- **Séries temporais explícitas (*series.dmna*)**

Em alternativa ao formato *AKTerm*, o modelo pode ainda converter e introduzir a informação meteorológica no ficheiro *series.dmna*. Ao correr o AUSTAL2000 se ele encontrar na diretoria do projeto um ficheiro *series.dmna* ele utiliza-o e interpreta-o como sendo um ficheiro *AKTerm*. O ficheiro pode conter colunas adicionais com parâmetros de emissão dependentes do tempo. O ficheiro, que é criado através da invocação da opção ‘-z’ no AUSTAL2000, possui uma coluna para cada parâmetro dependente do tempo, onde aparecerão zeros que poderão ser substituídos pelas emissões (Janicke, 2009).

- **Cálculo baseado em classes estatísticas de dispersão**

Além do cálculo baseado em séries temporais, como foi visto até aqui, o modelo possibilita o cálculo da dispersão baseando-se em classes estatísticas através da utilização de um ficheiro *AKS*, cuja localização é dada pelo parâmetro *as* no ficheiro *austal2000.txt*. Quando o cálculo da dispersão é baseado em classes estatísticas não é possível atribuir variações temporais. Este tipo de ficheiro é de útil utilização quando a emissão não é dependente do tempo mas de determinada situação, em que a quantidade emitida não é função do tempo mas função das condições meteorológicas, como é o caso de emissões induzidas por elevadas velocidades do vento. Ou seja, por definição os parâmetros dependentes da situação, as emissões, são sempre função da velocidade do vento e da classe de estabilidade da atmosfera. Tal como nos parâmetros dependentes do tempo, no ficheiro *austal2000.txt* (figura 1, anexo A-1) é atribuído um ponto de interrogação em vez de um valor (Janicke, 2009).

3.1.3 Emissões

As emissões podem ser introduzidas no modelo tendo em conta a sua variabilidade temporal. Quando as emissões são dependentes do tempo, são introduzidas no ficheiro *series.dmna* na hora e localização correspondentes. Por outro lado, quando as emissões não são variáveis temporais podem ser introduzidas no ficheiro de entrada *austal2000.txt* através de um parâmetro correspondente a cada poluente (p.e., NO₂ – *no2*; PM10 – *pm-1*). Este ficheiro contém ainda parâmetros que caracterizam as fontes de emissão, como as coordenadas das fontes, altura, comprimento e largura da fonte e ainda o ângulo de rotação da fonte em relação

ao ponto de referência (Quadro 3.5). Ao passo que, quando o cálculo é baseado em classes estatísticas de dispersão, as emissões são introduzidas no modelo através de um ficheiro *dmna* cujo nome deve ter a forma *fonte.parâmetro.dmna* (p.e., *01.no2.dmna*).

Quadro 3.5 - Descrição dos parâmetros relativos às fontes de emissão

Parâmetro <i>austal2000.txt</i>	Descrição
<i>xq</i>	Coordenada x da fonte
<i>yq</i>	Coordenada y da fonte
<i>hq</i>	Altura da fonte
<i>aq</i>	Comprimento do troço de estrada
<i>bq</i>	Largura do troço de estrada
<i>wq</i>	Ângulo de rotação da fonte em relação ao canto inferior esquerdo

3.1.4 Topografia e Edifícios

No cálculo da dispersão, o *AUSTAL2000* permite calcular os efeitos do terreno e contém um algoritmo que permite avaliar os efeitos *downwash*¹ provocado pelos edifícios (Langner e Klemm, 2011). O efeito *downwash* dos edifícios ocorre quando um efluente é emitido perto de um edifício e é deslocado para baixo pelo fluxo de ar ao longo e à volta dos edifícios (Canepa, 2004).

O *AUSTAL2000* permite considerar os efeitos da topografia e a presença de edifícios no cálculo da dispersão através do modelo de diagnóstico do campo de vento *TALdia*. Este modelo cria uma livraria de campos de vento em primeiro lugar sem os efeitos dos edifícios. Somente, num segundo passo, o tem em conta criando campos de vento que contornam os edifícios e o terreno através de processos iterativos. O seu uso é ativado pela utilização do parâmetro *gh*, correspondente ao ficheiro que contém o modelo digital de elevação do terreno com as alturas do terreno na área de cálculo, ou pela definição dos edifícios no ficheiro *austal2000.txt* (Figura 1, anexo A-3). O *AUSTAL2000* suporta dois formatos distintos na caracterização do modelo digital de elevação do terreno: ficheiro *ascii* obtido através de ferramentas SIG ou ficheiro *DMNA*. Os edifícios podem ser definidos através de parâmetros que definem a posição, altura, comprimento, ângulo de rotação dos edifícios ou através de um ficheiro *raster* através do parâmetro *rb* a introduzir no ficheiro *austal2000.txt* (Janicke, 2009).

3.2 TREM (Transport Emission for Line Sources)

O *TREM* é um modelo que utiliza uma abordagem de velocidades médias na estimativa dos fatores de emissão dos veículos, sendo, assim, de útil aplicabilidade em casos de estudo em que se considera irrelevante a dinâmica da condução. Este modelo é baseado na metodologia *MEET/COST*. (Borrego *et al.*, 2003)

O principal objetivo do *TREM* é estimar as emissões do tráfego rodoviário com uma escala temporal e espacial elevada para posteriormente utilizar na modelação da qualidade do ar. As estradas são consideradas como fontes em linha e as emissões dos veículos são estimadas para cada segmento de estrada considerando informação detalhada do fluxo de tráfego. (Borrego *et al.*, 2003)

A estimativa das emissões relativas ao tráfego feitas pelo *TREM* é baseada na seguinte equação:

$$E = e * a$$

Em que:

- E , é a quantidade de emissões;
- e , (g km^{-1}) é o fator de emissão por unidade de atividade, em que principalmente relaciona as condições de condução com a categoria do veículo;
- a , (km) é a quantidade de atividade de transporte, ou seja, é o produto do número de veículos de cada categoria com a distância percorrida por cada veículo por unidade de tempo.

O modelo de emissões necessita de uma recolha de dados que serão utilizados nos cálculos que estão relacionados com as características do tráfego e as condições de condução, assim como parâmetros adicionais tais como, a temperatura do ar e as propriedades do combustível. Para cada segmento de estrada são necessários os seguintes dados:

- *Volume de tráfego*,

Normalmente os volumes de tráfego obtêm-se com recurso a modelos de transportes ou ainda com recurso a medições no local de amostragem.

- *Velocidade*,

Tal como o volume de tráfego, regra geral as velocidades médias obtêm-se com recurso a modelos de transportes ou ainda com recurso a medições no local de amostragem.

- *Comprimento do segmento de estrada,*

Para o comprimento do segmento de estrada é comum usar-se ferramentas *SIG* na obtenção destes dados.

- *Distribuição dos veículos por categorias,*

Para a estimativa mais precisa dos poluentes emitidos pelas diferentes categorias de veículos do tráfego rodoviário. O modelo distingue as seguintes categorias de veículos:

- Ligeiros de Passageiros a Gasolina (PG),
- Ligeiros de Passageiros a Gasóleo (PG),
- Ligeiros de Passageiros a GPL (LPG),
- Ligeiros de Mercadorias a Gasolina (LDV_G),
- Ligeiros de Mercadorias a Gasóleo (LDV_D),
- Pesados de Mercadorias a Gasóleo (HDV),
- Pesados de Passageiros Urbanos (BUS),
- Pesados de Passageiros de Longo Percurso (Coaches),
- Motociclos,
- Novas Tecnologias.

- *Distribuição dos veículos por classes.*

Além da distinção dos veículos pelas diferentes categorias também é fundamental distinguir dentro de cada categoria as diferentes classes de veículos. Esta distinção é baseada no ano de fabrico do modelo, tipo e capacidade do motor e padrão de emissões, com o intuito de identificar o nível de controlo das emissões. As datas de aplicação das normas de emissão são apresentadas na Figura 2, do Anexo A-3, assim como uma lista detalhada das diferentes classes de veículos.

As várias fases da execução do modelo, e os dados de entrada do modelo, resumem-se no diagrama da Figura 3.1, sendo que as fases são:

Fase 1: Leitura da informação de entrada dos ficheiros de texto criados na interface gráfica;

Fase 2: Desagregação, por troço, dos veículos em classes e categorias;

Fase 3: Determinação dos fatores de emissão a quente (g km^{-1}), por veículo, para cada poluente em função da velocidade média no segmento;

Fase 4: Cálculo do fator de emissão a quente total (g km^{-1}) para cada segmento, multiplicando os fatores de emissão de cada classe de veículos pelo número de veículos da respetiva classe;

Fase 5: Determinação da quantidade total (g) emitida em regime de motor a quente para cada segmento de estrada, multiplicando o fator de emissão global pelo comprimento do segmento de estrada (km);

Fase 6: Estimativa da distância percorrida a frio (km) para veículos com e sem catalisador, em função da temperatura ambiente e da velocidade média;

Fase 7: Cálculo da quantidade total de emissões a frio (g) durante as viagens a frio, tendo em conta a temperatura ambiente e a velocidade média;

Fase 8: Cálculo da taxa de emissão a frio (g km^{-1}) para cada poluente, assumindo uma distribuição uniforme ao longo da distância percorrida a frio;

Fase 9: Determinação das emissões totais a frio, utilizando as taxas de emissão a frio e o número de veículos com e sem catalisador;

Fase 10: Cálculo das emissões totais para cada poluente e para cada troço de estrada, através da soma das emissões a quente e das emissões a frio.

Uma vez que, neste caso de estudo não se têm em consideração as emissões a frio as fases 6 a 9 não serão consideradas.



Figura 3.1 - Diagrama com as principais fases do modelo no cálculo das emissões (Tchepele, 2003)

3.2.1 Ligação do TREM a outras ferramentas da modelação

O *TREM* tem como grande vantagem ser diretamente compatível com o formato de dados de outras ferramentas da modelação, tais como os modelos de transportes de onde se pode obter os volumes de tráfego para cada segmento de estrada, e modelos de qualidade do ar que calculam a concentração de poluentes na atmosfera baseado nos resultados das emissões provenientes do *TREM* (Figura 3.2). Os modelos de Transportes fornecem a informação da estrutura da rede e a distribuição do tráfego através de uma matriz Origem-Destino. Os dados resultantes da simulação destes modelos de tráfego para um determinado período de tempo são posteriormente adaptados para a utilização como dados de entrada no modelo de emissões com a resolução pretendida e o formato exigido pelo modelo. Os dados das emissões obtidos pelo modelo de emissões são essenciais nos modelos de qualidade do ar para o cálculo das concentrações de poluentes sendo que, dependendo do modelo, as emissões estimadas para cada segmento de estrada podem ser agregadas em células regulares utilizando Sistemas de Informação Geográfica. (Tchepel, 2003)

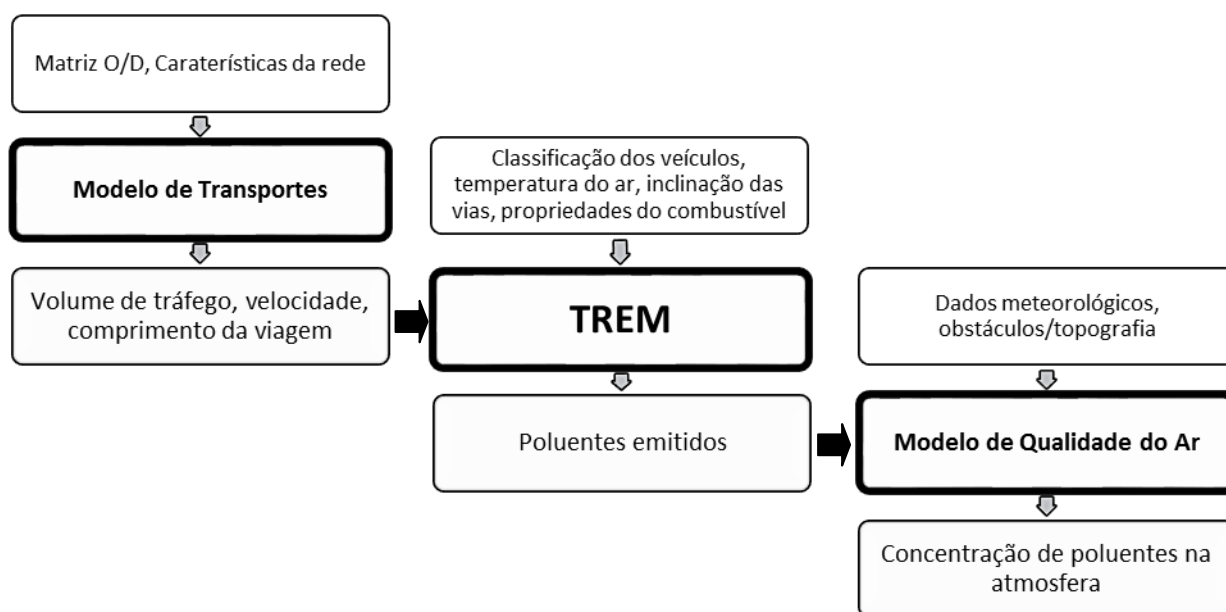


Figura 3.2 - Fluxo de informação entre os vários modelos (Adaptado de Tchepel, 2003)

4.1.1 Caraterização Demográfica

O concelho de Coimbra tem uma área 319,4 km², é capital de distrito e insere-se na Região Centro, NUTS II, e na Sub-Região do Baixo Mondego, NUTS III. De acordo com os dados do Instituto Nacional de Estatística (INE) o concelho tem uma população residente de 143.396 habitantes (Censos de 2011), o que corresponde a uma densidade populacional de 448,95 hab·km⁻². O concelho compreende 18 freguesias, 31 antes do recente processo de união de freguesias, em 2013. A zona de estudo situa-se na união de freguesias de Coimbra (Sé Nova, Santa Cruz, Almedina e São Bartolomeu), que corresponde à zona mais urbanizada da cidade de Coimbra.

4.1.2 Caraterização Socioeconómica

Fazendo uma análise da população do concelho de Coimbra distribuindo-a pelas faixas etárias, através da visualização da Figura 4.2, conclui-se que mais de metade da população (57%) tem idades compreendidas entre os 25 e os 64 anos, 20% com 65 ou mais anos, e que apenas 12% da população tem idades entre os 0 e os 14 anos, o que indica que a população terá tendência para se tornar mais envelhecida (INE, 2012).

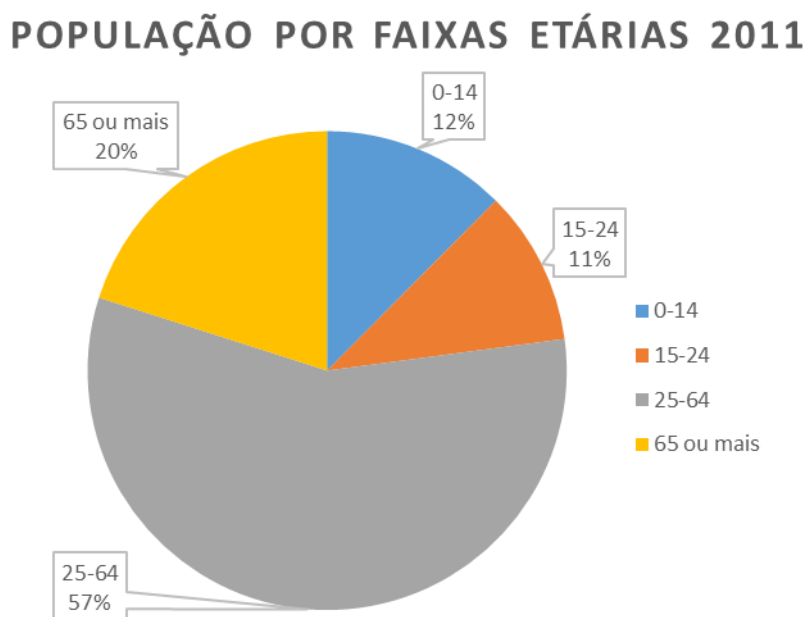


Figura 4.2 – População de Coimbra dividida pelas faixas etárias

Segundo os dados do INE recolhidos nos Censos 2011, apenas cerca 49,36% da população do concelho de Coimbra se encontra economicamente ativa, 10,14% da população residente no

concelho se encontra desempregada, à procura do primeiro emprego ou principalmente à procura de um novo emprego (INE, 2012).

A atividade económica no concelho de Coimbra (Quadro 4.1) caracteriza-se por ser predominantemente terciário, isto é, prestação de serviços, saúde, educação e comércio, com quase 84% (53589 postos de trabalho) dos empregos a estarem relacionados com estas atividades. Seguidamente, com menos impacto no emprego local o setor secundário que está relacionado principalmente com a indústria, emprega cerca de 9588 pessoas. O setor primário, intimamente ligado à extração de recursos da natureza, como a agricultura ou a pesca, é o que tem menos impacto na empregabilidade do concelho, apenas com 421 postos de trabalho.

Quadro 4.1 - População ativa segundo o ramo de atividade económica no concelho de Coimbra (INE, 2012)

Primário	Secundário	Terciário		
		Total	De natureza social	Relacionados com a atividade económica
421	9588	53589	28901	24688

4.1.3 Acessibilidade e Mobilidade

Em 2007 o município de Coimbra encontrava-se nos 20 municípios mais populosos do país, o que evidencia algum dinamismo na cidade e com condições para ser um polo atrativo de emprego, especialmente para os municípios adjacentes com os quais se verificam um grande número de movimentos pendulares (movimentos casa-trabalho, trabalho-casa). Além disso, Coimbra tem uma localização estratégica a nível nacional, dado que localiza-se no centro do país e de eixos rodoviários estratégicos a nível nacional e ibérico (CMC, 2007). Segundo elementos recolhidos para a elaboração do Plano de Gestão da Bacia Hidrográfica do rio Mondego, em 2001, 30 % da população residente na área da Bacia Hidrográfica do rio Mondego efetuaram movimentos pendulares para o interior do concelho de Coimbra, enquanto 8,1% da população efetuaram movimentos pendulares para fora do concelho de Coimbra (APA, 2012)

O concelho de Coimbra encontra-se no eixo principal de transportes e acessibilidade transversal ao território nacional, servido pela A1, que permite a ligação a norte com os distritos de Aveiro, Porto e Braga e a sul com os de Leiria, Santarém e Lisboa. Além da A1, o concelho é servido por uma estrutura de vias pertencentes à rede rodoviária nacional que têm como ponto de confluência a zona urbana de Coimbra, o que caracteriza a rede rodoviária da cidade como tendo uma estrutura radial (Figura 4.3).

4.1.4 Caracterização Climatológica

No estudo da qualidade do ar é fundamental avaliar as influências provocadas pelas condições meteorológicas características da área de estudo. É necessário para tal avaliar os ventos típicos da zona, assim como a ocorrência de precipitações e o perfil de temperaturas ao longo do ano. Os ventos têm um papel importante na dispersão, uma vez que o transporte de poluentes na atmosfera ocorre através do vento. A temperatura do ar tem influências na qualidade do ar, uma vez que por exemplo temperaturas baixas ajudam a um aumento das emissões a frio. A precipitação e a humidade do ar pode estar relacionada com a deposição húmida dos poluentes. Para tal recorreu-se os dados disponíveis nas estações meteorológicas mais próximas da zona de estudo.

- **Velocidade e Direção do Vento**

Através da plataforma SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) foi possível recolher dados monitorizados pela estação meteorológica COIMBRA (12G/02UG) relativos à velocidade e direção do vento para os anos com dados disponíveis, isto é, de 2002 a 2007. Através desses dados foi possível perceber quais as velocidades e direções mais comuns na zona de estudo. Para tornar mais fácil a interpretação dos dados, recorreu-se ao modelo WRPLOT para criar a rosa-dos-ventos da Figura 4.4. Assim, para o período em análise, pela análise da Figura 4.4, os ventos dominantes têm origem principalmente no quadrante Noroeste (NW), seguindo-se os de Sudoeste (SW) e Sul (S). Através do gráfico da Figura 4.5 obtida pelo WRPLOT é possível perceber que a maioria dos ventos, cerca de 49,7%, circulam a velocidades entre 0,5 e 2,1 m/s, e que 40,2% dos ventos circulam a velocidades tão baixas que se designam de calmarias. Estas velocidades baixas dificultam a dispersão dos poluentes na atmosfera.

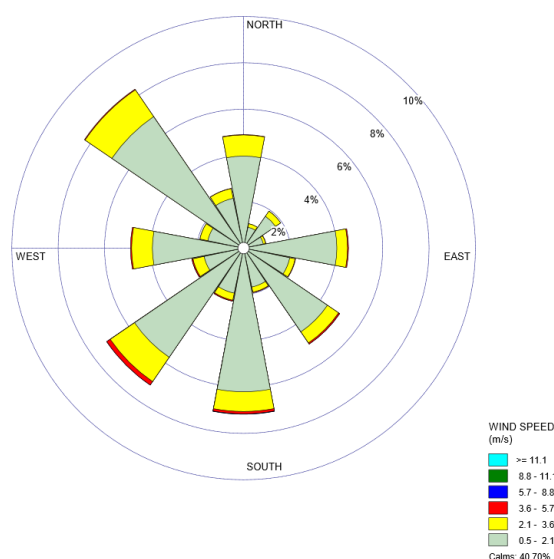


Figura 4.4 - Rosa-dos-ventos, velocidade e direção do vento [2002-2007]

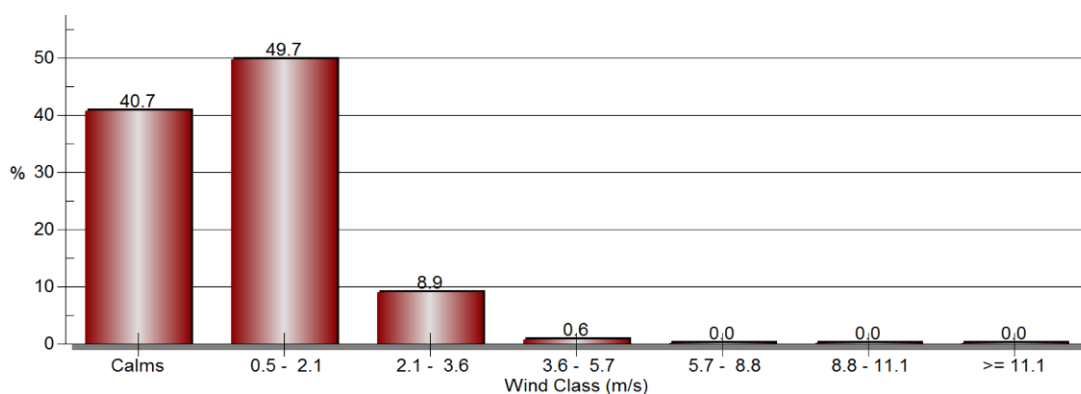


Figura 4.5 – Gráfico com percentagens de velocidades do vento no ano de 2007

- **Temperatura**

Para a elaboração do perfil de temperaturas típicas mensais no concelho de Coimbra recorreu-se à plataforma do SNIRH e recolheu-se os dados existentes. Inicialmente exclui-se os anos em que não existiam dados suficientes para serem incluídos na análise, e por fim fez-se uma média mensal dos valores de temperaturas mensais para os anos com dados disponíveis Figura 4.6. Assim, através desta análise é possível constatar que na zona os meses com temperaturas mais elevadas são os meses de Julho e Agosto, com temperaturas médias mensais de 20,7 °C e 20,9 °C, respetivamente. É possível também verificar que os meses mais frios do ano no concelho, por norma, são os meses de Dezembro (9,5°C) e Janeiro (9,4°C). É relevante referir que os dados reunidos são referentes à estação meteorológica de Santo Varão (12F/02C), uma vez que é a estação mais próxima do concelho de Coimbra com registos de temperaturas, e são referentes às temperaturas médias mensais às 09h.

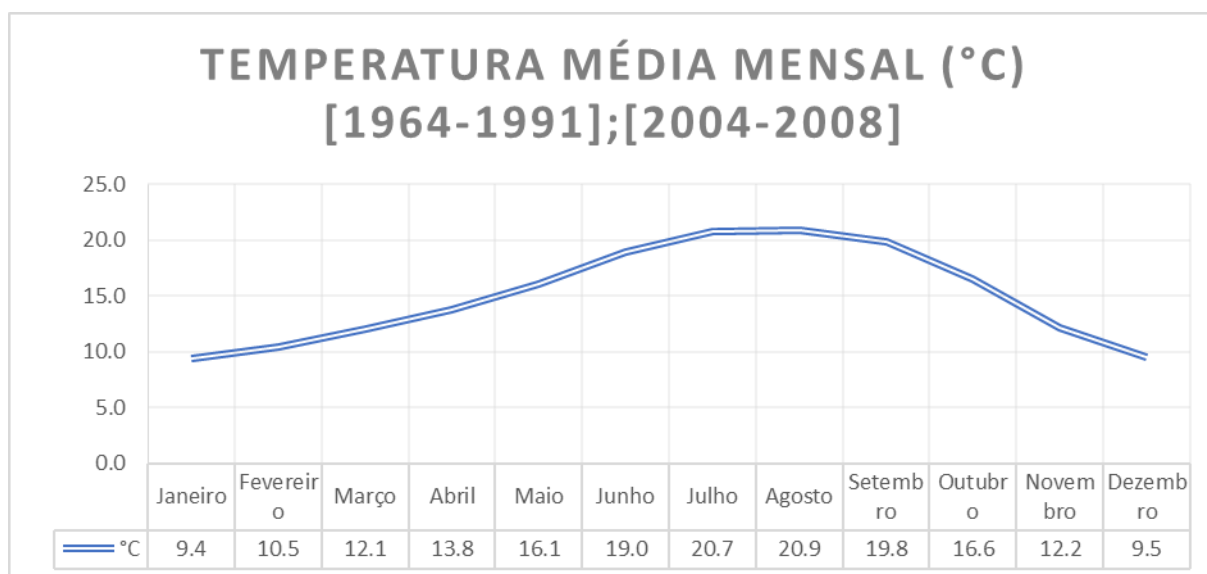


Figura 4.6 – Perfil de temperaturas médias mensais às 09h no concelho de Coimbra para os períodos de 1964 a 1991 e 2004 a 2008. Fonte: SNIRH

- **Precipitação**

Para a análise das precipitações mensais (mm) recorreu-se aos dados da estação meteorológica COIMBRA (12G/02UG) existentes no SNIRH para os anos de 1981 a 1998 e 2002 a 2006 dado serem os únicos períodos com existência de dados completos. Como tal, efetuou-se uma média das precipitações mensais para os períodos em estudo Figura 4.7. Assim foi possível concluir que os meses em que normalmente existe maior pluviosidade são os meses de Outubro, Novembro e Dezembro, com uma média de precipitações mensais de 113,9 mm, 119,5 mm e 128,4 mm, respetivamente. Por seu turno, os meses mais secos, em termos de precipitação, como seria de prever são os meses de Julho (6,9 mm) e Agosto (13,4 mm).

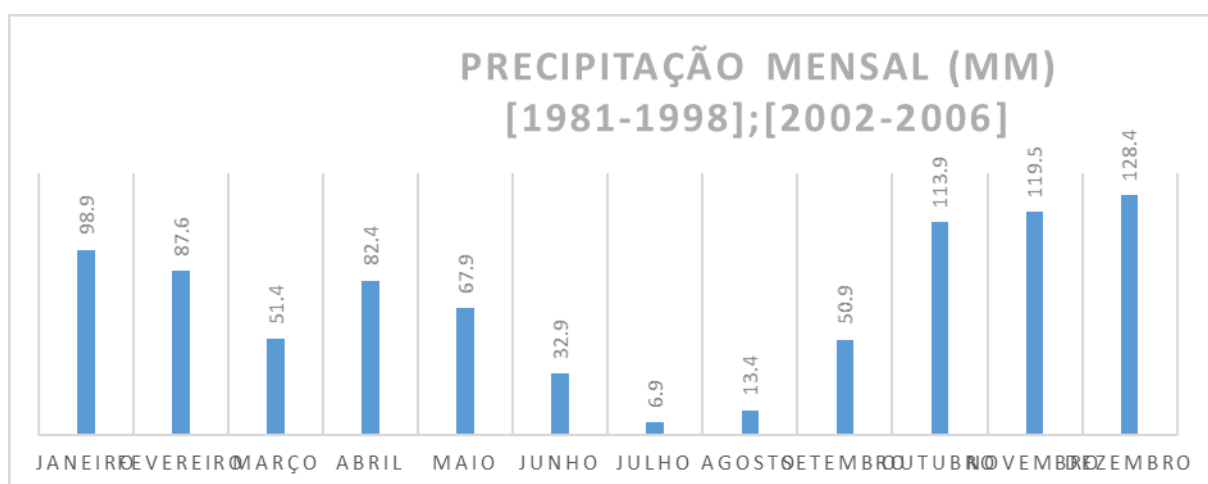


Figura 4.7 – Média de precipitações mensais no concelho de Coimbra para os anos 1981 a 1998 e 2002 a 2006. Fonte: SNIRH

4.1.5 Contributo dos diferentes setores nas emissões em Coimbra

Neste trabalho, revela-se de extrema importância perceber quais os contributos das diferentes fontes emissoras para o total das emissões na zona de estudo, uma vez apenas serão utilizados os valores das emissões oriundas do tráfego rodoviário no cálculo da dispersão atmosférica, isto permitirá assim perceber os resultados obtidos na modelação quando posteriormente comparados com a monitorização. Para tal, recorreu-se aos dados do Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas (INERPA) por concelho no ano de 2009 (Figura 4.8), para avaliar o contributo das diferentes fontes emissoras no concelho de Coimbra, para assim estimar o contributo nas emissões totais por parte da indústria (processos industriais e combustão), dos transportes rodoviários, da agricultura (lixos agrícolas e outros) e de outras fontes apresentadas no INERPA (APA, 2011).

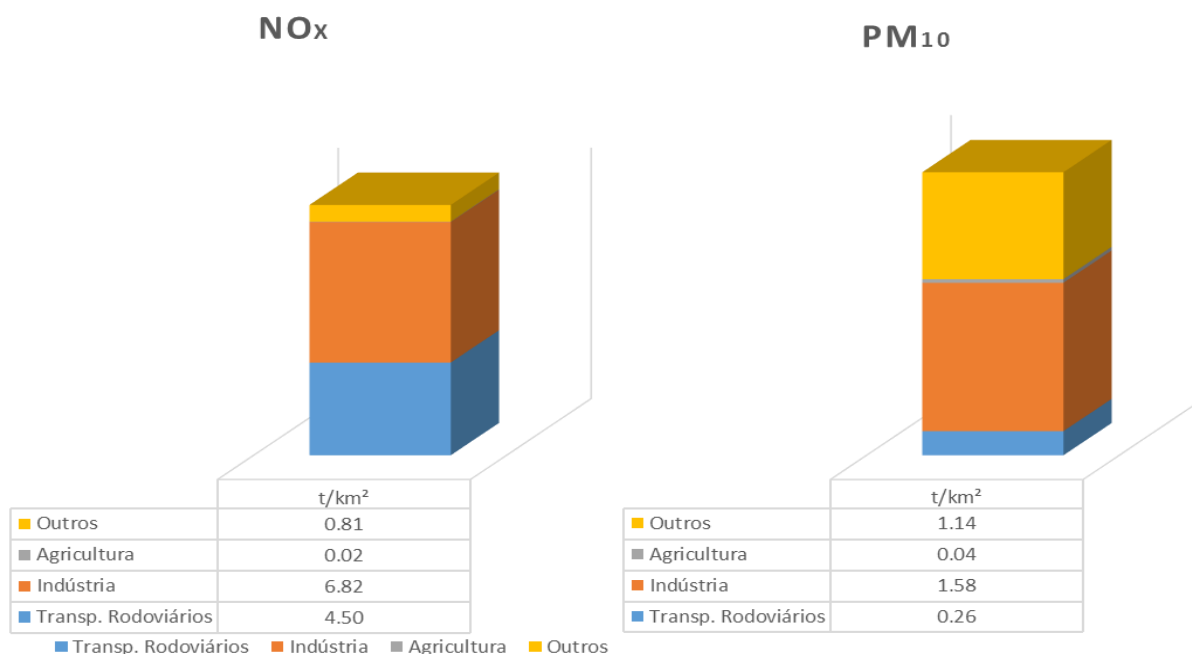


Figura 4.8 – Emissões por setor no concelho de Coimbra no ano de 2009

Através do tratamento dos dados do INERPA (Figura 4.8), pode-se constatar que a principal fonte emissora de NO_x e PM₁₀, é o setor industrial, com cerca de 6,82 e 1,58 ton/km². O setor dos transportes é a segunda principal fonte emissora de NO_x (4,5 ton/km²), enquanto no que se refere às emissões de PM₁₀, a segunda principal fonte está associada a outras fontes emissoras (1,14 t/km²). Conclui-se também que a agricultura tem um impacto reduzido nas emissões no concelho de Coimbra.

4.1.6 Monitorização da QA em Coimbra

A qualidade do ar no concelho de Coimbra é monitorizada por duas estações de qualidade do ar. Estas estações de qualidade do ar encontra-se na área de jurisdição da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDR-C), que cujos dados medidos são reportados para uma base de dados comum da Agência Portuguesa do Ambiente. A estação situada na Avenida Fernão de Magalhães (AFM) é caracterizada por ser uma estação de urbana de tráfego, enquanto a estação situada no Instituto Geofísico da Universidade de Coimbra (IGUC) é uma estação urbana de fundo, cujas localizações se encontram representadas na Figura 4.9.



Figura 4.9 – Localização das estações de monitorização da QA no concelho de Coimbra

A estação urbana de tráfego da Avenida Fernão de Magalhães deu início às medições em 2008 (Quadro 4.2) e mede as emissões principalmente originadas pelo tráfego rodoviário dos seguintes poluentes: monóxido de carbono (NO), dióxido de carbono (NO₂), óxidos de azoto (NO_x), material particulado com diâmetro inferior a 10 µm (PM10), Benzeno (C₆H₆) e monóxido de carbono (CO). Por sua vez, a estação urbana de fundo localizada no IGUC iniciou as medições, anos antes da estação da AFM, em 2003 (Quadro 4.2), distinguindo-se por não medir concentrações na atmosfera de C₆H₆ e CO e medir concentrações de dióxido de enxofre (SO₂) e de ozono (O₃). Neste trabalho apenas será feita a análise dos dados de NO_x e de PM10 capturados pelas duas estações.

Quadro 4.2 – Características das estações de monitorização do concelho de Coimbra

Estação	Localização	Tipo	Início das medições	Coordenadas Geográficas	Altitude (m)	Poluentes
AFM	Urbana	Tráfego	08/07/2008	40°12'53"; -8°24'06"	26	NO, NO ₂ , NO _x , PM10, C ₆ H ₆ , CO
IGUC	Urbana	Fundo	01/01/2003	40°12'25"; -8°24'39"	145	NO, NO ₂ , NO _x , PM10, SO ₂ , O ₃

Para a análise do cumprimento dos requisitos legais impostos na Diretiva Qualidade do Ar, fez-se uma recolha e tratamento de dados das estações de qualidade do ar presentes no concelho, a estação urbana de tráfego situada na zona de estudo (Avenida Fernão de Magalhães) e a estação urbana de fundo instalada no IGUC, para os poluentes em análise (NO₂ e PM10). Assim, recorreu-se à plataforma QualAr da Agência Portuguesa do Ambiente para a obtenção dos dados nos anos 2010, 2011 e 2012, e analisou-se a sua evolução temporal após a aplicação da DQA. Inicialmente fez-se uma análise aos requisitos mínimos de dados

recolhidos e posteriormente às excedências diárias e horárias de concentrações de NO_2 e PM_{10} , assim como avaliou o cumprimento dos valores limite.

Segundo a DQA para ser feita uma análise rigorosa e com competência da qualidade do ar é necessário corresponder a requisitos mínimos de dados recolhidos, para tal, a proporção de dados válidos recolhidos deve ser superior a 75% quando se refere a dados de base horária ou diária. Assim através da recolha de dados das estações de monitorização da qualidade do ar da AFM e do IGUC, para os anos 2010, 2011 e 2012, apenas em 2012 no que se refere ao NO_2 , os dados da estação de qualidade do ar do IGUC não cumprem o mínimo exigido, pela legislação.

Após a verificação dos dados mínimo de recolhidos, segue-se a verificação do cumprimento dos valores limite de PM_{10} e NO_2 , assim como o cumprimento das excedências permitidas pela DQA.

- **PM₁₀**

No que se refere ao PM_{10} , a DQA impõe valores limite diários e anuais (Quadro 4.3). Os valores diários devem ainda respeitar um limite de excedências anuais de 35 vezes, ou seja, 35 dias, para a situação da qualidade do ar estar em conformidade com os requisitos legais.

Quadro 4.3 – Valores limite PM_{10}

PM ₁₀	Valor limite ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
1 Dia	50 ⁽¹⁾
Média anual	40

(1) Este valor não pode exceder mais de 35 dias num ano

Recorrendo à análise da Figura 4.10, percebemos que nos anos 2010, 2011 e 2012, as medições efetuadas na AFM e no IGUC mostram que o valor-limite anual imposto pela DQA ($40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) foi cumprido.

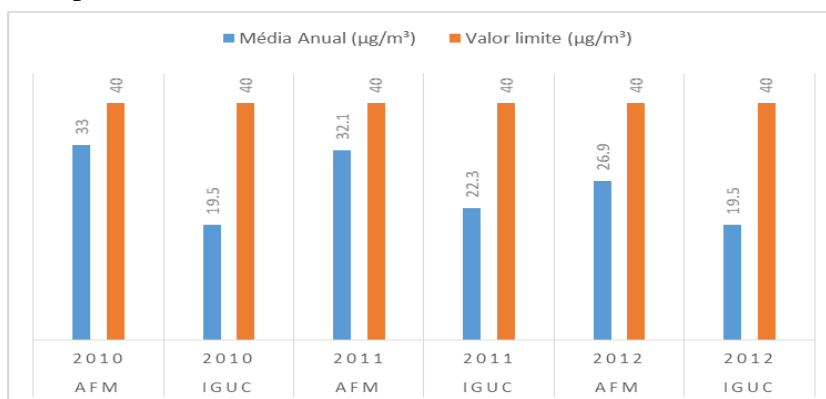


Figura 4.10 – Valores médios anuais de concentração de PM_{10} , em 2010, 2011 e 2012, e valor limite nas estações da AFM e IGUC

Por sua vez, quando analisamos a Figura 4.11, relativa ao número de excedências diárias registadas na estação de monitorização da AFM do valor limite de $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, conclui-se que nos anos 2010 e 2011 não foi cumprido o número máximo de excedências permitidas (35 dias), com 43 e 40 excedências diárias respetivamente. No ano de 2012 este requisito legal já foi cumprido. Por sua vez, na estação de monitorização da qualidade do ar do IGUC o número de excedências ao valor-limite diário não ultrapassou o valor imposto na diretiva (35 excedências num ano), no período em análise.

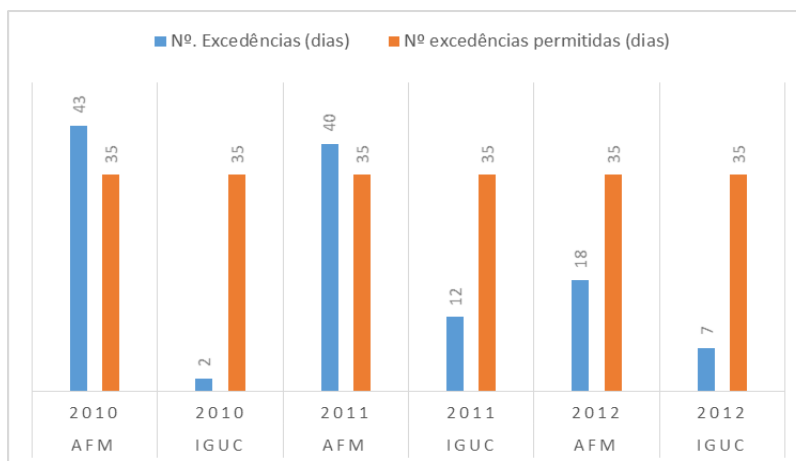


Figura 4.11 – Número de excedências diárias de PM10 nos anos 2010, 2011, 2012 e número de excedências permitidas nas estações da AFM e IGUC

- **NO₂**

No caso do NO₂, a legislação considera parâmetros de avaliação horários e médias anuais, através de valores limite (Quadro 4.4). O valor limite de base horária ($200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) não deve ser excedido mais do que 18 vezes num ano, isto é, 18 horas num ano. O valor limite de base anual a ser cumprido é de $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, tal como no caso do PM10.

Quadro 4.4 – Valores limite NO₂

NO ₂	Valor limite ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
1 Hora	200 ⁽²⁾
Média anual	40

(2) este valor não pode exceder mais do que 18 vezes num ano

Na Figura 4.12, encontram-se representados os valores médios anuais de NO₂ nos anos de 2010, 2011 e 2012 medidos na estação urbana de tráfego da AFM e na estação urbana de fundo do IGUC, assim como o valor limite ($40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). Verifica-se assim que no período em análise o valor limite médio anual foi cumprido em ambas as estações. É, ainda, possível averiguar que os valores médios anuais seguem uma tendência decrescente ao longo do período de análise [2010,2012].

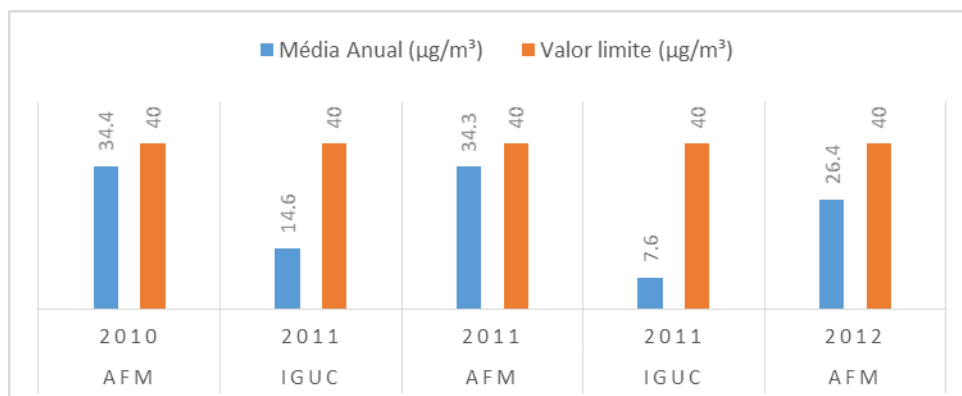


Figura 4.12 - Valores médios anuais de concentração de NO₂, em 2010, 2011 e 2012, e valor limite nas estações da AFM e IGUC

o mesmo modo, na Figura 4.13, estão representadas as excedências horárias de NO₂, nos anos de 2010, 2011 e 2012, assim como o número de excedências permitidas num ano (18 vezes, ou seja 18 horas num ano). Conclui-se então, pela análise da Figura 4.13, que este requisito legal encontra-se em cumprimento com a legislação no período em estudo em ambas as localizações. De notar que não são apresentados valores limite nem excedências em 2012 para a estação do IGUC uma vez que não cumprem os requisitos de proporção de dados recolhidos.

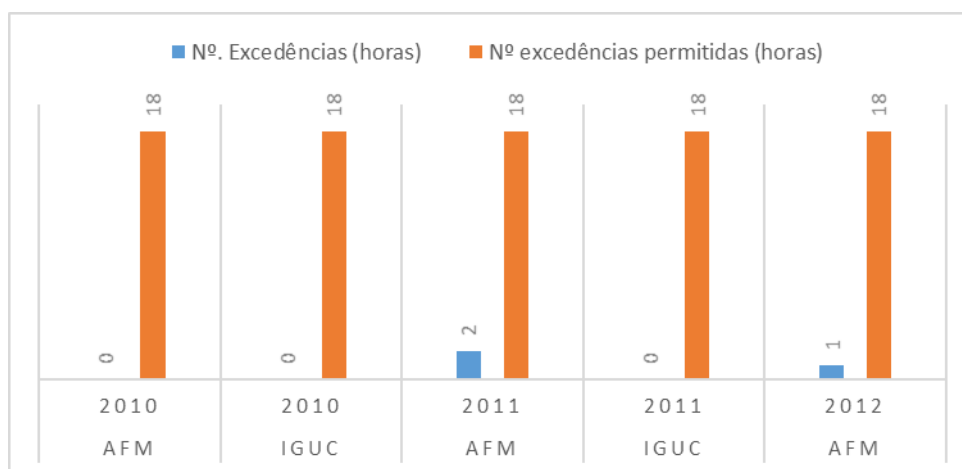


Figura 4.13 - Número de excedências diárias de NO₂ nos anos 2010, 2011, 2012 e número de excedências permitidas nas estações da AFM e IGUC

4.2– APLICAÇÃO DO MODELO DE EMISSÕES TREM

Como referido anteriormente, este trabalho tem como principal objetivo a avaliação da qualidade do ar em áreas urbanas através da modelação, quantificando com maior detalhe a principal fonte de emissões na zona de estudo, o tráfego rodoviário. Como tal, utilizou-se o

modelo de emissões *Transport Emissions Model for Line Sources (TREM)* que estima fatores de emissão ($\text{g}\cdot\text{km}^{-1}$) com base numa metodologia de velocidades médias.

4.2.1 Dados de entrada

Os principais dados utilizados na estimativa das emissões do tráfego rodoviário pelo *TREM* foram volumes de tráfego, velocidades médias, comprimento do segmento de estrada, distribuição dos veículos por categorias e classes. Neste estudo não foram calculadas as emissões a frio, pelo que não foram utilizados dados de número de veículos a funcionar com o motor a frio. O Quadro 4.5 apresenta as ferramentas e fontes utilizadas para a obtenção destes dados de entrada.

Quadro 4.5 – Quadro síntese com os dados de entrada utilizados no *TREM* e ferramentas utilizadas para a obtenção dos dados de entrada

Dados de entrada (<i>TREM</i>)	Ferramentas/fontes utilizadas
Volumes de tráfego	<i>VISUM</i> , contagens manuais (boletins de contagem), contagens automáticas (<i>viacount</i>) e filmagens
Velocidade média do tráfego	<i>VISUM</i> e <i>viacount</i>
Comprimento do segmento de estrada	SIG
Distribuição dos veículos por categorias	INE (2012)
Distribuição dos veículos por classes	INE (2012) e ACAP (2010)

- **Volume de tráfego**

Para a caracterização do volume de tráfego na zona de estudo recorreu-se a várias metodologias. A caracterização dos volumes de tráfego na Avenida Fernão de Magalhães foi feita com recurso a contagens manuais, contagens automáticas e filmagens. Nas restantes vias da zona de estudo recorreu-se a dados de 2011 simulados por um modelo de transportes (*VISUM*), no âmbito do projeto Metro-Mondego (TIS, 2011).

Na descrição do tráfego de determinada zona, as contagens necessitam cumprir alguns requisitos para que os resultados obtidos assegurem uma adequada caracterização e conhecimento da procura dos utilizadores na rede viária e do comportamento do tráfego. Assim, as contagens de tráfego permitem quantificar os fluxos de tráfego totais e em função das tipologias de veículos que circulam, por unidade de tempo, nos diferentes troços da rede viária (Seabra *et al.*, 2011).

Os principais requisitos a cumprir na contagem de tráfego estão relacionados com a localização e o período de recolha da informação. A localização dos postos de contagem devem ser feitos em função do perímetro e da análise pretendida (Seabra *et al.*, 2011). O período de recolha da informação deve ser adequado ao objetivo do estudo a elaborar, e

geralmente deve ser realizado num dia útil da semana (principalmente, terça-feira, quarta-feira ou quinta-feira), fora das férias escolares e do fim-de-semana, por forma a obter um perfil de tráfego que se assemelhe o mais possível da realidade diária (Seabra *et al.*, 2011).

Neste caso de estudo as contagens realizaram-se junto ao eixo onde localiza-se a estação de qualidade do ar na zona de estudo em análise, a Avenida Fernão de Magalhães, no dia 12 de Junho de 2014, ou seja, uma quinta-feira, cumprindo-se assim o máximo possível os requisitos de localização e período e recolha essenciais à obtenção de dados com qualidade. As contagens manuais foram efetuadas com recurso a boletins de preenchimento manual onde foi possível registar os veículos em circulação pelas suas diferentes categorias (Ligeiros de Passageiros, Lig. de Mercadorias, Pesados de Passageiros, P. Mercadorias e Motociclos) em períodos de tempo de 10 minutos intervalados por períodos de 35 minutos desde as 7 horas e 30 minutos e as 20 horas do passado dia 12 de Junho de 2014. As contagens automáticas efetuadas foram realizadas com recurso a um equipamento cedido pelo Departamento de Engenharia Civil, o *viacount* (Figura 4.14). O *viacount* é um equipamento dotado de um radar *Doppler* que capta a velocidade a que um movimento é efetuado, assim como a sua direção numa faixa ou em duas, registando na sua memória interna a velocidade a que um veículo circula com sinal positivo ou negativo consoante a direção do movimento (Krivda *et al.*, 2008).



Figura 4.14 – Equipamento *viacount* e ilustração do equipamento em funcionamento (Krivda *et al.*, 2008)

Ainda foi possível efetuar contagens manuais com recurso a filmagens (Figura 4.15) efetuadas no interior de um edifício na Avenida Fernão de Magalhães por períodos de 15 minutos intervalados por períodos de 15 minutos, desde as 00 horas às 23 horas e 59 minutos.



Figura 4.15 – Filmagens da Avenida Fernão de Magalhães

Os resultados obtidos para o total de veículos em circulação pela combinação destas técnicas de contagem para a AFM encontram-se na Figura 4.16. Analisado a Figura 4.16, conclui-se que existe um período de ponta entre as 9 e as 20 horas, destacando-se as 19 horas como a hora com maior volume de tráfego.

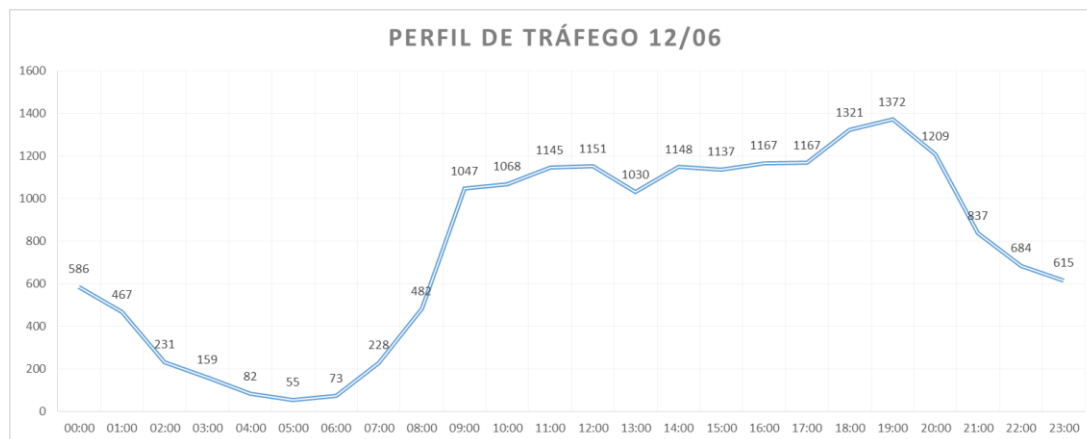


Figura 4.16 - Perfil de tráfego rodoviário na Avenida Fernão de Magalhães 12/06/2014

Os resultados do modelo de transportes (*VISUM*) referem-se a volumes de tráfego diário. Através das contagens na AFM verificou-se um aumento de 21% aos volumes fornecidos pelo modelo para o ano de 2011. Deste modo, por aproximação, considerou-se que na zona de estudo o tráfego aumentou em todas as vias na mesma proporção que aumentou na AFM (Quadro 4, anexo A-4). Além disso, para obter valores de tráfego horários para as restantes vias da zona de estudo aplicou-se o valor percentual de volume de tráfego obtido no perfil de tráfego da AFM para cada hora do dia.

- **Velocidade média do tráfego**

A quantificação das velocidades médias na zona de estudo foi efetuada com recurso a um modelo de transportes *VISUM*, assim como ao equipamento já mencionado o *viacount*. Para a Avenida Fernão de Magalhães usou-se o *viacount*, enquanto para as restantes vias foram utilizados os dados do *VISUM*.

- **Comprimento do segmento de estrada**

A geometria da rede e os comprimentos dos segmentos de estrada na zona de estudo foram obtidos através da utilização de ferramentas SIG.

- **Distribuição dos veículos por categorias**

Na distribuição dos veículos por categorias (Quadro 4.6) utilizou-se os dados recolhidos nas contagens efetuadas na Av. Fernão de Magalhães. Por ser inviável na contagem manual

efetuar a distinção entre o tipo de combustível consumido pelos veículos, usou-se os dados INE do parque automóvel em Portugal no ano de 2012 segundo a categoria e o tipo de combustível.

Quadro 4.6 – Distribuição dos veículos por categorias

	Lig. Passageiros Gasolina	Lig. Pass. Gasóleo	Lig. Pass. GPL	Lig. Mercadorias Gasolina	Lig. Merc. Gasóleo	Pesados Merc. Gasóleo	Pesados Pass. urbanos	Pesados Pass. interregionais	Motociclos	Total
(%)	43.32%	37.63%	0.65%	0.13%	10.21%	0.95%	1.85%	2.30%	2.96%	100.00%

• *Distribuição dos veículos por classes*

A distinção dos veículos pelas respetivas classes é baseada no ano do modelo, tipo e capacidade do motor e padrão de emissões. Como tal, dentro de cada categoria (Quadro 4.7) foi necessário recorrer a dados estatísticos do INE e da Associação do Comércio Automóvel de Portugal (ACAP), para a caracterização do ano do modelo e da capacidade do motor. Para o ano do modelo foram aplicados valores estatísticos recolhidos pela ACAP em 2010, que podem ser consultados no Quadro 4.7.

Quadro 4.7 – Distribuição da frota automóvel em Portugal em 2010 por idades por tipo de veículo (ACAP, 2010)

Idade	Lig. Passageiros	P. Passageiros	Lig. Mercadorias	P. Mercadorias	Motociclos
Até 1 ano	5.5%	4.0%	3.9%	4.6%	10.0%
De 1 a 2 anos	4.1%	4.0%	3.3%	4.3%	6.8%
De 2 a 3 anos	5.7%	5.4%	4.7%	6.0%	5.3%
De 3 a 4 anos	5.6%	4.8%	5.6%	5.9%	5.6%
De 4 a 5 anos	5.4%	4.0%	5.4%	5.4%	5.1%
De 5 a 6 anos	5.4%	4.4%	6.1%	4.1%	4.9%
De 6 a 7 anos	5.4%	4.4%	6.1%	4.1%	6.7%
De 7 a 8 anos	5.4%	4.4%	6.1%	4.1%	6.2%
De 8 a 9 anos	5.4%	4.4%	6.1%	4.1%	7.0%
De 9 a 10 anos	5.4%	4.4%	6.1%	4.1%	6.8%
De 10 a 11 anos	5.5%	4.3%	5.9%	3.8%	1.3%
De 11 a 12 anos	5.5%	4.3%	5.9%	3.8%	1.3%
De 12 a 13 anos	5.5%	4.3%	5.9%	3.8%	1.3%
De 13 a 14 anos	5.5%	4.3%	5.9%	3.8%	1.3%
De 14 a 15 anos	5.5%	4.3%	5.9%	3.8%	1.3%
De 15 a 16 anos	3.1%	2.4%	2.6%	2.4%	29.5%
De 16 a 17 anos	3.1%	2.4%	2.6%	2.4%	
De 17 a 18 anos	3.1%	2.4%	2.6%	2.4%	
De 18 a 19 anos	3.1%	2.4%	2.6%	2.4%	
De 19 a 20 anos	3.1%	2.4%	2.6%	2.4%	
Mais de 20 anos	3.9%	22.2%	4.0%	22.1%	

Os veículos ligeiros a gasolina foram ainda divididos pelas respetivas capacidades dos motores segundo dados estatísticos para os transportes rodoviários do INE relativas a veículos vendidos entre 1999 e 2012 divididos pelas respetivas cilindradas, como ilustra a Figura 4.17.

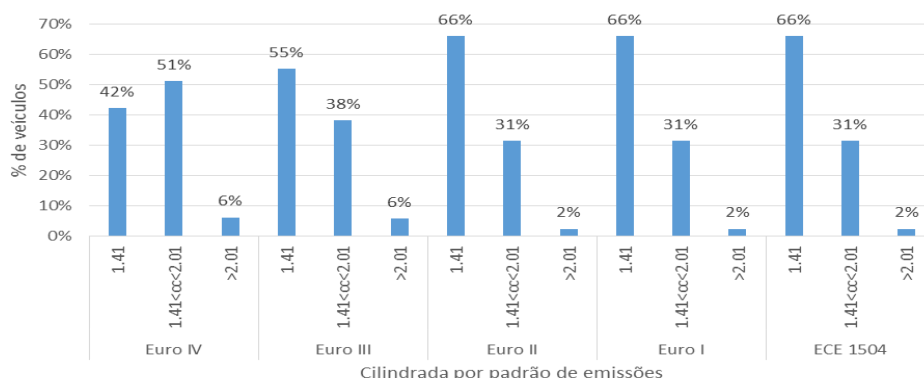


Figura 4.17 – Distribuição dos veículos ligeiros a gasolina por cilindrada e padrão de emissões (INE, 2012)

Na Figura 2 do anexo A-3 encontra-se uma tabela com a classificação dos veículos segundo ano do modelo, tipo e capacidade do motor e padrão de emissões.

4.2.2 Resultados

Como referido anteriormente, o *TREM* foi o modelo de emissões utilizado neste estudo para calcular as emissões de PM10 e NO_x. Contudo, neste estudo, para poderem ser comparados os resultados da modelação com os valores medidos pelas estações de monitorização recorreu-se à bibliografia para a obtenção de um ratio NO₂/NO_x que possibilitasse calcular as emissões de NO₂, a partir de emissões de NO_x, das diferentes categorias de veículos e padrões de emissão (Quadro 4.8).

Quadro 4.8 – Ratio NO₂/NO_x para as diferentes categorias de veículos e padrões de emissões

	Lig. Passageiros Gasolina ⁽¹⁾	Lig. Passageiros Gasóleo ⁽¹⁾	Lig. Passageiros GPL ⁽²⁾	Lig. Mercadorias Gasóleo ⁽¹⁾	Pesados de Passageiros ⁽¹⁾	Pesados de Mercadorias ⁽¹⁾	Motociclos ⁽¹⁾
Conventional	-	11%	5%	11%	11%	11%	4%
ECE 1504	4%	-	-	-	-	-	-
EURO I	4%	11%	5%	11%	11%	11%	-
EURO II	4%	11%	5%	11%	11%	11%	-
EURO III	3%	30%	17%	30%	14%	14%	-
EURO IV	3%	55%	22%	55%	10%	10%	-
EURO V	-	-	-	-	10%	10%	-
Stage 1	-	-	-	-	-	-	4%
Stage 2	-	-	-	-	-	-	3%

Fontes: (1) S. Grice *et al.*, 2009; (2) Keuken *et al.*, 2012

Obtidas as emissões de NO_x para os diferentes veículos aplicou-se os ratios do Quadro 4.8 para calcular assim o correspondente às emissões de NO₂. Assim, através da aplicação do modelo de emissões, obteve-se um total de emissões diárias na zona de estudo de cerca de 5 kg de PM10 e 12,07 kg de NO₂, o que se traduz em aproximadamente 4,4 e 1,8 toneladas de NO₂ e PM10 emitidas anualmente.

A Figura 4.18 resume o total de emissões diárias na zona de estudo. Através da sua análise percebe-se que os veículos que mais emitem NO₂ são os Pesados de Passageiros Euro II e abaixo, assim como os Ligeiros de Passageiros a Gasóleo Euro IV.

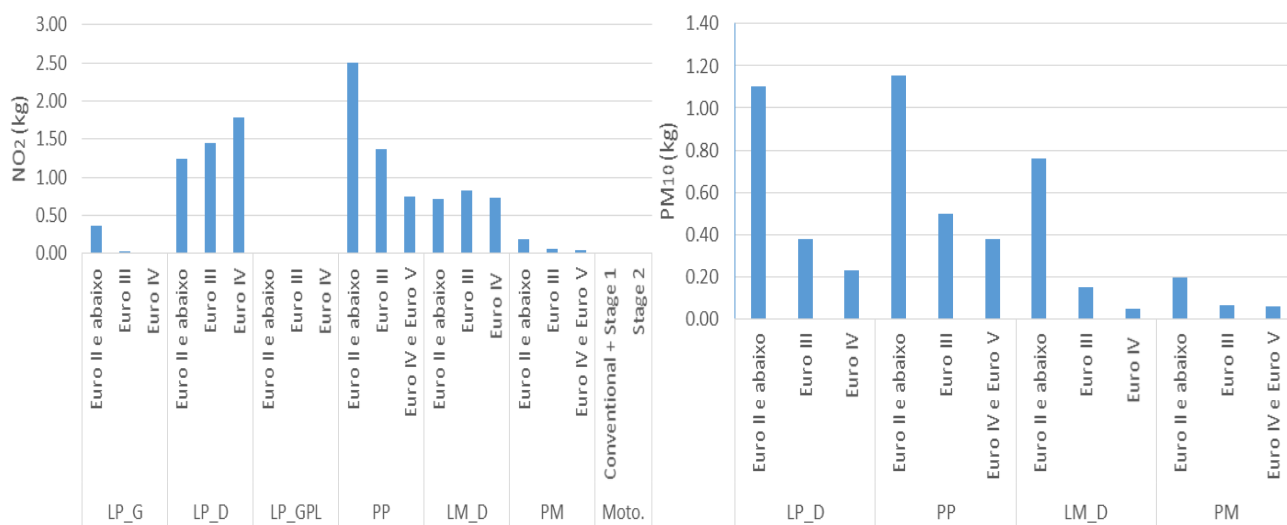


Figura 4.18 – Emissões diárias de NO₂ e PM10 na zona de estudo por categoria de veículo e padrão de emissões

O TREM permite ainda a visualização espacial das emissões através da possibilidade de conexão com ferramentas SIG. A Figura 4.19 ilustra a distribuição espacial das emissões totais na zona de estudo no dia em que foi efetuada a campanha. Como seria de esperar, através da análise da Figura 4.19, observa-se que as vias com maior quantidade de emissões de PM10 e NO_x, localizam-se na Avenida Fernão de Magalhães e no IC2.

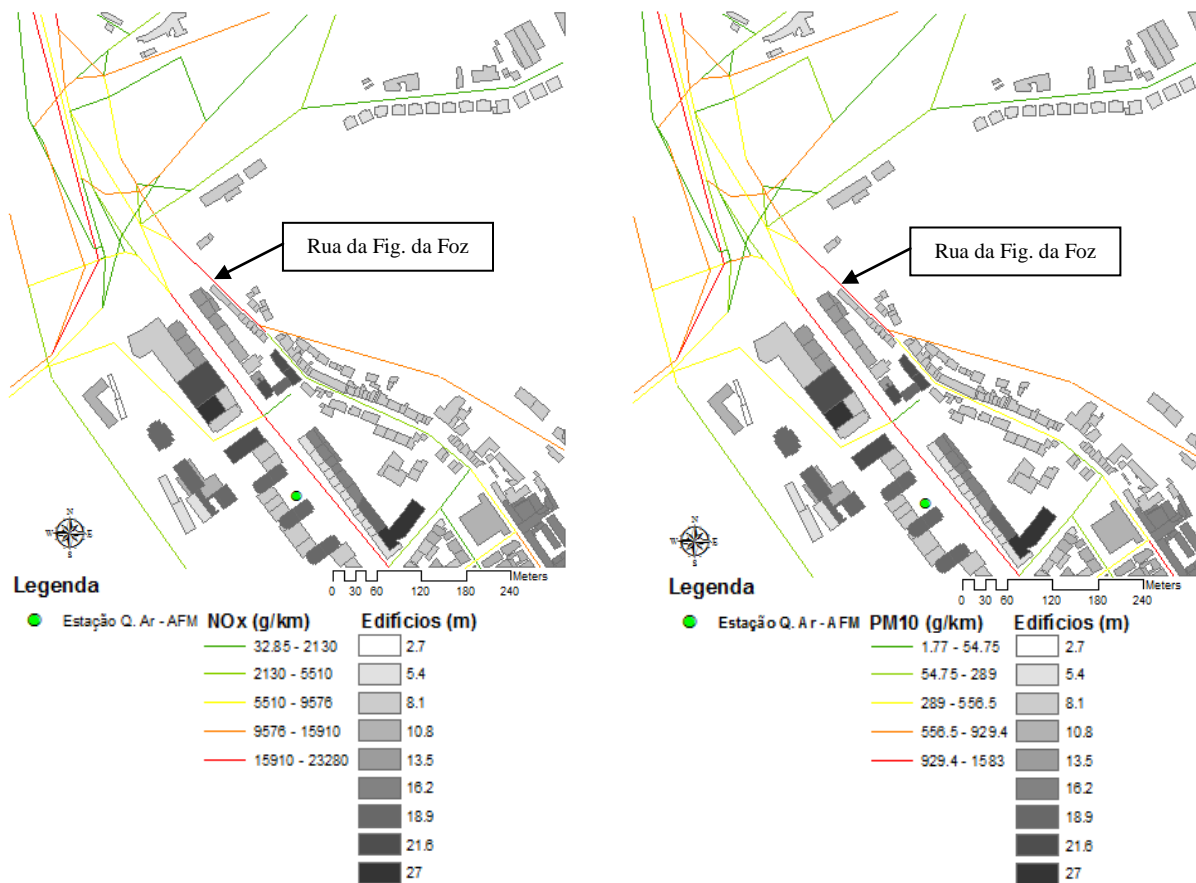


Figura 4.19 – Distribuição espacial das emissões diárias de NO₂ e PM₁₀ na zona de estudo

4.3– APLICAÇÃO DO MODELO DE QUALIDADE DO AR AUSTAL2000

Neste trabalho recorreu-se à utilização do modelo *AUSTAL2000* para caraterizar a qualidade do ar da área de estudo. Seguidamente serão explicados os dados de entrada fornecidos ao modelo.

4.3.1 Dados de Entrada

O *AUSTAL2000* tem como principais dados de entrada a meteorologia, que foi especificada na diretoria do projeto através de um ficheiro *AKTerm*, a topografia do terreno e os edifícios que foram fornecidos ao modelo através dos respetivos documentos *ascii* provenientes de modelos SIG, e as emissões, que são um parâmetro dependente do tempo e foram introduzidas num ficheiro de séries temporais criado pelo modelo após o cálculo dos campos de vento com o nome *series.dmna*.

- **Dados Meteorológicos**

Em termos de meteorologia, o AUSTAL2000 exige como dados de entrada a velocidade e direção do vento, assim como a classe de estabilidade atmosférica. Os dados de direção e velocidade do vento para o dia da campanha foram fornecidos pelo OGAUC, enquanto as classes de estabilidade atmosférica foram atribuídas qualitativamente através da classificação de *Klug-Manier* em comparação com a classificação de *Pasquill-Guifford*.

A direção e velocidade do vento horária foram obtidos através do tratamento dos dados fornecidos pelo OGAUC, medidos na estação meteorológica localizada nas suas instalações. Através do modelo WRPOLT foi possível elaborar a representação da rosa-dos-ventos representada pela Figura 4.20.

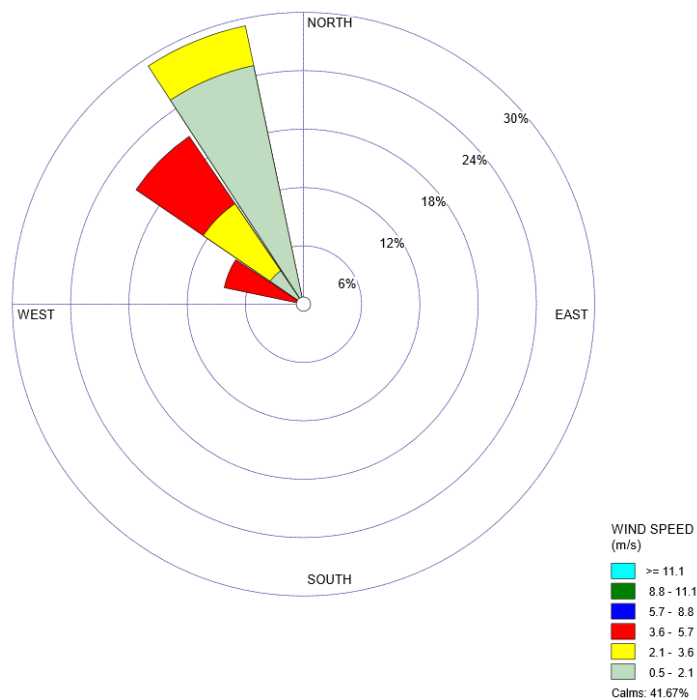


Figura 4.20 – Rosa-dos-ventos, velocidade e direção do vento [12/06/2014]

Pela análise da Figura 4.20, é possível verificar que, no passado dia 12 de Junho de 2014, a direção dos ventos predominantes foi de noroeste e que a velocidade predominante dos ventos na zona de estudo no dia em análise esteve entre 0,5 m/s e 2,1 m/s.

A Figura 4.21 possibilita uma observação mais detalhada das direções e das velocidades médias horárias dos ventos na zona de estudo. De referir que, as velocidades tão reduzidas (0,01 m/s) registadas na estação entre a 1 e as 8 horas podem estar relacionadas com erros de medição, uma vez que pela análise de dados de dias anteriores estas velocidades tão reduzidas não são comuns.

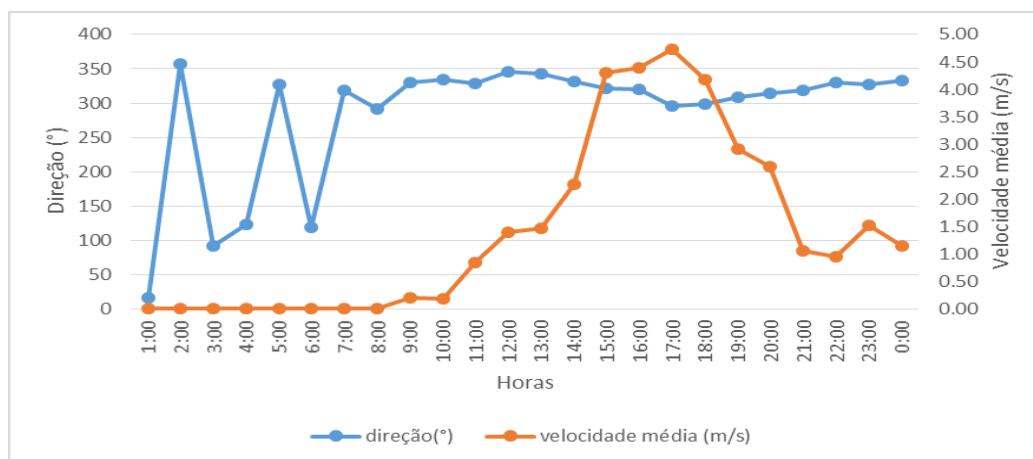


Figura 4.21 – Direções e velocidades médias horárias na zona de estudo [12/06/2014]

Analisando a Figura 4.21, percebe-se ainda que as velocidades do vento mais elevadas ocorreram entre as 15:00 e as 18:00 horas. Estas velocidades mais elevadas contribuem para uma maior dispersão dos poluentes na atmosfera, enquanto as velocidades reduzidas registadas entre a 1:00 hora e as 10:00 horas e entre as 21:00 e as 24:00 horas dificultam a dispersão.

Classe de estabilidade atmosférica

O AUSTAL2000 utiliza a classificação da estabilidade atmosférica de *Klug-Manier*, como referido anteriormente. Para a classificação da estabilidade atmosférica utilizou-se a comparação entre este método e o método de *Pasquill-Guifford* (Quadro 4.9), uma vez que este último possibilita através da relação da velocidade do vento com a irradiação solar durante o dia e a nebulosidade durante a noite obter uma classificação passível de ser comparada com a classificação de *Klug-Manier*.

Quadro 4.9 – Classificação da estabilidade atmosférica de *Pasquill-Guifford* (Foken, 2008)

Vento de superfície (m/s)	Irradiação solar diurna			Nebulosidade noturna	
	Elevada	Moderada	Baixa	Nuvens finas, ou $\geq 4/8$	$\leq 3/8$
<2	A	A-B	B	-	-
2	A-B	B	C	E	F
4	B	B-C	C	D	E
6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Através do Quadro 4.10, é possível fazer uma conversão das classes de estabilidade obtidas pela classificação de Pasquill-Guifford para a classificação de Klug-Manier exigida pelo modelo.

Quadro 4.10 – Comparação entre as classes de estabilidade de *Klug-Manier* e *Pasquill-Guifford* (Foken, 2008)

	<i>Klug-Manier</i>	<i>Pasquill-Guifford</i>
Muito instável	V	A
Instável	IV	B
Neutro a levemente instável	III/2	C
Neutro a levemente estável	III/1	D (neutro)
Estável	II	E (levemente estável)
Muito estável	I	F (estável)

Assim, através deste método de obtenção das classes de estabilidade atmosférica de *Klug-Manier* alcançou-se a classificação da estabilidade atmosférica horária para o período em análise representada no Quadro 4.11. A apreciação da irradiação diurna e da nebulosidade noturna foi feita de forma qualitativa através da observação das condições meteorológicas do local aquando da campanha de contagem de tráfego.

Quadro 4.11 – Classificação da estabilidade atmosférica na zona de estudo [12/06/2014]

Hora	Velocidade média (m/s)	<i>Pasquill-Guifford</i>	<i>Klug-Manier</i>	<i>AKTerm</i>
1:00	0.01	F	I	1
2:00	0.01	F	I	1
3:00	0.01	F	I	1
4:00	0.01	F	I	1
5:00	0.01	F	I	1
6:00	0.01	F	I	1
7:00	0.01	A	V	6
8:00	0.01	A	V	6
9:00	0.20	A	V	6
10:00	0.18	A	V	6
11:00	0.84	A	V	6
12:00	1.39	A	V	6
13:00	1.48	A	V	6
14:00	2.27	B	IV	5
15:00	4.31	B	III/2	4
16:00	4.39	B	III/2	4
17:00	4.73	B	III/2	4
18:00	4.19	B	III/2	4
19:00	2.91	B	III/2	4
20:00	2.59	A	IV	5
21:00	1.07	F	I	1
22:00	0.95	F	I	1
23:00	1.53	F	I	1
24:00	1.16	F	I	1

Analisando o Quadro 4.11, é possível concluir que de uma forma geral a atmosfera durante os períodos noturnos apresentou-se muito estável, enquanto no período diurno a estabilidade

atmosférica oscilou entre o muito instável durante as primeiras horas do dia e o neutro a instável.

- **Emissões**

Neste estudo apenas foram tidas em consideração as emissões do tráfego rodoviário, uma vez que esta é a principal fonte de emissões na zona de estudo selecionada. Na caracterização das fontes de emissões o modelo, para fontes em linha, foi necessário de dados de entrada referentes à localização de cada troço de estrada, assim como as quantidades emitidas em cada um dos troços a cada hora do dia. Na caracterização da localização das fontes na zona de estudo, foram necessários introduzir diversos parâmetros (Quadro 3.5) no ficheiro de introdução de parâmetros (*austal2000.txt*).

As coordenadas, o comprimento e o ângulo de rotação das fontes de emissão foram obtidas com recurso a ferramentas *SIG*. Uma vez que o modelo foi criado com o principal objetivo de calcular a dispersão de poluentes provenientes de fontes pontuais, não possibilita a utilização de um número excessivo de fontes de emissão, assim com o recurso aos *SIG* foi necessário simplificar as vias, como se pode visualizar na Figura 4.22. Aquando da simplificação deve ser considerado que os troços simplificados não podem coincidir com os edifícios. No ficheiro *austal2000.txt* deve ser colocado o símbolo (?) para que, ao correr o modelo, ele reconheça que as emissões são uma variável temporal e que se localizam num ficheiro de séries temporais (*series.dmna*). Por sua vez, a altura e a largura dos troços de estrada foram caracterizadas através da observação através da ferramenta *Google maps*.

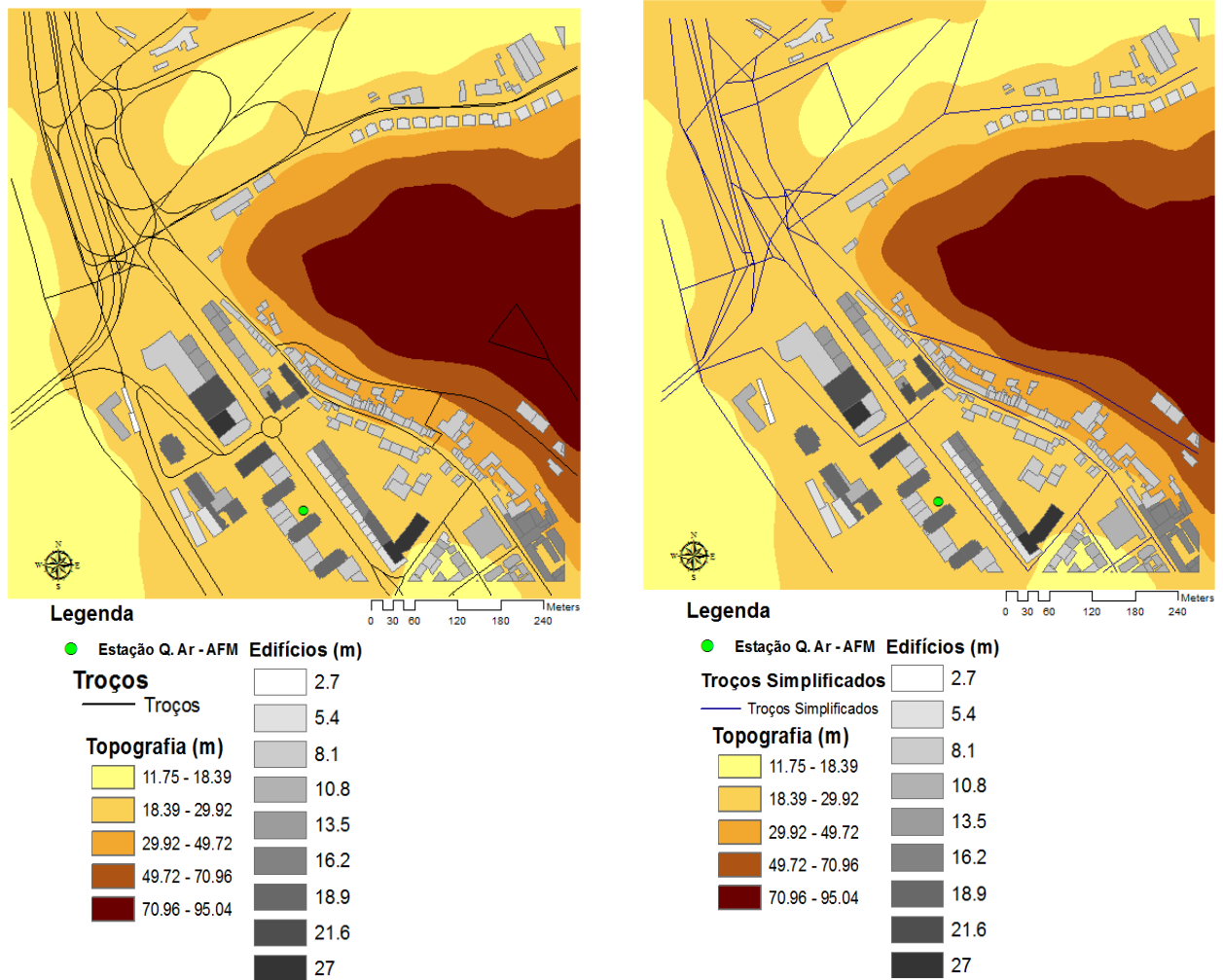


Figura 4.22 – À esquerda troços sem simplificação, à direita troços simplificados.

Por fim, com recurso ao modelo de emissões *TREM*, obteve-se os fatores de emissão (g/km) para cada troço de estrada que posteriormente foram convertidas para quantidades emitidas por troço em gramas por segundo (g/s) a cada hora do dia, como exigido pelo *AUSTAL2000*. O subcapítulo 4.2 explica a forma como as emissões foram calculadas através da utilização do *TREM*. Como, neste caso, as emissões variam com o tempo, foi necessário adicionar ao ficheiro de séries temporais (*series.dmna*) e introduzir para cada hora do dia as emissões de NO_2 e PM_{10} calculadas pelo *TREM*.

- **Topografia e edifícios**

A topografia da área de estudo caracterizou-se com recurso a ferramentas SIG. Para caracterizar os edifícios, além do auxílio dos SIG com o qual foi feita a conversão dos edifícios em *AUTOCAD* para um ficheiro *ascii*, foi necessário utilizar o *Google maps* para obter as alturas

dos edifícios. Assim, considerou-se que segundo o Regulamento Geral de Edificações Urbanas (RGEU) o pé-direito mínimo é de 2,7 metros.

No AUSTAL2000, os edifícios são reconhecidos pela introdução de um ficheiro *dmna* cuja designação se encontra no ficheiro *austal2000.txt* com o parâmetro *rb*. Nesse ficheiro *dmna* são também introduzidos parâmetros que definem as coordenadas (x,y) do canto inferior esquerdo da grelha ($x0, y0$), o tamanho da grelha (*lowb, hghb*) e a dimensão da célula (*dd*). No que se refere ao relevo, o ficheiro a introduzir no modelo é um ficheiro *ascii* obtido com recurso aos SIG.

A Figura 4.22, elaborada com recurso a ferramentas *SIG*, mostra que o terreno da zona de estudo é de certa forma complexo devido ao relevo mais acentuado localizado do lado direito da zona de estudo. Analisando a Figura 4.22 também é possível verificar as alturas dos edifícios, sendo que de um modo geral os edifícios mais altos localizam-se na Avenida Fernão de Magalhães, que dada a proximidade das fontes de emissão podem causar efeitos de *downwash*.

4.3.2 Análise Espacial dos Resultados

Na análise espacial dos resultados obtidos pelo modelo de qualidade do ar, optou-se por examinar neste documento a concentração média diária no dia em que foi efetuada a campanha. Isto é, os resultados ilustrados nas Figuras 4.23 e 4.24 são as concentrações médias de NO_2 e PM_{10} , na zona de estudo no dia 12 de Junho de 2014. As concentrações ilustradas foram calculadas pelo modelo a 1,5 metros do solo e apenas referem-se à contribuição das emissões do tráfego rodoviário.

A Figura 4.23, representa a distribuição espacial das concentrações diárias de NO_2 , no domínio de estudo, proveniente do tráfego rodoviário. Tal como expectável, dada a velocidade reduzida do vento durante o dia em análise, as maiores concentrações de NO_2 [$49\text{-}87 \mu\text{g}/\text{m}^3$] encontram-se nas zonas em que existem maiores volumes de tráfego e as emissões também são superiores (Avenida Fernão de Magalhães, Rua da Figueira da Foz). Contudo na zona do IC2, isto não se verifica, uma vez que, as concentrações de NO_2 representadas foram calculadas a 1,5 metros do terreno, quando o IC2 está localizado a 6,5 metros do terreno. No entanto, as concentrações de NO_2 mais elevadas registadas na Rotunda da Casa do Sal, tendo em conta a direção do vento, podem estar associadas às emissões elevadas do tráfego do IC2. Além disto, é de notar que a influência dos edifícios na dispersão dos poluentes na AFM e a direção do vento, conduzem a concentrações mais elevadas do lado do eixo AFM – Rotunda da Casa do Sal. As concentrações mais reduzidas [$1\text{-}7 \mu\text{g}/\text{m}^3$] encontram-se essencialmente em zonas de maior altitude e ainda entre edifícios, uma vez que são um obstáculo à dispersão dos poluentes.

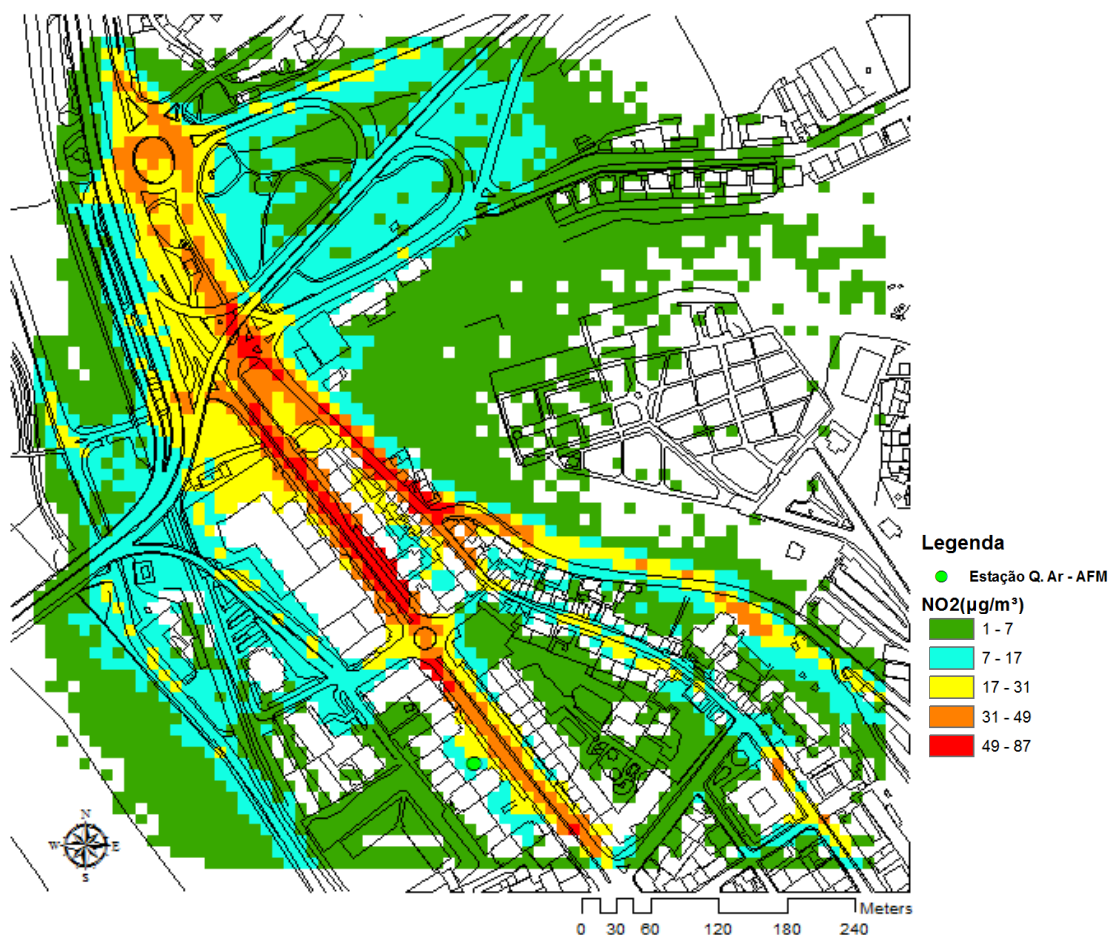


Figura 4.23 – Distribuição espacial da concentração média de NO₂ [12/06/2014]

Pela análise da Figura 4.24, que representa a distribuição espacial das concentrações diárias de PM₁₀, constata-se que, tal como no caso do NO₂, as concentrações mais elevadas [21-36 μg/m³] observam-se nas zonas onde as emissões também foram mais elevadas (Figura 4.24), nomeadamente a Avenida Fernão de Magalhães. Também no caso dos resultados das concentrações de PM₁₀, zona do IC2, isto não se verifica, dado que, as concentrações de PM₁₀ representadas foram calculadas a 1,5 metros do terreno. Do mesmo modo, as concentrações de PM₁₀ mais elevadas registadas na Rotunda da Casa do Sal, tendo em conta a direção do vento, podem estar associadas às emissões elevadas do tráfego do IC2. Do mesmo modo, as concentrações de PM₁₀ mais elevadas registadas na Rotunda da Casa do Sal, tendo em conta a direção do vento, podem estar associadas às emissões elevadas do tráfego do IC2. Assim como, os edifícios e a direção do vento, conduzem a concentrações mais elevadas do lado do eixo AFM – Rotunda da Casa do Sal. As concentrações mais reduzidas [1-3 μg/m³] encontram-se essencialmente em zonas de maior altitude e ainda entre edifícios, uma vez que são um obstáculo à dispersão dos poluentes.

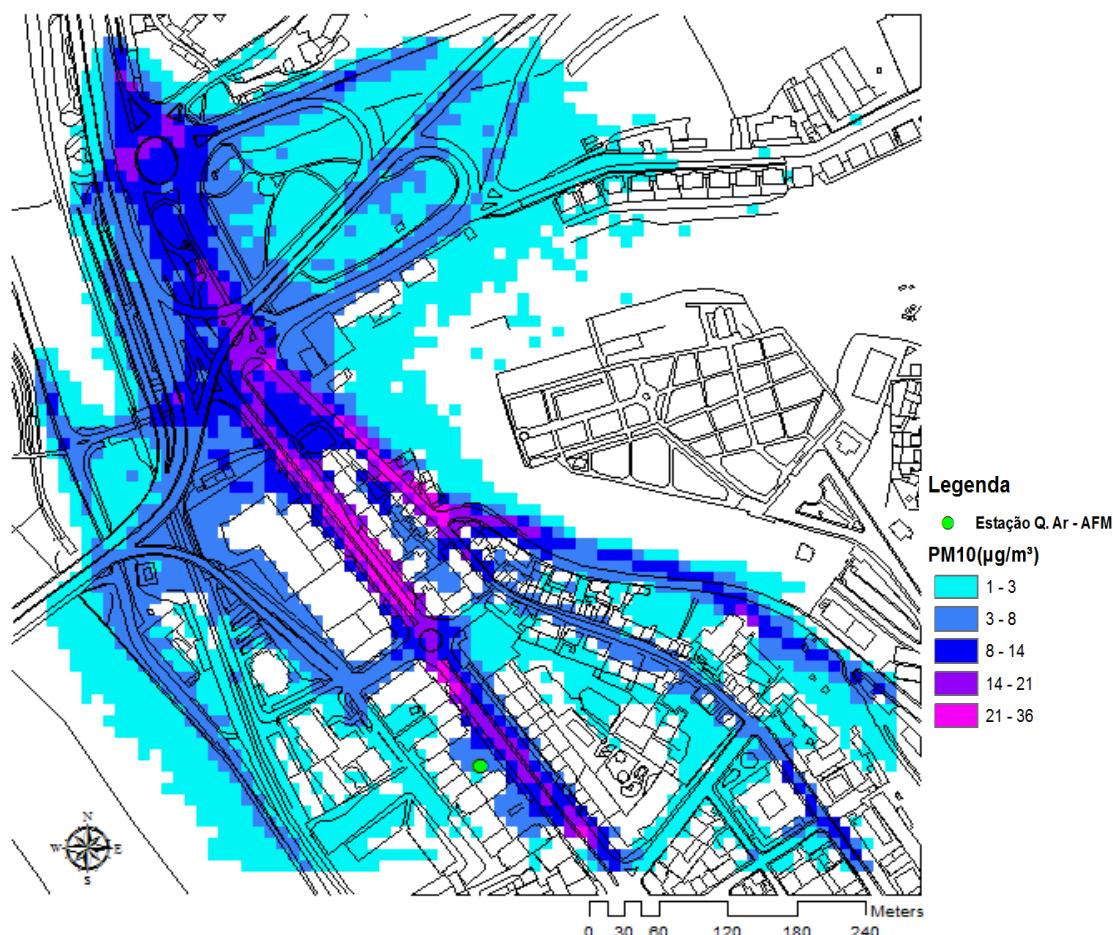


Figura 4.24 – Distribuição espacial da concentração média de PM10 [12/06/2014]

4.3.3 Comparação dos resultados da modelação com os dados da monitorização

Para a validação dos resultados obtidos pela modelação da qualidade do ar, recorreu-se aos dados medidos na estação urbana de tráfego da Avenida Fernão de Magalhães e da estação urbana de fundo do IGUC para comparar os resultados com as medições. Para caracterizar as concentrações que chegam à área de estudo utilizou-se os dados da estação de qualidade do ar do IGUC como dados de *background*, uma vez que as concentrações de fundo caracterizam os níveis de poluição medidos pela influência da contribuição combinada de todas as fontes a barlavento da estação de monitorização da qualidade do ar e não são influenciadas diretamente por qualquer tipo de fonte, e acrescentou-se aos resultados da modelação.

A Figura 4.25, demonstra os resultados obtidos pela modelação com *background* possibilitando a comparação com os dados medidos pela estação da AFM. É possível também, verificar que existem períodos em que os resultados obtidos foram praticamente coincidentes com os valores medidos (6h, 7h, 9h, 17h, 20h). Confirma-se, através da visualização da Figura 4.25, que o limite horário de concentração de NO₂ (200 µg/m³) não foi ultrapassado no período em análise. Comparando os resultados obtidos com os dados

meteorológicos (velocidade e direção do vento e estabilidade atmosférica), podem ser retiradas algumas conclusões. Quando comparados os resultados com os períodos de ponta (Figura 4.16), verifica-se que não existe uma relação direta entre maiores volumes de tráfego e maiores concentrações, isto porque, os fatores meteorológicos são preponderantes na dispersão dos poluentes. Embora o período de ponta seja entre as 9 e as 20 horas, as maiores velocidades do vento e a maior instabilidade atmosférica foram registadas entre as 14 e as 20 horas, pelo que assim justifica-se que as concentrações não sejam tão elevadas, relativamente a outras horas do dia com tráfego mais reduzido. As diferenças registadas entre a 1 e as 5 horas podem estar associadas ao facto de as velocidades do vento reduzidas introduzidas no modelo não corresponderem aos valores reais por erro nas medições, como referido anteriormente.

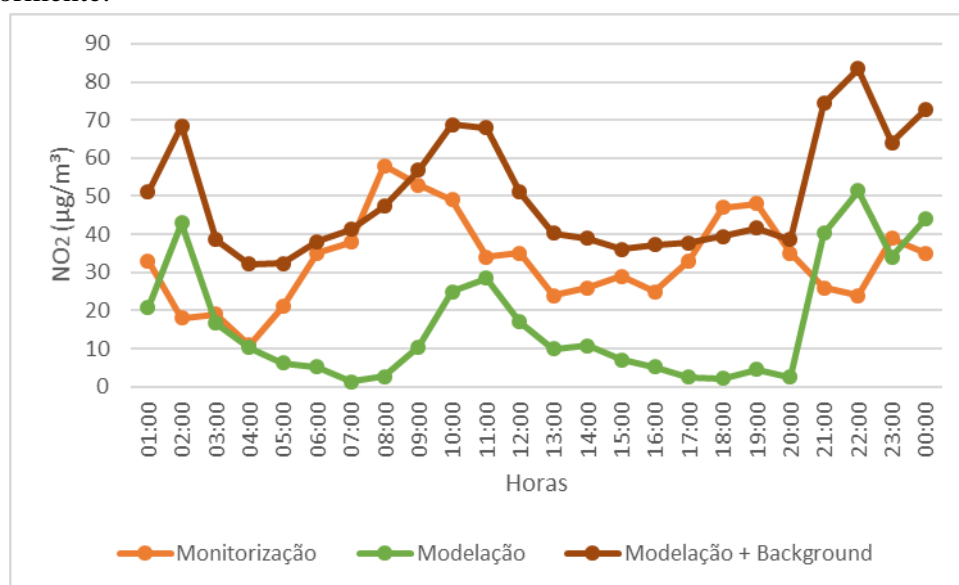


Figura 4.25 – Comparação entre as concentrações de NO₂ obtidas pela monitorização, pela modelação e pela modelação com *background* [12/06/2014]

Analisando a Figura 4.26, conclui-se que no caso do PM₁₀, os resultados da modelação com *background* aproximam-se, em alguns períodos (5h, 8h, 9h, 13h, 16h, 17h, 18h, 20h), dos valores de concentração medidos na estação de monitorização da qualidade do ar da AFM, o que atesta a qualidade dos resultados obtidos. Verifica-se, de igual modo, que o limite médio diário (50 µg/m³) imposto pela DQA não foi ultrapassado nem pelas medições (34 µg/m³) nem pelos resultados da modelação com *background* (41 µg/m³). Pelos resultados de PM₁₀ obtidos através da modelação (Figura 4.26), do mesmo modo que os resultados de NO₂, mostram que não existe correlação entre os valores mais elevados de tráfego e emissões e os períodos com maiores concentrações de PM₁₀ devido aos fatores meteorológicos.

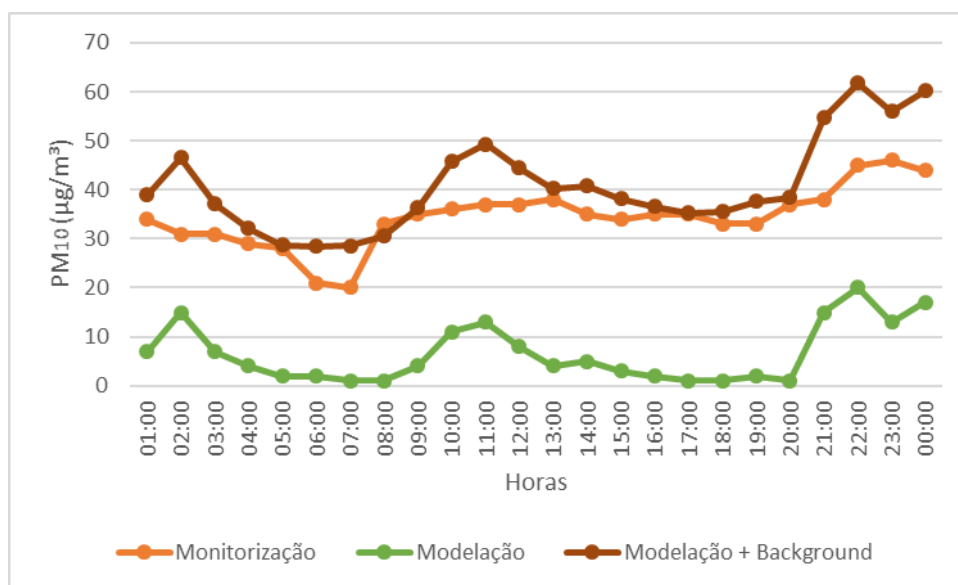


Figura 4.26 – Comparação entre as concentrações de PM10 obtidas pela monitorização, pela modelação e pela modelação com *background* [12/06/2014]

4.3.4 Análise Estatística dos resultados

A análise estatística dos resultados permite, através da interpretação de indicadores, estimar quantitativamente a qualidade dos resultados da modelação, através da comparação entre os resultados da modelação e os dados obtidos pela monitorização. Deste modo, o Quadro 4.12 apresenta os indicadores estatísticos, e as fórmulas de cálculo, utilizados na análise da qualidade dos resultados da modelação.

O coeficiente de correlação de *Pearson* (R), mede o grau de concordância relativamente ao sentido da evolução dos valores assumidos por cada variável ao longo do tempo, no caso, entre os dados medidos e os dados modelados. O índice de concordância (*IOA*), permite avaliar as diferenças entre os valores medidos e modelados. O erro percentual médio (*MFE*) e o erro quadrático médio normalizado (*NRMSE*), indicam a informação acerca dos erros obtidos entre os resultados medidos e os modelados. Por fim, o coeficiente de *Nash-Sutcliffe* (E), é utilizado para descrever quantitativamente a precisão dos resultados da modelação. O erro sistemático médio (*BIAS*) indica o desvio existente entre as concentrações modeladas e medidas em termos sistemático. Este parâmetro possibilita estimar a tendência dos erros cometidos pelo modelo, pois um *BIAS* negativo indica que o modelo tem tendência para subestimar as concentrações, enquanto um *BIAS* positivo aponta para uma tendência para sobrestimar as concentrações. (Thunis *et al.*, 2011).

Quadro 4.12 – Indicadores estatísticos de qualidade dos resultados da modelação

Indicador estatístico	Fórmula	Variáveis
R (Coeficiente de correlação de <i>Pearson</i>)	$R = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M}) \cdot (O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2}}$	M_i , O_i - Valores de concentração modelados e medidos, respetivamente; \bar{M} , \bar{O} - Média dos valores de concentração modelados e medidos, respetivamente N - Número de valores modelados/medidos.
IOA (Índice de concordância)	$IOA = 1 - \frac{N \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - M_i)^2}}{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{O} + O_i - \bar{O})^2}$	
MFE (Erro percentual médio)	$MFE = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \frac{ M_i - O_i }{[(M_i + O_i)/2]}$	
NRMSE (Erro quadrático médio normalizado)	$NRMSE = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - M_i)^2}}{O_{i,max} - O_{i,min}}$	
E (Coeficiente de <i>Nash-Sutcliffe</i>)	$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - M_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$	
Erro sistemático médio (BIAS)	$BIAS = \bar{M} - \bar{O}$	

O Quadro 4.13 apresenta os resultados obtidos, bem como, a gama dos intervalos de valores esperados e os valores ideais para os indicadores estatísticos de qualidade dos resultados da modelação para o NO₂ e o PM10. Pela análise do Quadro 4.14 conclui-se que os resultados obtidos para todos os indicadores calculados encontram-se dentro dos intervalos de valores aceitáveis. O coeficiente de correlação de *Pearson*, no caso dos resultados de PM10, tem uma boa aproximação do valor ideal, assim como o índice de concordância. No caso dos resultados de NO₂, o índice de concordância também apresenta uma boa aproximação ao valor ideal, no entanto o coeficiente de correlação de *Pearson* demonstra que existe uma baixa correlação entre os dados medidos e os dados modelados, que pode estar relacionado com os processos fotoquímicos assumidos pelo modelo (conversão de NO em NO₂). O erro sistemático médio (BIAS), em ambos os casos é positivo, o que significa que os resultados obtidos pelo modelo, em média, sobrestimam os dados da monitorização, no caso do PM10 em 6,56 µg/m³ e no caso do NO₂ 16,83 µg/m³. Assim, pela análise dos indicadores estatísticos apresentados, embora os resultados da modelação apresentem tendência para sobrestimar as medições, é reconhecida a qualidade dos resultados da modelação obtidos.

Quadro 4.13 – Resultados dos indicadores estatísticos para as concentrações modeladas de NO₂ e PM10

Indicador estatístico	NO ₂	PM10	Intervalo de valores esperados	Valor ideal
R (Coeficiente de correlação de <i>Pearson</i>)	0.12	0.84	[-1,1]	1
IOA (Índice de concordância)	0.99	1.00	-	1
MFE (Erro percentual médio)	1.69%	0.73%	[0%,200%]	0%
NRMSE (Erro quadrático médio normalizado)	0.52	0.33	-	0
E (Coeficiente de <i>Nash-Sutcliffe</i>)	-3.57	-1.02	$[-\infty, 1]$	1
Erro sistemático médio (BIAS) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	16.83	6.56	-	0

5 CONCLUSÕES

A qualidade do ar nas áreas urbanas tem-se degradado ao longo das últimas décadas. As áreas urbanas são polos atrativos das populações, uma vez que a oferta de trabalho, os grandes comércios, as escolas e universidades geralmente localizam-se nestas áreas. Este facto, associado ao crescente uso do transporte individual, tem levado a que estas sejam fortemente afetadas pelo crescimento das emissões oriundas do tráfego rodoviário e consequentemente à degradação da qualidade do ar. Neste sentido, a implementação de diretivas comunitárias por parte da União Europeia, nomeadamente a DQA, tem despoletado reações e implementação de medidas para o cumprimento dos valores limite impostos.

Os modelos de qualidade do ar têm-se tornado ao longo dos últimos anos ferramentas imprescindíveis na realização de estudos de previsão da concentração e dispersão de poluentes originários das diversas fontes de poluição. Estes modelos, através do conhecimento das diversas características das áreas de estudo, tais como a meteorologia, terreno, edifícios e reações químicas na atmosfera, assim como da escala de aplicação, têm sido reconhecidos, inclusivamente pela DQA, em combinação com as medições, uma ferramenta poderosa para a previsão e avaliação da qualidade do ar. A utilização destes modelos tem-se revelado importante no cumprimento dos valores limite impostos pela DQA, uma vez que permite prever a qualidade do ar de determinada área, através das emissões, das informações meteorológicas, da topografia e dos edifícios, contribuindo assim na implementação de planos de melhoria da qualidade do ar.

Com a realização do presente estudo, o principal objetivo foi analisar a qualidade do ar numa área urbana do concelho de Coimbra, com forte influência do tráfego rodoviário, aplicando o modelo de qualidade do ar *AUSTAL2000*. Os resultados do modelo foram posteriormente comparados com os dados da monitorização da qualidade do ar medidos na estação urbana de tráfego da Avenida Fernão de Magalhães por forma a verificar a validade dos resultados. Na modelação da qualidade do ar a caracterização detalhada dos dados de entrada é essencial, e assim, no presente trabalho, considerou-se fundamental a obtenção de um perfil de tráfego característico da zona de estudo o mais aproximado possível da realidade, que foi estimado através da combinação de contagens manuais, automáticas (*viacount*) e filmagens. Para a estimativa das emissões do tráfego rodoviário foi utilizado o *Transport Emission Model for Line Sources (TREM)*, modelo desenvolvido pela Universidade de Aveiro, que tem como principais vantagens a sua fácil ligação a ferramentas SIG e a modelos de qualidade do ar, e o facto de considerar as emissões do tráfego como fontes em linha. Na avaliação da qualidade do ar utilizou-se o *AUSTAL2000*, que é um modelo Lagrangeano com aplicação para os diferentes tipos de fontes de emissão. A escolha deste modelo deveu-se à facilidade de acesso, uma vez que é de acesso gratuito.

A aquisição de conhecimentos bibliográficos foi fundamental para a realização deste trabalho, adquirindo assim conhecimentos sobre os diferentes tipos de modelos de qualidade do ar existentes, escalas de aplicação e do âmbito de aplicação. Do mesmo modo, a pesquisa bibliográfica sobre as técnicas de medição das emissões e os tipos modelos de emissões existentes, os principais poluentes do tráfego rodoviário, revelou-se essencial, no desenvolvimento deste estudo, nomeadamente na seleção do modelo de emissões mais adequado ao caso de estudo.

Os resultados do modelo foram apresentados em termos de concentrações médias horárias ao longo das 24 horas do dia de estudo e também como concentração média diária. Através das concentrações médias diárias de NO₂ e PM₁₀ foi feita uma análise espacial dos resultados. Por outro lado, através dos resultados de concentrações médias horárias de poluentes, em conjunto com os dados da monitorização, fez-se uma análise aos resultados da modelação com *background* e aos dados da estação de monitorização para efetuar a validação dos resultados, e por fim, uma análise estatística à correlação entre os resultados da modelação e medidos.

Com este estudo foi possível concluir que, na zona de estudo as principais fontes de emissão de NO₂ do tráfego rodoviário estão associadas aos Pesados de Passageiros com padrão de emissões EURO II e abaixo (2,5 kg/dia) e aos Ligeiros de Passageiros a Gasóleo com padrão de emissões EURO IV (1,8 kg/dia), do mesmo modo que são as principais fontes de PM₁₀ os Pesados de Passageiros com padrão de emissões EURO II e abaixo (1,2 kg/dia) e os Ligeiros de Passageiros a Gasóleo com o mesmo padrão de emissões (1,1 kg/dia). Além disto, através da análise espacial dos resultados das emissões foi possível concluir que as vias com gamas de valores de emissão mais elevados de PM₁₀ (929,4 - 1583 g/km) e NO₂ (15910 - 23280 g/km) localizam-se na AFM, no IC2 e na Avenida de Figueira da Foz. Posto isto, a implementação de medidas que tenham como objetivo a redução de emissões, tais como a renovação da frota de pesados de passageiros dos transportes urbanos de Coimbra para veículos com energias limpas, ou a proibição de ligeiros de passageiros a gasóleo permitiriam obter melhores resultados nas emissões da zona em estudo. A AFM é uma avenida muito movimentada, pelo que, a implementação destas medidas traduzir-se-iam na redução do risco de problemas de saúde das pessoas que lá vivem, trabalham e circulam com frequência.

Pela análise espacial dos resultados da modelação é possível concluir que as maiores concentrações médias diárias de PM₁₀ (21 – 36 µg/m³) e NO₂ (49 – 87 µg/m³) localizam-se na AFM e na Avenida da Figueira da Foz. Na AFM e na Avenida da Figueira da Foz, além da forte influência das emissões, os edifícios e a direção e velocidade do vento contribuem para que isto aconteça. Ainda, através da análise espacial dos resultados, para o período analisado, é possível concluir que, tendo em conta os ventos dominantes na zona de estudo, a localização da estação de qualidade do ar presente na Avenida Fernão de Magalhães não se situa nas zonas onde as concentrações de poluentes são superiores. Os resultados obtidos através da

comparação dos resultados da modelação com *background* com os dados da estação urbana de tráfego da Avenida Fernão de Magalhães transmitem uma boa concordância com os valores medidos. Algumas das diferenças verificadas entre os resultados da modelação com *background* e a monitorização pode estar relacionada com a incerteza dos dados de entrada. Através da análise estatística dos resultados, foi possível avaliar a correlação entre os dados medidos e os resultados da modelação. Esta análise estatística possibilitou concluir que existe uma boa correlação entre os dados medidos e modelados para o PM₁₀. No que se refere ao NO₂, a sobrestimação dos resultados da modelação em relação aos dados medidos pode estar relacionada com os processos fotoquímicos assumidos pelo modelo.

Foi possível ainda concluir, através dos dados da monitorização e dos resultados da modelação que, os resultados da modelação, assim como os dados medidos, horários para NO₂ e diário para PM₁₀ (34 µg/m³ e 41 µg/m³), cumpriram os valores limite (50 µg/m³ e 200 µg/m³, respetivamente) estabelecidos pela DQA.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida, J., Rodrigues, J., (2003). “Um modelo Gaussiano incorporado em SIG para Estudo de Impactos Ambientais – Aplicação a um caso na Zona de Coimbra”. Instituto de Engenharia de Sistemas e Computadores de Coimbra
- Altwickler, R., Canter, L., Cha, S., Chuang, T., Liu, F., Ramachandran, G., Rauffer, K., Reist, C., Sanger, R., Turk, A., Wagner, P. (1999). “Pollutants: Sources, Effects, e Dispersion Modeling” Chapter 5
- APA (2010). “Procedimentos regionais de informação e alerta no âmbito da Qualidade do Ar”. Relatório de Ambiente e Saúde. Agência Portuguesa do Ambiente.
- APA (2011). “Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas. Emissões totais por concelho em 2009 (formato Excel)”. Versão de 25.05.2011. Agência Portuguesa do Ambiente
- APA (2012). “Plano de Gestão das Bacias Hidrográficas dos rios Vouga, Mondego e Lis Integrados na Região Hidrográfica 4”. Parte 2 - Caracterização Geral e Diagnóstico. Caracterização Socioeconómica. Agência Portuguesa do Ambiente
- Barlow, T., Boulter, P. (2009). “Emission factors 2009: Report 2 – a review of the average-speed approach for estimating hot exhaust emissions”. Transport Research Laboratory
- Barth, M., Younglove, T., Scora, S. (2004). “Modal Emissions Model for Heavy-Duty Diesel Vehicles”. Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board, No. 1880, TRB, National Research Council, Washington, D.C., 2004, pp. 10–20
- Boulter, P., McGrae, I., Barlow, T. (2007). “A review of instantaneous emission models for road vehicles”. Transport Research Laboratory
- Borge, R., de Miguel, I., de la Paz, D., Lumbreras, J., Pérez, J., Rodríguez, E. (2012). “Comparison of road traffic emission models in Madrid (Spain)”. Atmospheric Environment, 62, 461 – 471
- Borrego, C.; Tchepel, O.; Barros, N. e Miranda, A. I. (2000). ”Impact of road traffic emissions on air quality of the Lisbon region”. Atmospheric Environment, 34, Pergamon, pp. 4683-4690.

- Borrego, C., Tchepel, O., Costa, A.M., Amorim, J.H., Miranda A.I. (2003). “Emission and dispersion modelling of Lisbon air quality at local scale”. *Atmospheric Environment*, 37, 5197–5205
- Borrego, C., Coutinho, M., Costa, A. M., Ginja, J., Ribeiro, C., Monteiro, Ribeiro, I., Valente, J., Amorim, J. H., Martins, H., Lopes, D., Miranda, A. I. (2014). “Challenges for a New Air Quality Directive: The role of monitoring and modelling techniques”. *Urban Climate* xxx (2014) xxx–xxx
- Canepa, E. (2004). “An overview about the study of downwash effects on dispersion airborne pollutants”. *Environmental Modelling & Software*, 19, 1077-1087. www.elsevier.com/locate/envsoft
- Carbon, B. (2004). “Good Practice Guide for Atmospheric Dispersion Modelling”. National Institute of Water and Atmospheric Research – New Zealand
- Carslaw, D. C., Beevers, S. D. (2002). “The efficacy of low emission zones in central London as a means of reducing nitrogen dioxide concentrations”. *Transportation Research, Part D* 7, 49 – 64
- CE (1996). Diretiva 96/62/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 27 de Setembro de 1996, relativa à avaliação e gestão da qualidade do ar. JO L 296 de 21/11/1996, p.55. Comissão Europeia
- CE (1997). Decisão do Conselho de 27 de Janeiro de 1997 que estabelece um intercâmbio recíproco de informações e de dados provenientes das redes e estações individuais que medem a poluição atmosférica nos Estados-membros. JO L 35/14 de 05/02/1997. Comissão Europeia
- CE (1999). Diretiva 1999/30/CE do Conselho, de 22 de Abril de 1999, relativa a valores limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto e óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente. JO L 163/41 de 26/09/1999. Comissão Europeia
- CE (2000). Diretiva 2000/69/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 16 de Novembro de 2000, relativa a valores limite para o benzeno e o monóxido de carbono no ar ambiente JO L 313 de 13/12/2000, p. 0012 – 0021. Comissão Europeia
- CE (2008). Diretiva Qualidade do Ar (DQA): Diretiva 2008/50/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Maio de 2008 relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa. JO L 152/1 de 11/6/2008. Comissão Europeia
- CE (2014). <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/>. Comissão Europeia

- CERC (2006). ADMS-ROADS. Air Quality Management System. Version 3.2. Cambridge Environmental Research Consultants Ltd.
- Chang, J. C., Hanna, S. R: (2004). “Air quality model performance evaluation”. *Meteorology and Atmospheric Physics* 87, 167-196
- Chavez-Baeza, C., Sheinbaum-Pardo, C. (2014). “Sustainable passenger road transport scenarios to reduce fuelconsumption, air pollutants and GHG (greenhouse gas) emissions in the Mexico City Metropolitan Area”. *Energy*, 66, 624-634
- CMC (2007). “Plano Estratégico de Coimbra – Diagnóstico Final”. Deloitte, Câmara Municipal de Coimbra
- Denby, B. R., Douros, I., Fragkou, L. (2011). “Modelling of Nitrogen Dioxide (NO₂) for air quality assessment and planning relevant to the European Air Quality Directive” Fairmode Guidance Document
- DL-102/2010, 10 de Setembro. Diário da República, 1.ª série — N.º 186 (23.09.2010)
- EAAD (2012). “Air Quality Modelling Guidance”. Environment Agency Abu Dhabi
- EC (2011). “Analyzing on-road emissions of light-duty vehicles with Portable Emission Measurement Systems (PEMS)”. JRC Scientific and Technical Reports. Joint Research Centre. Institute for Energy. European Commission
- EEA (2011). <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/emissions-of-primary-particles-and-5/assessment-3>; http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/sector-share-of-nitrogen-oxides-emissions#tab-chart_1; <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/emissions-of-ozone-precursors-version-2/assessment-4>. European Environmental Agency.
- EEA (2012). “The contribution of transport to air quality”. TERM 2012: transport indicators tracking progress towards environmental target in Europe. EEA Report. No 10/2012. Environmental European Agency
- EEA (2013a). “EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013”. 1.A.3.b.i, 1.A.3.b.ii, 1.A.3.b.iii, 1.A.3.b.iv Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles”. Environmental European Agency.
- EEA (2013b). “EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013”. 1.A.3.b.v Gasoline evaporation. Environmental European Agency

- EEA (2013c). “Air quality in Europe – 2013 Report”. EEA Report. No 9/2013. European Environment Agency.
- EIC (2014). User’s Guide Comprehensive air quality model with extensions (CAMx). Version 6.1. ENVIRON International Corporation.
- EPA (2012). “Motor Vehicle Emission Simulator (MOVES)”. User Guide for MOVES2010b. U.S. Environmental Protection Agency
- ETC/AAC (2004). “Improvement of Classifications European monitoring stations for Airbase”. Technical Paper 2004/7. European Topic Centre on Air and Climate Change
- Franco, V., Kousoulidou, M., Muntean, M., Ntziachristos, L., Hausberger, S., Dilara, P. (2013). “Road vehicle emission factors development: A review”. Atmospheric Environment 70, 84 – 97
- Foken, T. (2008). “Micro-Meteorology”. Chapter 7.5 – Microclimatological Measurements. Page 235. Distribution of air pollution
- Goyal, P., Kumar, A. (2011). “Mathematical Modeling of Air Pollutants: An Application to Indian Urban City”. Air Quality – Models and Applications
- Grice, S., Stedman, J., Kent, A., Hobson, M., Norris, J., Abbott, J., Cooke, S. (2009). “Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe”. Atmospheric Environment 43 (2009) 2154–2167
- Habib, A., Schalaus, B., Schmidt, D. (2014). “Comparing tools of varying complexity for calculating the gas dispersion”. Process Safety and Environmental Protection 92, 305–310
- Holmes, N.S., Morawska, L. (2006). “A Review of Dispersion Modelling and its application to the dispersion of particles: An overview of different dispersion models available”. Atmospheric Environment 40(30):pp. 5902-5928.
- INE(2012).http://censos.ine.pt/xportal/xmain?xpid=CENSOS&xpgid=ine_censos_publicacao_det&contexto=pu&PUBLICACOESpub_boui=156644135&PUBLICACOESmodo=2&selTab=tab1&pcensos=61969554. Censos - Resultados definitivos. Região Centro – 2011. Instituto Nacional de Estatística.
- Janicke, U., Janicke, L. (2007). “Lagrangian particle modelling for regulatory purposes – A survey of recent development in Germany”. Janicke Consulting, Dunum, Germany
- Janicke, U. (2009). Program Documentation of Version 2.4. 2009-02-03. Janicke Consulting, Dunum (Germany). AUSTAL2000.

- Joumard, R., André, J., Raponde, M., Zallinger, M., Kljun, N., André, M., Samaras, Z., Roujol, S., Laurikko, J., Weilenmann, M., Markewitz, K., Geivandis, S., Ajtay, D., Paturel, L. (2008). “Emission factor modelling and database for light vehicles within the European ARTEMIS model”. 16th int. symp. Transport and Air Pollution, Graz
- Krivda, V., Richtár, M., Olivková, I. (2008). “Essential dynamical traffic flow characteristic surveillance using counting facilities *viacount II*”. Sborník vědeckých prací Vysoké školy báňské - Technické univerzity Ostrava
- Langner, C., Klemm, O. (2011). “A comparison of model performance between AERMOD and AUSTAL2000”. *Journal of the air and waste management*. 61:6, 640-646
- Li, J. (2011). “Decoupling urban transport from GHG emissions in Indian cities—A critical review and perspectives”. *Energy Policy* 39 (2011), 3503–3514.
- Li, T., Chen, X., Yan, Z., (2013). “Comparison of fine particles emissions of light-duty gasoline vehicles from chassis dynamometer tests and on-road measurements”. *Atmospheric Environment* 68 (2013), 82-91
- Liu, D. H. F. (1997). “Environmental Engineers’ Handbook”. Second Edition. United States of America
- Luo, X., Cao, H. (2012). “Evaluation of air quality using the CMAQ modeling system”. *Procedia Environmental Sciences* 12 (2012), 159 – 165
- Mavroidis, I., Iliá, M.. (2012). “Trends of NO_x, NO₂ and O₃ concentrations at three different types of air monitoring stations in Athens, Greece”. *Atmospheric Environment* 63 (2012) 135-147
- Martins, H. (2012). “Urban compaction or dispersion? An air quality modelling study”. *Atmospheric Environment* 54 (2012), 60-72
- Melli, P., Zanetti, P. (1992). “Environmental Modelling”. Computational Mechanisms Publications, Elsevier Applied Science
- Mouvier, G. (1995) “A poluição Atmosférica” Biblioteca Básica de Ciência e Cultura. Instituto Piaget
- Moussiopoulos, N., Berge, E., Bohler, T., Leew, F., Gronskei, K., Mylona, S., Tombrou, M. (1996). “Ambient Air Quality, Pollutant Dispersion and Transport Models”. European Topic Centre on Air Quality. European Environment Agency
- Muller, W., Janicke, U. (2007). “Experiences with the German regulatory model AUSTAL2000 in Germany and in other countries in the framework of EU twinning projects”. Lower Saxony State for Ecology, Laatzen, Germany

- Munir, S., Chen, H., Ropkins, K. (2012). “Modelling the impact of road traffic on ground level ozone concentration using a quantile regression approach”. *Atmospheric Environment* 60 (2012), 283 - 291
- Nabais, J. (2005). “Setor dos Transportes. Uma perspetiva energética e ambiental.”
- National Park Service (NPS), (2012). http://www.nature.nps.gov/air/aqbasics/images/types_of_sources_02-2012.jpg . NPS, U.S. Department of the Interior
- Ning, Z., Polidor, A., Schauer, J., Sioutas, C. (2008). “Emission factors of PM species based on freeway measurements and comparison with tunnel and dynamometer studies”. *Atmospheric Environment* 42 (2008), 3099–3114
- ONU (2014). “World Urbanization Prospects: The 2014 Revision”. Department of Economic and Social Affairs. United Nations.
- Pelkmans, L., Debal, P. (2006). “Comparison of on-road emissions with emissions measured on chassis dynamometer test cycles”. *Transportation Research, Part D* 11 (2006), 233–241
- Pongratz, T., Ottl, D., Uhrner, U. (2012). Documentation of the Lagrangian Particle Model GRAL (Graz Lagrangian Model) Vs. 12.5. Das Land Steiermark
- Qadir, R. M., Abbaszade, G., Schnelle-Kreis, J., Chow, J. C., Zimmermann, R. (2013). “Concentrations and source contributions of particulate organic matter before and after implementation of a low emission zone in Munich, Germany”. *Environmental Pollution* 175 (2013), 158-167
- Seabra, M., Pinheiro, A., Marcelino, C, Santos, D., Leitão, J., Rodrigues, A. (2011). “Colecção de Brochuras técnicas/temáticas: Contagens e Inquéritos de Tráfego”. Instituto da Mobilidade e dos Transportes Terrestres
- Smit, R., Ntziachristos, L., Boulter, P. (2010). “Validation of road vehicle and traffic emission models - A review and meta-analysis”. *Atmospheric Environment* 44 (2010) 2943 - 2953
- Smyth, S. C., Jiang, W., Roth, H., Moran, M., Makar, P., Yang, F., Bouchet, V., Landry, H. (2009). “A comparative performance evaluation of the AURAMS and CMAQ air-quality modelling systems”. *Atmospheric Environment* 43 (2009), 1059–1070
- Stockie, J. (2011). “The mathematics of atmospheric dispersion modelling”. *SIAM Review*, 53 (2), 349-372, 2011
- Stohl, A., Forster, C., Frank, A., Seibert, P., Wotawa, G. (2005). “Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2”. *Atmospheric, Chemistry and Physics*, 5, 2461–2474, 2005

- Tchepel, O. “Modelo de Emissões para Apoio à Gestão na Qualidade do Ar”. Tese de Doutoramento, Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, Portugal
- Thunis, P., Georgieva, E., Galmarini, S. (2011). “A procedure for air quality models benchmarking”. Joint Research Centre, Ispra
- TIS, (2011). “Modelo de Planeamento de transportes dos sistemas de mobilidade do Mondego – Conceção e Resultados” Relatório Volume 1. Transportes, Inovação e Sistemas, Portugal.
- Tiwary, A., Colls, J. (2010). “Air pollution: Measurement, Modelling and mitigation”. Third edition. Routledge, New York
- TRIP(2014). http://www.transport.research.info/web/programmes/programme_details.vfm?ID=2373 Transport Research and Innovation Portal
- Uliasz, M., Pielke, R. A. (1993). “Implementation of Lagrangian particle dispersion model for mesoscale and regional air quality studies”. Transactions on Ecology and the Environment vol 1
- Whener, B., Uhrner, U., von Lowis, S., Zallinger, M., Wiedensohler, A. (2009). “Aerosol number size distributions within the exhaust plume of a diesel and a gasoline passenger car under on-road conditions and determination of emission factors”. Atmospheric Environment 43 (2009), 1235–1245
- William, M., Barrowcliffe, R., Laxen, D., Monks, P. (2011). “Review of air quality modelling in Defra”. King’s College London. Environmental Research. School of Biomedical and Health Sciences.
- Venkatram, A. (2008). www.engr.ucr.edu/~venky/Introduction_AERMOD_2008%20.pdf “Introduction to AERMOD”.
- WHO (2014). <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>. Organização Mundial de Saúde, Genebra
- Zanetti, P. (1990). “Air Pollution Modeling: Theories, Computational Methods and Available Software”. Pág. 107-139. Springer-Verlag, United States
- Zegeye, S. K., De Schutter, B., Hellendoorn, J., Breunese, E. A. (2010). “Integrated macroscopic traffic flow and emission model based on METANET and VT-micro”. Delft University of Technology

ANEXOS

Quadro 1 – Valores limite (EC, 2008)

Período de referência	Valor limite	Margem de tolerância	Data-limite para a observância do valor-limite
Dióxido de Enxofre (SO₂)			
1 hora	350 µg·m ⁻³ , a não exceder mais de 24 vezes por ano civil	150 µg·m ⁻³ (43%)	– ⁽¹⁾
1 dia	125 µg·m ⁻³ , a não exceder mais de 3 vezes por ano civil	Nada	– ⁽¹⁾
Dióxido de Azoto (NO₂)			
1 hora	200 µg·m ⁻³ , a não exceder mais de 18 vezes por ano civil	50% em 19 de Julho de 1999, a reduzir em 1 de Janeiro de 2001 e em cada período de 12 meses subsequente numa percentagem anual idêntica, até atingir 0% em 1 de Janeiro de 2010	1 Janeiro de 2010
Ano Civil	40 µg·m ⁻³	50% em 19 de Julho de 1999, a reduzir em 1 de Janeiro de 2001 e em cada período de 12 meses subsequente numa percentagem anual idêntica, até atingir 0% em 1 de Janeiro de 2011	1 Janeiro de 2010
Benzeno			
Ano Civil	5 mg·m ⁻³	5 mg·m ⁻³ (100%) em 13 de Dezembro de 2000, a reduzir em 1 de Janeiro de 2006 em cada período de 12 meses subsequente em 1 mg·m ⁻³ , até atingir 0% em 1 de Janeiro de 2010	1 Janeiro de 2010
Monóxido de Carbono			
Média máxima diária por períodos de 8 horas ⁽²⁾	10 µg·m ⁻³	60%	– ⁽¹⁾
Chumbo			
Ano Civil	0,5 µg·m ⁻³ ⁽³⁾	100%	– ⁽³⁾
PM₁₀			
1 dia	200 µg·m ⁻³ , a não exceder mais de 35 vezes por ano civil	50%	– ⁽¹⁾
Ano Civil	40 µg·m ⁻³	20%	– ⁽¹⁾

(1) Já em vigor desde 1 de Janeiro de 2005.

(2) A concentração média diária por período de 8 horas é seleccionada com base nas médias obtidas por períodos de 8 horas, calculadas a partir dos dados horários e actualizadas de hora a hora. Cada média por período de 8 horas calculada desta forma é atribuída ao dia em que termina; desta forma, o primeiro período de cálculo de um dia tem início às 17:00 horas do dia anterior e termina à 01:00 hora do dia em causa; o último período de cálculo de um dia tem início às 16:00 horas e termina às 24:00 horas do mesmo dia.

(3) Já em vigor desde 1 de Janeiro de 2005. Valor-limite a atingir apenas em 1 de Janeiro de 2010 na vizinhança imediata das fontes industriais específicas situadas em locais contaminados por décadas de actividades industriais. Nesses casos, o valor-limite até 1 de Janeiro de 2010 será 1,0 µg/m³. A área em que se aplicam limites superiores não se deverá alargar a mais de 1 000 m dessas fontes específicas.

Quadro 2 – Limiares de alerta e informação

Limiares de alerta para poluentes distintos do ozono

Poluente	Limiar de alerta
Dióxido de Enxofre	500 µg·m ⁻³
Dióxido de Azoto	400 µg·m ⁻³

Limiares de informação e alerta para o ozono

Objetivo	Período de referência	Limiar
Informação	1 hora	180 µg·m ⁻³
Alerta	1 hora (1)	240 µg·m ⁻³

(1) Para a aplicação do artigo 24.o, a excedência do limiar deve ser medida ou estimada relativamente a três horas consecutivas.

Quadro 3 - Critérios de proporção de dados válidos requeridos (EC, 2008)

Parâmetro	Proporção de dados válidos requeridos
Valores horários	75% (45 minutos)
Valores por períodos de 8 horas	75% dos valores (6 horas)
Média máxima por períodos de 8 horas	75% das médias horárias correspondentes a períodos de 8 horas (18 médias/dia)
Valores por período de 24 horas	75% das médias horárias (pelo menos 18 médias horárias)
Média anual	90% ⁽¹⁾ dos valores horários ou (se estes não estiverem disponíveis) dos valores por período de 24 horas ao longo do ano

(1) Os requisitos em matéria de cálculo da média anual não incluem as perdas de dados decorrentes da calibração regular e da manutenção periódica dos instrumentos.

Quadro 4 – Volumes de tráfego obtidos pelo *VISUM* (TIS, 2011) e atualizações aos volumes de tráfego através das contagens

Número do troço	<i>VISUM</i> (TIS, 2011)	Atualização com medições	Número do troço	<i>VISUM</i> (TIS, 2011)	Atualização com medições	Número do troço	<i>VISUM</i> (TIS, 2011)	Atualização com medições
80602611	12768	15471	80621751	6216	7532	190007444	24	29
80602615	4872	5904	80621759	20328	24632	190007447	96	116
80602621	13128	15908	80624708	6624	8027	190007481	72	87
80602657	6648	8056	109356732	4680	5671	190007485	792	960
80602659	6648	8056	109447770	15696	19019	190007486	13512	16373
80602661	1800	2181	109447770	15696	19019	190007487	12696	15384
80603145	1032	1251	109569378	26736	32397	190007491	936	1134
80603157	1032	1251	109584597	9432	11429	190007494	2256	2734
80603203	6600	7997	109592208	14904	18060	190007495	2256	2734
80603913	1848	2239	109592208	14904	18060	AFM*	18462	22371
80603933	10008	12127	109592208	14904	18060	190007525	2832	3432
80603937	120	145	109592208	14904	18060	190010816	4872	5904
80618845	19752	23934	109592208	14904	18060	190010967	12768	15471
80618855	3720	4508	AFM	14553	18462	191260116	14832	17972
80618859	7248	8783	109935738	6624	8027	191260117	2712	3286
80618863	11760	14250	109935738	6624	8027	191260123	168	204
80618871	9000	10906	110081392	25080	30390	191260124	2208	2676
80618873	10320	12505	110135145	4680	5671	191260125	2208	2676
80618881	22008	26668	171689495	14928	18089	191260260	288	349
80618883	4440	5380	171689495	14928	18089	191260261	696	843
80618885	8304	10062	171689498	72	87	191260262	72	87
80618887	7416	8986	173684310	10176	12331			
80618889	3888	4711	173684310	10176	12331			
80618895	4704	5700	173684310	10176	12331			
80619035	33360	40423	173684312	11832	14337			
80619041	6672	8085	173684312	11832	14337			
80619589	15936	19310	190003294	30624	37108			
80619591	5976	7241	190007433	24	29			
80619593	3216	3897	190007436	6096	7387			
80619595	3720	4508	190007436	6096	7387			
80619597	9960	12069	190007437	6096	7387			
80619601	9432	11429	190007438	504	611			
80619601	9432	11429	190007442	24	29			
80619601	9432	11429	190007442	24	29			
80619609	14040	17013	190007444	24	29			
80619639	10032	12156	190007444	24	29			

* Troço onde foram efetuadas as contagens de tráfego