



**Ana Margarida Lobo
Lourenço da Costa**

**Avaliação da Qualidade do Ar ao Nível Local:
Contributo para o desenvolvimento urbano sustentável**

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Poluição Atmosférica, realizada sob a orientação científica da Professora Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

o júri

Presidente

Professor Doutor Carlos Alberto Diogo Soares Borrego
Professor Catedrático da Universidade de Aveiro

Vogais

Professora Doutora Ana Isabel Couto Neto da Silva Miranda
Professora Auxiliar da Universidade de Aveiro (orientadora)

Professor Doutor Álvaro Henrique Rodrigues
Professor Auxiliar da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

agradecimentos

À Profª Ana Isabel Miranda pelo apoio e incentivo e pelas imprescindíveis críticas no decorrer da orientação desta dissertação.

Ao Prof. Carlos Borrego um apreço muito especial, pelos conselhos sábios, incentivo e amizade demonstrados.

A todo os amigos e colegas do GEMAC (Grupo de Emissões, Modelação e Alterações Climáticas) pela colaboração e ajuda nunca recusada.

Um agradecimento muito especial aos meus pais e ao Pedro, pelo apoio e permanente incentivo, e pela presença nas horas mais difíceis, sem o que este trabalho nunca teria sido possível.

resumo

O crescimento demográfico das últimas décadas teve como consequência o aumento da concentração das populações nas cidades. A concentração das pessoas e dos processos produtivos nos centros urbanos tem como principal consequência o aumento da poluição atmosférica em níveis significativos, através das emissões do tráfego automóvel, indústria e queima de combustíveis fósseis em fontes fixas, aquecimento ou geração de electricidade. No entanto, é a intensificação do tráfego rodoviário, quer no interior das cidades quer nas suas vias de acesso, o principal responsável pelo crescimento dos níveis de poluição, com o consequente desrespeito pelas normas de qualidade do ar.

Inserido neste contexto de estudo da qualidade do ar em centros urbanos e na definição de estratégias sustentáveis de gestão do recurso ar, o trabalho realizado nesta tese, tem como objectivo principal a aplicação de um modelo numérico de qualidade do ar, de escala local, o VADIS, a áreas específicas de duas cidades europeias, Lisboa e Thessaloniki, permitindo a estimativa dos níveis de concentração de poluentes no ar ambiente urbano. O trabalho visa também a definição de cenários futuros de emissões para a atmosfera, de forma a avaliar a contribuição da circulação rodoviária na qualidade do ar urbano, através da determinação por simulação dos valores de concentração de poluentes.

A comparação dos resultados da aplicação do VADIS aos casos de estudo de Lisboa e Thessaloniki com dados de qualidade do ar medidos indica que o modelo de escala local possui um bom desempenho, simulando correctamente os valores de concentração de monóxido de carbono para os domínios seleccionados. As simulações realizadas permitiram obter informação sobre a qualidade do ar em zonas não abrangidas pela rede urbana de estações de qualidade do ar.

O indicador de qualidade do ar, calculado com base nos resultados das simulações para a Baixa de Lisboa e para o centro de Thessaloniki, no cenário de referência, excede o valor limite da legislação, indicando a existência de problemas de qualidade do ar nos domínios considerados. Os indicadores estimados para os cenários futuros indicam que a área de estudo de Lisboa conseguirá atingir valores de concentração de CO inferiores ao limite de 10 mg.m^{-3} , em 2020. A mesma situação não se verifica, para Thessaloniki, onde os valores dos indicadores excedem o limite de concentração de CO estipulado pela legislação.

abstract

The rapidly demographic growth of the last decades has increased the concentration of human populations in cities. As a consequence, the total emissions from road traffic, industry and domestic heating have rise significantly. However, is the intensification of road traffic, one of the major problems of life quality in urban areas, the main responsible for the disregard of air quality standards. This is particularly true in street canyons, where the combination of large vehicle emissions and reduced dispersion can lead to high levels of pollution.

To develop a consistent approach to analyse traffic-induced environmental pressure, a precise quantification of pollutant amount emitted by vehicles to the atmosphere is essential, as well as a detailed dispersion modelling in the most critical areas. The main objective of this work consists in the study of air pollution at local scale on specific areas of two European cities, Lisbon and Thessaloniki, through the application of the local scale dispersion model VADIS. Also in the scope of this work, future air emissions scenarios were defined to estimate the contribution of road traffic emissions in urban air quality.

The application of the numerical model to the selected areas of the two european cities has shown that a good agreement between measured and estimated CO concentration values was accomplished. The performed simulations allowed to obtain air quality informations in urban areas not covered by the air quality network.

The air quality indicator for the reference scenario, in the Lisbon downtown and in the Thessaloniki centre, exceeds the air quality standards, suggesting that the two domains have air quality problems. The indicators estimated for future scenarios in 2020 show that air quality standards are accomplished for the Lisbon study domain. In the same scenario conditions, the indicators estimated for the Thessaloniki area exceed the CO concentration limits defined in the legislation.

Índice

| | |
|--|------------|
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2. A QUALIDADE DO AR NOS CENTROS URBANOS | 3 |
| 2.1 Crescimento populacional e urbanização | 4 |
| 2.2 O tráfego rodoviário como fonte urbana de poluição atmosférica | 6 |
| 2.3 Planeamento urbano: o modelo de cidade sustentável | 9 |
| 3. MODELAÇÃO NUMÉRICA DA QUALIDADE DO AR | 13 |
| 3.1 Módulo FLOW | 15 |
| 3.1.1 Equações de base | 16 |
| 3.1.2 Modelação da turbulência | 17 |
| 3.2 Módulo DISPER | 22 |
| 3.3 O modelo de dispersão de poluentes VADIS | 23 |
| 3.3.1 Definição das malhas | 24 |
| 3.3.2 Dados de entrada | 25 |
| 3.3.3 Cálculo de emissões | 27 |
| 4. APLICAÇÃO DO MODELO DE DISPERSÃO DE ESCALA LOCAL | 31 |
| 4.1 O caso de Lisboa | 32 |
| 4.1.1 Localização e caracterização do domínio de estudo | 33 |
| 4.1.2 Emissões do tráfego rodoviário | 35 |
| 4.1.3 Meteorologia | 36 |
| 4.1.4 Qualidade do ar | 37 |
| 4.2 O caso de Thessaloniki | 39 |
| 4.2.1 Localização e caracterização do domínio de estudo | 40 |
| 4.2.2 Emissões do tráfego rodoviário | 41 |
| 4.2.3 Meteorologia | 42 |
| 4.2.4 Qualidade do ar | 44 |
| 4.3 Resultados das simulações | 45 |
| 4.3.1 O caso de Lisboa | 45 |
| 4.3.1 O caso de Thessaloniki | 50 |
| 4.4 Síntese conclusiva | 55 |
| 5. DESENVOLVIMENTO DE CENÁRIOS FUTUROS | 59 |
| 5.1 Metodologia de definição de cenários | 60 |
| 5.1.1 Cenário 1 | 60 |
| 5.1.2 Cenário 2 | 62 |
| 5.2 Aplicação dos cenários aos casos de estudo | 65 |
| 5.2.1 O caso de Lisboa | 65 |
| 5.2.1.1 Cenário 1 | 65 |
| 5.2.1.2 Cenário 2 | 68 |
| 5.2.1.3 Análise dos resultados | 70 |
| 5.2.2 O caso de Thessaloniki | 73 |
| 5.2.2.1 Cenário 1 | 73 |
| 5.2.2.2 Cenário 2 | 76 |
| 5.2.2.3 Análise dos resultados | 79 |
| 5.3 Síntese conclusiva | 81 |
| 6. INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL | 83 |
| 6.1 Definição de indicador | 83 |
| 6.2 Indicadores de qualidade do ar | 86 |
| 7. CONCLUSÕES | 91 |
| REFERÊNCIAS | 95 |
| ANEXOS | 101 |

Lista de Figuras

| | |
|--|----|
| Figura 2.1 – Evolução do transporte de passageiros na Europa (AEA, 2001). | 6 |
| Figura 2.2 – Papel da mobilidade na cidade sustentável e sua articulação no mecanismo de decisão política. | 12 |
| Figura 3.1 – Interface gráfica do modelo VADIS. | 15 |
| Figura 3.2. Esquema de funcionamento das malhas de campo de ventos e cartográfica. | 24 |
| Figura 3.3 - Relação entre a resolução das malhas e o esforço computacional obtido com o VADIS. | 25 |
| Figura 3.4 – Localização dos obstáculos e fontes emissoras na malha cartográfica. | 26 |
| Figura 3.5 - Estrutura de funcionamento do modelo VADIS. | 26 |
| Figura 3.6 – Informação de entrada do modelo TREM. | 28 |
| Figura 4.1- Localização geográfica das cidades de Lisboa e Thessaloniki, no mapa da Europa. | 32 |
| Figura 4.2- Localização do domínio de estudo na cidade de Lisboa. | 33 |
| Figura 4.3 - Volumetria dos edifícios do domínio da Baixa de Lisboa. | 34 |
| Figura 4.4 – Perspectiva tridimensional dos edifícios da área de estudo. | 34 |
| Figura 4.5 - Domínio de simulação de Lisboa e localização dos contadores de tráfego .. | 35 |
| Figura 4.6 - Variação horária das emissões de CO para a Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, estimadas pelo TREM. | 36 |
| Figura 4.7 - Variação horária da direcção e velocidade do vento, no dia 8 de Julho de 1997. | 37 |
| Figura 4.8 – Localização da rede de estações de qualidade do ar, na cidade de Lisboa. | 38 |
| Figura 4.9 – Variação horária das concentrações de CO medidas pela estação da Rua da Prata, para o dia 8 de Julho de 1997. | 38 |
| Figura 4.10 - Localização do domínio de estudo na cidade de Thessaloniki e das principais fontes emissoras. | 40 |
| Figura 4.11 – Perspectiva tridimensional dos edifícios da área de estudo. | 41 |
| Figura 4.12 - Variação horária das emissões de CO, estimadas pelo TREM, para as principais ruas do domínio de Thessaloniki. | 42 |
| Figura 4.13 – Localização da estação meteorológica do aeroporto de Thessaloniki. | 43 |
| Figura 4.14 - Variação horária da direcção e velocidade do vento, no dia 9 de Agosto de 1998. | 43 |
| Figura 4.15 - Variação horária das concentrações de CO medidas na estação localizada na Rua Venizelou, para o dia 9 de Agosto de 1998. | 44 |
| Figura 4.16 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas. | 46 |
| Figura 4.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas. | 47 |
| Figura 4.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas. | 48 |
| Figura 4.19 – Perspectiva tridimensional do campo de concentrações da Baixa de Lisboa. | 49 |
| Figura 4.20 – Comparação entre as concentrações estimadas pelo VADIS e FLUENT e as concentrações medidas pela estação de qualidade do ar. | 49 |
| Figura 4.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas. | 51 |

| | |
|---|----|
| Figura 4.22 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas..... | 52 |
| Figura 4.23 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas..... | 53 |
| Figura 4.24 - Comparação das concentrações estimadas pelo VADIS com as concentrações medidas pela estação de qualidade do ar..... | 54 |
| Figura 5.1 – Estimativa da evolução do número de veículos a circular em Portugal e Grécia, de 1990 a 2020. | 60 |
| Figura 5.2 - Distribuição percentual por categorias de veículos, para Portugal e Grécia, em 2020. | 61 |
| Figura 5.3 – Percentagens de implementação máxima e mínima de novas tecnologias, na frota europeia, de 1990 a 2020..... | 62 |
| Figura 5.4 - Distribuição percentual por categorias de veículos, para Portugal e Grécia, em 2020, considerando o valor máximo de introdução de novas tecnologias..... | 63 |
| Figura 5.5 - Variação horária das emissões de CO para a Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, estimadas pelo TREM, para o Cenário 1..... | 66 |
| Figura 5.6- Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o Cenário 1..... | 66 |
| Figura 5.7- Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas, para o Cenário 1..... | 67 |
| Figura 5.8 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas, para o Cenário 1..... | 67 |
| Figura 5.9 - Variação horária das emissões de CO para a Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, estimadas pelo TREM, para o Cenário 2..... | 68 |
| Figura 5.10 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o Cenário 2..... | 69 |
| Figura 5.11 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas, para o Cenário 2..... | 69 |
| Figura 5.12 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas, para o Cenário 2..... | 70 |
| Figura 5.13 – Percentagens de distribuição de categorias de veículos para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para Portugal. | 71 |
| Figura 5.14 - Variação horária das emissões totais de CO, estimadas pelo TREM, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2..... | 72 |
| Figura 5.15 – Comparação das concentrações estimadas pelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação da qualidade do ar, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2..... | 72 |
| Figura 5.16 - Variação horária das emissões de CO, estimadas pelo TREM, para as principais ruas do domínio de Thessaloniki, para o Cenário 1. | 74 |
| Figura 5.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o cenário 1..... | 75 |
| Figura 5.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas, para o cenário 1..... | 75 |
| Figura 5.19 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas, para o Cenário 1..... | 76 |
| Figura 5.20 - Variação horária das emissões de CO, estimadas pelo TREM, para as principais ruas do domínio de Thessaloniki, para o Cenário 2. | 77 |

| | |
|--|----|
| Figura 5.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o cenário 2. | 77 |
| Figura 5.22 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas, para o cenário 2. | 78 |
| Figura 5.23 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas, para o cenário 2. | 78 |
| Figura 5.24 – Percentagens de distribuição de categorias de veículos para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para a Grécia..... | 79 |
| Figura 5.25 - Variação horária das emissões totais de CO, estimadas pelo TREM, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2. | 80 |
| Figura 5.26 – Comparação das concentrações estimadas pelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação da qualidade do ar, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2. | 81 |
| | |
| Figura 6.1 – Estrutura conceptual do modelo DPSIR proposto pela AEA..... | 85 |
| Figura 6.2 – Concentração máxima horária de CO, para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para a Baixa de Lisboa. | 87 |
| Figura 6.3 – Concentração máxima horária de CO, para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para Thessaloniki..... | 87 |
| Figura 6.4 – Valor máximo diário da concentração média, por períodos de 8 horas, para a Baixa de Lisboa..... | 88 |
| Figura 6.5 – Valor máximo diário da concentração média, por períodos de 8 horas, para Thessaloniki. | 89 |

Anexos

| | |
|--|-----|
| Figura A.1 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, à 1 hora. | 102 |
| Figura A.2 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 3 horas..... | 103 |
| Figura A.3 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 4 horas..... | 103 |
| Figura A.4 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 5 horas..... | 104 |
| Figura A.5 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 6 horas..... | 104 |
| Figura A.6 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas..... | 105 |
| Figura A.7 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 8 horas..... | 105 |
| Figura A.8 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 10 horas..... | 106 |
| Figura A.9 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas..... | 106 |
| Figura A.10 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 12 horas.... | 107 |
| Figura A.11 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 14 horas.... | 107 |
| Figura A.12 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 15 horas.... | 108 |
| Figura A.13 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 16 horas.... | 108 |
| Figura A.14 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 17 horas.... | 109 |
| Figura A.15 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 18 horas.... | 109 |
| Figura A.16 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 19 horas.... | 110 |
| Figura A.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 20 horas.... | 110 |
| Figura A.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 21 horas.... | 111 |
| Figura A.19 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 22 horas.... | 111 |

| | |
|---|-----|
| Figura A.20 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 23 horas. .. | 112 |
| Figura A.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 24 horas. .. | 112 |
| Figura B.1 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, à 1 hora..... | 113 |
| Figura B.2 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 3 horas. | 114 |
| Figura B.3 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 4 horas. | 114 |
| Figura B.4 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 5 horas. | 115 |
| Figura B.5 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 6 horas. | 115 |
| Figura B.6 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 8 horas. | 116 |
| Figura B.7 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas. | 116 |
| Figura B.8 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 10 horas. | 117 |
| Figura B.9 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 12 horas. | 117 |
| Figura B.10 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas. .. | 118 |
| Figura B.11 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 14 horas. .. | 118 |
| Figura B.12 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 15 horas. .. | 119 |
| Figura B.13 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 16 horas. .. | 119 |
| Figura B.14 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 17 horas. .. | 120 |
| Figura B.15 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 18 horas. .. | 120 |
| Figura B.16 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 19 horas. .. | 121 |
| Figura B.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 20 horas. .. | 121 |
| Figura B.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 21 horas. .. | 122 |
| Figura B.19 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 22 horas. .. | 122 |
| Figura B.20 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 23 horas. .. | 123 |
| Figura B.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 24 horas. .. | 123 |

Lista de Tabelas

| | |
|--|----|
| Tabela 3.1 – Constantes do modelo $k-\varepsilon$ | 21 |
| Tabela 4.1 – Sistematização da informação utilizada pelo VADIS. | 55 |
| Tabela 4.2 – Sistematização da avaliação do desempenho do VADIS, para Lisboa e Thessaloniki. | 57 |
| Tabela 5.1 – Percentagem de implementação das categorias das novas tecnologias, para o ano 2020 (Hickman, 1999). | 64 |
| Tabela 5.2 – Diferenças percentuais das concentrações de CO estimadas para os cenários 1 e 2, relativamente ao cenário de referência. | 82 |

Lista de Símbolos

| | | Unidades |
|--------------|--|----------------------------------|
| C | Concentração | kg.m^{-3} |
| C_{γ} | Constantes; mod. k- ϵ : $\gamma=1,2,3,\mu$; lei-log: $C_E \approx 9,79$ | - |
| c_p | Calor específico a pressão constante; $C_{p(\text{ar})} \approx 1005$ | $\text{J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$ |
| E | Termos de dissipação | - |
| g | Aceleração da gravidade $\approx 9,81$ | m.s^{-2} |
| G | Termos de geração | - |
| h | Entalpia específica | J.kg^{-1} |
| H | Altura | m |
| H_0 | Fluxo de calor sensível | K.m.s^{-1} |
| i_c | Intensidade das flutuações de concentração | - |
| I | Intermitência; termos de impulsão | - |
| J | Função de Jayatillaka | |
| k | Energia cinética turbulenta (ECT) | $\text{m}^2.\text{s}^{-2}$ |
| K | Constante de von Karman $\approx 0,4$ | - |
| l | Escala de comprimento | m |
| L | Comprimento de Monin-Obukhov | m |
| P | Pressão (Pa, N.m^{-2} , $\text{kg.m}^{-1}.\text{s}^{-2}$); probabilidade | |
| Q | Caudal mássico | kg.s^{-1} |
| Re | Número de Reynolds | - |
| Ri | Número de Richardson | - |
| S | Termos fonte | - |
| t | Tempo (s); índice para turbulência | |
| T | Temperatura ($^{\circ}\text{C}$ ou K); escalas de tempo (s) | |
| u_* | Velocidade de atrito | m.s^{-1} |
| u,v,w | Componentes da velocidade | m.s^{-1} |
| x,y,z | Distâncias/comprimentos segundo eixos espaciais | m |
| z_0 | Rugosidade superficial | m |
| β | Coeficiente de expansão térmica $\approx 4 \times 10^{-3}$, a $T=0$ $^{\circ}\text{C}$; relação entre escalas de tempo Lagrangeana e Euleriana ~ 1 a ~ 10 | K^{-1} |

Lista de Símbolos (cont.)

| | | |
|----------------------|--|--------------------|
| δ_{ij} | Delta de Kronecker | |
| γ | Gradiente adiabático da atmosfera = $g/c_p \approx 0,0098$ | $K.m^{-1}$ |
| ν | Viscosidade cinemática, $\nu_{ar} \approx 1,46 \times 10^{-5}$ | $m^2.s^{-1}$ |
| σ_ε | Constante do modelo k- ε , nº de Prandtl turbulento de ε | - |
| σ_k | Constante do modelo k- ε , nº de Prandtl turbulento de k =1 | - |
| σ_T | Constante do modelo k- ε , nº de Prandtl turbulento de T | - |
| λ | Condutividade térmica | $W.m^{-1}.K^{-1}$ |
| μ | Viscosidade dinâmica, $\mu_{ar} \approx 1,8 \times 10^{-5}$ | $kg.m^{-1}.s^{-1}$ |
| ρ | Massa volúmica, $\rho_{ar} \approx 1,29$ a $T=0^\circ C$ | $kg.m^{-3}$ |
| τ_p | Tensão de atrito parietal | $N.m^{-2}$ |
| ε | Taxa de dissipação da energia cinética turbulenta | $m^2.s^{-3}$ |

1. Introdução

O crescimento demográfico das últimas décadas teve como consequência o aumento da concentração das populações nas cidades. Hoje, segundo dados das Nações Unidas, quase metade da humanidade vive nas cidades e a população urbana está a crescer duas vezes e meia mais rapidamente que a rural (NU, 2001). A concentração das pessoas e dos processos produtivos nos centros urbanos tem como principal consequência o aumento da poluição atmosférica em níveis significativos, através das emissões do tráfego automóvel, indústria e queima de combustíveis fósseis em fontes fixas, aquecimento ou geração de electricidade.

É a intensificação do tráfego rodoviário, quer no interior das cidades, quer nas suas vias de acesso, o principal responsável pelo crescimento dos níveis de poluição, com o consequente desrespeito pelas normas de qualidade do ar. As áreas citadinas mais atingidas pela poluição atmosférica são as zonas centrais, devido à concentração dos serviços e, por isso, à grande intensidade do trânsito automóvel.

Neste contexto, a gestão do recurso ar é uma etapa fundamental para a manutenção dos níveis de qualidade do ar dentro dos limites impostos pela legislação. O processo de gestão da qualidade do ar urbano passa, indubitavelmente, pelo conhecimento da qualidade do ar que se respira nas cidades. Para tal, as redes de medição de qualidade do ar implantadas no tecido urbano fornecem informação sobre as concentrações dos poluentes no ar em locais específicos da cidade. Os modelos de qualidade do ar surgem como uma ferramenta indispensável para permitir o conhecimento dos valores de concentração nas restantes áreas urbanas, não cobertas pela rede de qualidade do ar.

A aplicação de modelos de escala local, na análise dos problemas associados à utilização dos transportes urbanos e à gestão da qualidade do ar nas cidades, pode apoiar significativamente a decisão política na definição de estratégias para o planeamento das cidades sustentáveis do futuro.

Inserido neste contexto de estudo da qualidade do ar em centros urbanos e na definição de estratégias sustentáveis da gestão do recurso ar, o trabalho realizado nesta tese, tem como objectivo principal a aplicação de um modelo numérico de qualidade do ar, de escala local, a áreas específicas de duas cidades europeias.

O trabalho visa também a definição de cenários futuros de emissões para a atmosfera, de forma a avaliar a contribuição da circulação rodoviária na qualidade do ar urbano, através da determinação por simulação dos valores de concentração de poluentes.

Após este enquadramento introdutório apresenta-se, no segundo capítulo, um pequeno apontamento relativo aos factores intervenientes na qualidade do ar dos centros urbanos, nomeadamente, a urbanização e o crescimento populacional, a contribuição do tráfego rodoviário e a necessidade de gestão da qualidade do ar. O modelo de cidade sustentável é igualmente apresentado, tendo em conta o objectivo final da política de gestão da qualidade do ar.

No capítulo três, descrevem-se os princípios teóricos do modelo de dispersão de qualidade do ar e faz-se referência à sua estrutura e funcionamento.

O quarto capítulo apresenta a aplicação do modelo aos dois casos de estudo de Lisboa e Thessaloniki, com a descrição da informação de entrada necessária. Os resultados das aplicações realizadas para a situação actual e a avaliação do desempenho do modelo, através da comparação com os dados de qualidade do ar medidos na estação existente em cada um dos domínios, são igualmente apresentados.

A metodologia de desenvolvimento de cenários futuros e a aplicação aos casos de estudo encontra-se referida no capítulo cinco.

O capítulo seis descreve o processo de análise dos resultados obtidos para o cenário actual e cenários futuros com base em indicadores de desenvolvimento sustentável. As conclusões do trabalho desenvolvido e sugestões de continuidade para trabalhos futuros apresentam-se no capítulo sete.

2. A qualidade do ar nos centros urbanos

O ar é um recurso natural, mas ao contrário de outros recursos, não é necessária a gestão em quantidade (o ar não é um bem escasso) sendo, no entanto, necessária a gestão da sua qualidade. A qualidade do ar é, em primeira análise, definida como “adequação do uso”. No caso do recurso ar, o único uso possível de definir é o de garantir a vida com qualidade, na biosfera, e em particular o de garantir uma vida com qualidade ao Homem (AIP, 1998).

É nas cidades que se vivem hoje muitos dos mais graves problemas ambientais, nomeadamente os associados à poluição, à qualidade do ar, ao consumo de energia, à gestão de resíduos ou ao ruído, entre tantos outros. As cidades, enquanto produto da acção humana, constituem, desde sempre, centros de desenvolvimento social, cultural e económico. Estas unidades funcionais caracterizam-se por uma elevada concentração populacional e por uma significativa diversidade de actividades, onde se privilegia a mobilidade, a inovação, e o direito à diferença. Pode-se dizer que a cidade é um processo dinâmico, que foi evoluindo ao longo do tempo e consigo também o conceito de ambiente urbano. Com efeito, o ambiente urbano é o produto do desenvolvimento das várias actividades, características das estruturas funcionais que se designam por zonas urbanas.

A degradação do ambiente no espaço urbano e, em particular, a diminuição da qualidade do ar nas cidades, é hoje objecto de preocupação efectiva, na medida em que grande parte da população mundial vive nestas áreas. Na União Europeia cerca de 80 % da população vive em cidades, verificando-se um crescimento contínuo da população urbana. Na generalidade, estas áreas integram, na sua maioria, importantes fontes de poluentes e, de uma maneira geral, é nelas que a qualidade de vida dos cidadãos é mais afectada. No que diz respeito às emissões urbanas destacam-se como principais fontes: o tráfego rodoviário, as actividades industriais e a utilização de combustíveis fósseis, para aquecimento e produção de energia.

Neste contexto, a gestão da qualidade do ar nos centros urbanos deverá ser considerada uma prioridade das autoridades locais, na definição das políticas ambientais. A gestão da qualidade do ar implica definir uma política para o recurso ar e escolher os objectivos e os meios que permitam pôr em prática essa política, combinando um conjunto de várias etapas fundamentais.

A avaliação da qualidade do ar nos centros urbanos, com especial incidência nas zonas consideradas críticas em termos de poluição atmosférica, e a identificação e caracterização das principais actividades responsáveis pela deterioração da qualidade do ar são algumas das etapas na gestão do recurso ar. O processo de avaliação de qualidade do ar tem por base a monitorização das concentrações de poluentes na atmosfera urbana e a verificação dos padrões de qualidade do ar, estabelecidos na legislação em vigor. Como, na prática, não é exequível caracterizar detalhadamente, através da medição em contínuo dos poluentes, toda uma área de estudo, os modelos de dispersão atmosférica surgem como uma ferramenta complementar.

2.1 Crescimento populacional e urbanização

Há um século atrás, apenas dez por cento da população mundial vivia em cidades. Após a segunda guerra mundial, em 1950, verifica-se um crescimento para 29%, estabilizando ao longo das duas décadas seguintes. No período seguinte, a urbanização global, definida como a fracção de pessoas, acima de 2000 habitantes, a viver em aglomerações, aumentou para 45% (NU, 2001). Nos países mais desenvolvidos, a população urbana atinge, hoje, os 73%, comparativamente com o valor de 36% registado nos países em desenvolvimento. Assiste-se, neste início de milénio, a um aumento anual da população urbana de 2,5%, enquanto que a população mundial cresce a uma taxa anual de 1,5% (Fenger, 2002).

A intensidade e as características da urbanização em todo o mundo geraram dois grandes problemas no final do século XX: a qualidade urbana e a qualidade ambiental. A deterioração ambiental, seja da cidade ou do campo, é um problema antigo e sempre existiu na história da humanidade. O que é novo, neste final de século, é a intensidade dos processos de degradação ambiental que acompanham a urbanização, tendo como resultado a crescente vulnerabilidade das cidades, problema agravado pela intensidade da concentração urbana. Desde a Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, também designada Cimeira

da Terra, realizada no Rio de Janeiro em 1992, têm-se reforçado as iniciativas que visam associar estas duas questões. A Conferência Habitat II, realizada em Istambul pelas Nações Unidas, em 1996, dá ênfase à questão urbana ambiental ao definir a sustentabilidade como princípio a ser seguido.

A cidade, neste início de milénio, constitui-se como a forma preferencial que os seres humanos escolheram para viver em sociedade e de prover as suas necessidades. Isto significa que, para a maioria dos habitantes do Planeta, o ambiente natural foi substituído por espaços urbanos. Neles, a relação entre a comunidade humana e seu meio físico foi alterada pela própria acção do homem. Assim, a ideia de sustentabilidade deverá provar a sua operacionalidade num mundo urbanizado, no cenário das cidades.

Actualmente existem, em todo o mundo, cerca de 370 cidades com mais de 750 000 habitantes. Só na Ásia, cerca de 70 cidades ultrapassam os 2 milhões de habitantes, e mais de uma dezena superam mesmo os 10 milhões de habitantes, população comparável à de Portugal (NU, 2001). Como consequência, as emissões de gases e partículas associados ao consumo de energia e aos transportes, encontram-se geograficamente concentradas e são responsáveis por situações episódicas ou crónicas de poluição atmosférica. Nos países com menor grau de desenvolvimento estes problemas são agravados pela utilização de combustíveis menos limpos e de meios de combustão menos eficientes. No entanto, algumas das principais cidades Europeias apresentam também, episodicamente, níveis elevados de poluição atmosférica, obrigando à adopção de fortes medidas restritivas, em termos de utilização de energia e circulação rodoviária (Borrego, 2002).

Grande população significa, também, que o número de pessoas expostas aos níveis de poluição gerados é elevado. Estudos recentes (WHO and EEA, 2002) estimam que os episódios de poluição de curta duração são responsáveis por sete a dez por cento das afecções das vias respiratórias inferiores das crianças, proporção que pode atingir vinte por cento nas cidades mais poluídas. Apesar da necessidade de mais informação sobre efeitos de longo prazo, os estudos realizados evidenciam um aumento da incidência de doenças pulmonares crónicas e da mortalidade, permitindo também reforçar a importância dos poluentes particulados em ambiente urbano.

2.2 O tráfego rodoviário como fonte urbana de poluição atmosférica

Segundo um estudo da Organização Mundial de Saúde, apresentado na Terceira Conferência Ministerial sobre Ambiente e Saúde, os veículos motorizados são responsáveis por um terço da poluição atmosférica que se regista nas cidades, um número que nas grandes metrópoles pode ascender a cinquenta por cento (WHO, 1999). Directamente relacionado com o aumento da contaminação atmosférica urbana está o crescimento da utilização dos transportes rodoviários, em detrimento de outros meios de locomoção.

A Figura 2.1 mostra a evolução da utilização dos diferentes modos de transporte para o transporte de passageiros, nos últimos anos e a previsão para 2010, na Europa (AEA, 2001). É notória a tendência para a utilização de veículos automóveis relativamente aos restantes modos considerados, sendo possível observar um aumento de 1500 milhões de passageiros transportados-quilómetro, em veículos particulares, de 1980 a 1998.

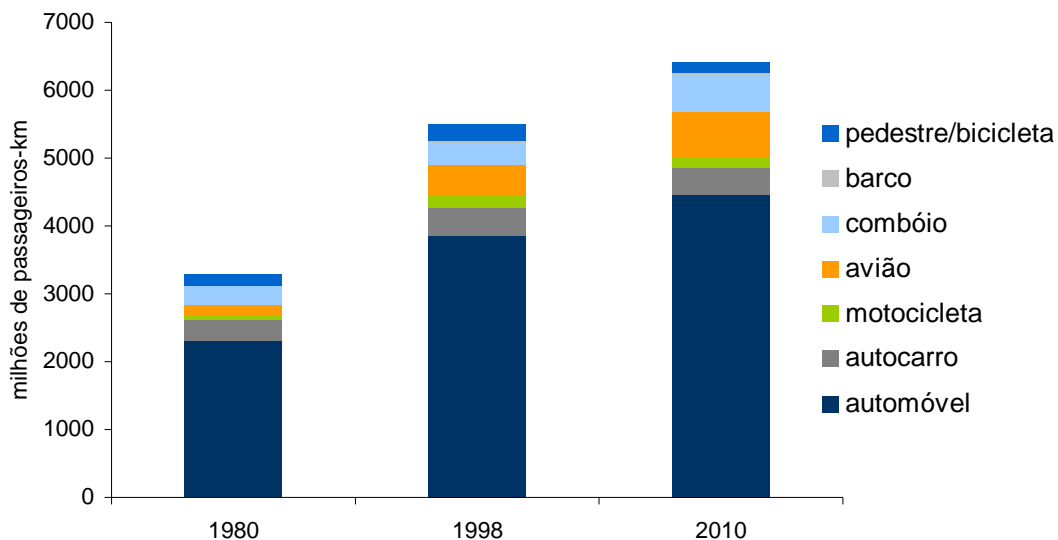


Figura 2.1 – Evolução do transporte de passageiros na Europa (AEA, 2001).

A qualidade de vida de uma sociedade está directamente relacionada com a qualidade do transporte e do trânsito urbano. Investir em transporte e em trânsito tem alto interesse social, económico e estratégico e pode mudar a qualidade de vida

e a eficiência de uma cidade. No campo social o transporte público de qualidade aumenta o acesso aos empregos, aos serviços sociais, ao comércio, à cultura e ao lazer para todos os utentes. No campo económico, o transporte aumenta a oferta de empregos e as trocas comerciais. No lado ambiental, o transporte adequado ajuda a reorganizar o espaço urbano e a reduzir o uso do automóvel, diminuindo a emissão para o ar de poluentes nocivos.

Melhorar a qualidade do ar ambiente é uma tarefa complexa. Em geral, se a quantidade de poluentes emitidos para a atmosfera for diminuída, a qualidade do ar ambiente numa dada área começará a melhorar de forma quase imediata. Contudo, as emissões não podem ser simplesmente suprimidas. Isso implicaria uma proibição do tráfego automóvel, a suspensão de todas as actividades industriais e comerciais, a cessação do aquecimento dos edifícios e casas e, de um modo geral, o fim da vida moderna tal como a conhecemos.

O investimento na rede de transportes colectivos, oferecendo alternativas ao transporte individual, e o fomento do retorno a meios de transporte alternativos e não poluentes, de que é exemplo o comboio, poderão ser medidas eficazes na redução da emissão de gases nocivos.

Os métodos inovadores, em matéria de planeamento urbano e do tráfego automóvel, e as políticas de transportes públicos orientadas para o ambiente podem reduzir a contribuição do tráfego para a poluição. Se, por exemplo, às pessoas que se deslocam diariamente para trabalhar for dado um incentivo económico para que utilizem transportes públicos, reduzir-se-á o número de veículos motorizados em utilização e, logo, a quantidade de gases poluentes emitidos pelo tráfego diário. A substituição dos autocarros velhos e poluentes por outros novos e mais limpos pode contribuir significativamente para a melhoria do ar urbano.

Os poluentes atmosféricos imputáveis aos transportes rodoviários compreendem os poluentes emitidos directamente pela utilização dos veículos - monóxido e dióxido de carbono (CO e CO₂), óxidos de azoto (NO_x), dióxido de enxofre (SO₂), compostos orgânicos voláteis (COV), hidrocarbonetos (HC) e partículas-, assim como os poluentes secundários, resultantes de transformações químicas que levam à produção de novas substâncias.

O tráfego rodoviário é responsável por cerca de noventa por cento do total de emissões de CO em áreas urbanas (ECMT, 2001). A densidade do tráfego, os congestionamentos, o número de veículos a gasolina e os sistemas de ignição a frio, são os principais responsáveis pelo aumento das emissões de CO dentro da cidade. A concentração deste poluente em valores superiores aos limites impostos por lei, afecta a saúde humana interferindo com a oxigenação da hemoglobina. As consequências da sua toxicidade podem ir desde dores de cabeça, perda de reflexos até à morte. Há ainda, um vasto conjunto de doenças crónicas, do foro respiratório e circulatório, que correm o risco de ser agravadas por ligeiros aumentos de CO no ar ambiente.

A matéria particulada é, também, um importante poluente a considerar nas emissões do tráfego rodoviário. Estudos científicos recentes (CONCAWE, 1999; Pope *et al.*, 2002; WHO and JRC, 2002) identificam uma ligação entre a presença de matéria particulada no ar ambiente e um conjunto de problemas de saúde que incluem o agravamento de doenças respiratórias e cardiovasculares, a alteração da resposta do sistema imunitário a materiais estranhos, a destruição de tecidos pulmonares, o cancro e a morte prematura. A presença de matéria particulada em concentrações elevadas no ar ambiente é ainda responsável pela deterioração dos materiais e pela redução da visibilidade.

A emissão de NO_x para a atmosfera, pelo tráfego rodoviário, produz um conjunto de diferentes efeitos na saúde, tais como, a irritação dos pulmões e a diminuição da resistência a infecções respiratórias, como a gripe. Este gás é também um importante precursor das chuvas ácidas que podem afectar os ecossistemas terrestre e aquático (ECMT, 2001).

2.3 Planeamento urbano: o modelo de cidade sustentável

O processo para a construção de uma cidade sustentável assenta na criatividade e na mudança; Põe em causa a acção tradicional das autoridades e procura novas competências, relações organizativas e institucionais (CE, 1996).

Em termos de qualidade do ar, os inventários de emissão de poluentes atmosféricos permitem identificar a utilização de energia como uma das principais fontes de emissão, incluindo-se aqui os usos residenciais, comerciais e de serviços, industriais e no sector dos transportes. Em todas estas actividades são escassas, e de custo elevado, as oportunidades de controlo de poluição em fim-de-linha. Por esta razão torna-se fulcral introduzir as preocupações relacionadas com a qualidade do ar nas acções de planeamento, por forma a permitir a utilização de uma estratégia eficiente de redução de emissões.

A definição dos espaços urbanos, o planeamento de sistemas integrados de transporte e a concepção e construção de edifícios mais eficientes do ponto de vista energético, são acções-chave para reduzir a emissão de poluentes atmosféricos. Por outro lado, é fundamental promover a habitabilidade dos centros urbanos, substituindo o actual modelo de cidade, com zonas centrais ocupadas por serviços e comércio, estando as áreas residenciais limitadas à periferia. Este modelo, para além de gerar fluxos diários de tráfego para dentro e fora do centro da cidade (responsáveis por grande parte das emissões urbanas), contribui para a desertificação dos dormitórios, durante o dia, e do centro urbano, durante a noite, com as consequentes repercussões na segurança. É importante realçar que as zonas urbanas com maiores concentrações de poluentes são também as que representam péssimas soluções de planeamento citadino, quer de conforto para o peão, quer de localização dos espaços de lazer. Este efeito de “indicador” de ordenamento territorial da qualidade do ar deverá ser explorado, de modo, a garantir uma mais equilibrada estratégia de planeamento, baseada na sustentabilidade urbana (Borrego, 2002).

O relatório Brundtland consagra como formulação do desenvolvimento sustentável, “aquele que satisfaz as necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras em satisfazerem as suas próprias necessidades” (World Commission on Environment and Development, 1987). Apesar de se tratar de um

conceito ainda em construção, impreciso e cheio de ambiguidades e de ser alvo de análises e críticas diversas, ele apresenta um grau de aceitação relativamente alto e tem sido incorporado, em diferentes níveis e formas, nos esforços de planeamento e gestão em várias partes do planeta.

O desenvolvimento sustentável caracteriza-se, não como um estado fixo de harmonia, mas sim como um processo de mudança, no qual a exploração de recursos, a gestão dos investimentos, a orientação do desenvolvimento tecnológico e as mudanças institucionais satisfazem as necessidades do presente, sendo compatíveis com o futuro.

Em Maio de 1994, na Conferência Europeia das Cidades Sustentáveis e no contexto da Agenda 21 Local, é assinada a *Carta da Sustentabilidade das Cidades Europeias*, ou *Carta de Aalborg*. Neste documento, as cidades europeias participantes na conferência prometem tornar a sustentabilidade o pilar de todas as estratégias locais adoptadas. A *Carta de Aalborg* responsabiliza o actual modo de vida urbano, particularmente as estruturas e repartição do trabalho e funções, a ocupação dos solos, os transportes, a produção industrial, a agricultura, o consumo e as actividades recreativas, pelos numerosos problemas ambientais com os quais a humanidade se confronta (CE, 1994).

Segundo esta declaração, a sustentabilidade não é uma simples perspectiva, nem um estado imutável, mas sim um processo criativo, local e equilibrado alargado a todas as áreas da administração local. Este exercício permite a obtenção duma informação permanente sobre as actividades que favorecem o equilíbrio do ecossistema urbano, ou sobre aquelas que o afastam. Ao basear a gestão urbana na informação alcançada ao longo deste processo, a cidade é encarada como um conjunto orgânico, tornando-se visíveis os efeitos das suas acções significativas. Através deste processo, a cidade e os cidadãos podem fazer escolhas reflectidas. Um sistema de gestão assente na sustentabilidade, leva a que as decisões tomadas tenham em conta, não só, os interesses das partes integrantes, mas também os das gerações futuras. Para garantir a sustentabilidade urbana é necessário melhorar a acessibilidade dos cidadãos, no sentido restrito, facilitando o desempenho das suas funções profissionais e sociais, mas também, num sentido mais lato, aumentando o acesso à informação, incentivando a sua participação e o exercício da cidadania. Deste modo, a gestão da mobilidade e das acessibilidades constituem indubitavelmente a chave da sustentabilidade urbana.

Garantir a mobilidade exige abordagens integradas, que combinem o planeamento dos transportes, do ambiente e do espaço. Para conseguir uma acessibilidade urbana sustentável é necessário definir objectivos e indicadores de sustentabilidade, estabelecer metas e meios de controlo e, paralelamente, definir políticas de melhoria da mobilidade e da acessibilidade. A conciliação da acessibilidade, do desenvolvimento económico e dos aspectos ambientais deverá ser o principal objectivo da política de transportes urbanos. Melhorar o sistema de transportes não significa necessariamente maior quantidade de veículos, pelo contrário, implica maior capacidade de transporte e maior conectividade. Assim, deverá ser dada prioridade ao transporte público, à limitação de acesso e uso do automóvel em áreas congestionadas, ao privilégio da circulação de pedestres e ciclistas e à planificação da associação dos diferentes meios de transporte para um fim comum. É, deste modo, necessário um sistema de transporte urbano multimodal integrado, que promova modos de transporte complementares em vez de concorrentes, como medida de gestão unificada da política urbana (CE, 1996).

A utilização de instrumentos políticos e técnicos é essencial numa abordagem ecossistémica da gestão urbana, tirando proveito dos instrumentos existentes, incluindo os que estão relacionados com a recolha e processamento de dados ambientais; instrumentos de controlo (regulamentos), económicos (taxas e multas), informação (mecanismos de incremento da consciencialização, em geral, incluindo a participação do público). A vigilância do estado do ambiente urbano, a avaliação de impactes, a definição de custos de tratamento e preservação dos recursos e a caracterização dos sistemas de transporte fornecem um conjunto de dados que permitem caracterizar a eficácia das políticas ambientais. Para a realização de uma leitura objectiva, os dados de avaliação são utilizados na determinação de indicadores de sustentabilidade dos sistemas urbanos, que servirão de apoio à decisão política. A Figura 2.2 descreve os diferentes factores intervenientes na formulação do modelo de cidade sustentável, tendo como base a perspectiva dos transportes e da mobilidade urbana.

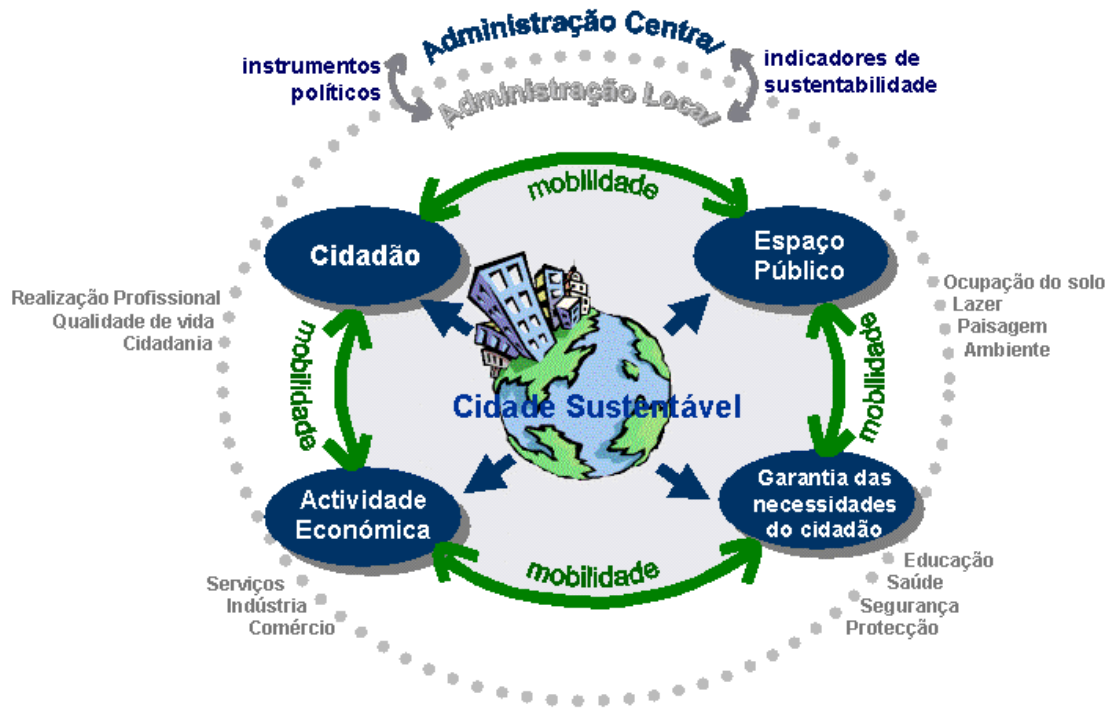


Figura 2.2 – Papel da mobilidade na cidade sustentável e sua articulação no mecanismo de decisão política.

Nas numerosas cidades europeias têm sido aplicadas com sucesso, um conjunto de políticas e actividades com consequências ecológicas positivas. Contudo, enquanto estes instrumentos forem considerados somente como meios disponíveis para reduzir as pressões sobre o ambiente, não serão suficientes para inverter essa mesma insustentabilidade na sociedade. De qualquer modo, com a importante base ecológica já existente, as cidades estão em excelente posição para efectivarem a integração das suas políticas e actividades no processo de administração e gestão do espaço urbano numa forma sustentável (Nijkamp e Perrels, 1994).

3. Modelação numérica da qualidade do ar

A modelação e simulação numéricas têm vindo a ser cada vez mais usadas como forma alternativa de estudo do escoamento de fluidos e dispersão de poluentes. O desenvolvimento observado no domínio da dinâmica de fluidos, por um lado, e da capacidade dos meios computacionais, por outro, tornaram a modelação num método económico de resolver problemas desde os de aeronáutica, hidráulica ou combustão, até aos relacionados com processos industriais e, como neste caso, de escoamento e dispersão na camada limite atmosférica.

A determinação da concentração de poluentes à escala local, com recurso a modelos numéricos permite identificar as áreas urbanas mais problemáticas em termos de poluição atmosférica, com a consequente avaliação do nível de exposição dos cidadãos aos diferentes poluentes. A aplicação destas ferramentas numéricas poderá ainda ter um papel importante na gestão de tráfego e na identificação de estratégias de gestão de qualidade do ar em centros urbanos, com o desenvolvimento e a aplicação de cenários futuros de circulação de tráfego.

A utilização de modelos numéricos que simulem a dispersão dos poluentes resultantes do tráfego rodoviário é uma etapa importante no estudo da qualidade do ar nos centros urbanos, principalmente em zonas que não estão cobertas pela rede de qualidade do ar urbana. Neste contexto, o modelo VADIS surge como uma ferramenta importante, com capacidade para o cálculo da dispersão de poluentes provenientes essencialmente do tráfego rodoviário.

Neste capítulo, é apresentado o modelo de dispersão de poluentes atmosféricos à escala local, VADIS. Este modelo combina um módulo de cálculo do campo de ventos com um módulo lagrangeano de cálculo da concentração de poluentes e é orientado para o estudo da dispersão de poluentes em ruas estreitas com edifícios altos (street canyons).

O modelo VADIS foi inicialmente desenvolvido, na Universidade de Aveiro (Borrego e Martins, 1994), para o cálculo, em tempo real, do campo de ventos e dispersão de poluentes com origem em acidentes industriais e libertações incontroladas de produtos químicos para a atmosfera, em condições desfavoráveis à dispersão. Posteriormente, a aplicação do VADIS a áreas urbanas, contemplando a emissão de poluentes provenientes do tráfego rodoviário e o efeito da presença de edifícios no escoamento atmosférico urbano, determinou a necessidade de optimização e desenvolvimento do modelo. Os resultados do modelo VADIS foram comparados com dados resultantes de experiências em escala real, em Cadarache, e com dados de túnel de vento (Martins, 1998). Foram construídos para esse efeito dois túneis de vento, com diferentes secções de ensaio, no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro. Mais recentemente, o desempenho do modelo foi comparado com o modelo FLUENT (Tchepel *et al.*, 2002). Os resultados obtidos através das diferentes comparações realizadas indicam que o modelo VADIS tem um bom comportamento relativamente ao cálculo do campo de ventos e da dispersão de poluentes.

Os desenvolvimentos mais recentes, que incluem a definição de vários obstáculos e fontes em linha, e a simulação de campos de vento e de concentração variáveis, permitiram uma melhoria das capacidades do modelo. O modelo VADIS consegue, deste modo, calcular os campos de concentração sobre geometria complexas, especialmente em condições de vento fraco, tornando possível a aplicação a um maior número de situações de poluição atmosférica. A construção de uma interface gráfica amigável, que se apresenta na Figura 3.1, foi outro importante desenvolvimento realizado.

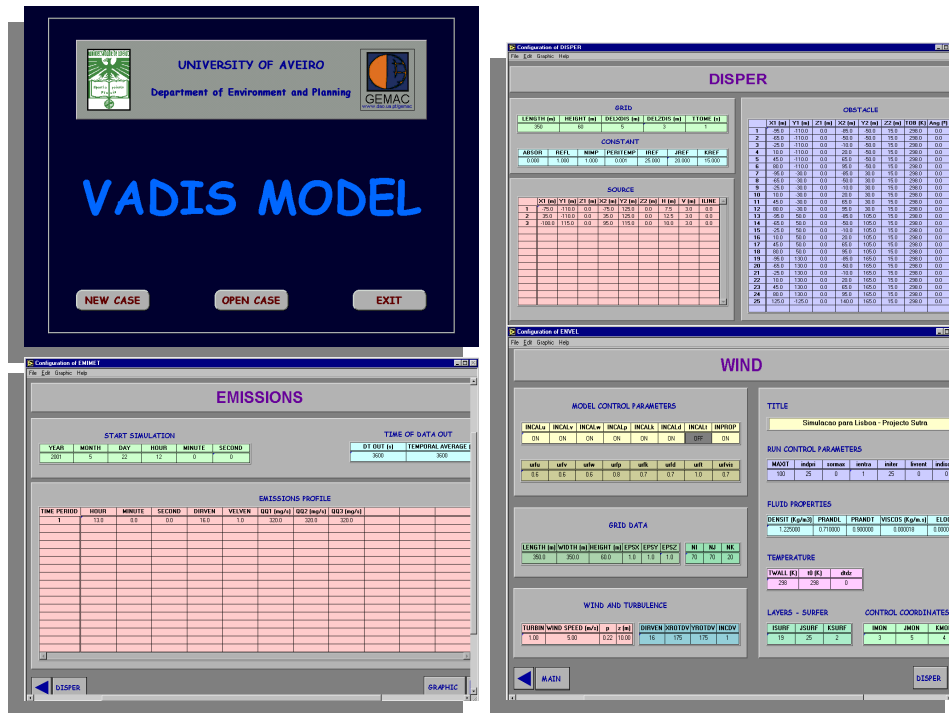


Figura 3.1 – Interface gráfica do modelo VADIS.

O esquema de funcionamento do modelo VADIS é baseado em dois módulos, o FLOW ou módulo de campo de ventos, e o DISPER, ou módulo de dispersão lagrangeana. O primeiro é responsável pelo cálculo do campo de ventos e viscosidade turbulenta, e o segundo possui capacidades de cálculo da dispersão tridimensional lagrangeana de partículas numéricas, com base nos campos de ventos já estimados.

Seguidamente, são apresentadas as bases teóricas e as adaptações mais relevantes, associadas aos dois módulos que compõem o modelo VADIS.

3.1 Módulo FLOW

O módulo FLOW calcula o campo de ventos com base nas leis fundamentais da mecânica de fluidos, simplificadas a partir de determinados pressupostos e complementadas com formulações de fecho, nomeadamente para a modelação da turbulência. O campo de ventos é calculado sobre uma malha euleriana cartesiana tri-dimensional.

O módulo desenvolvido para o cálculo do campo de ventos resolve, pelo método dos volumes de controlo/diferenças finitas, as equações de Navier-Stokes com média de

Reynolds para o escoamento estacionário de uma camada limite em regime turbulento. O fecho do sistema de equações é feito através da aproximação da viscosidade turbulenta isotrópica, calculada a partir das equações de transporte da energia cinética turbulenta e da sua taxa de dissipação. Os esquemas de discretização usados são, opcionalmente, o exponencial ou o de potência. Na sequência de cálculo é usado o algoritmo SIMPLE. Para a solução do sistema de equações utiliza-se o método de resolução de matrizes tri-diagonais.

3.1.1 Equações de base

A descrição de um fluido em movimento é feita pelas equações gerais da dinâmica de fluidos. Estas equações traduzem basicamente a conservação de Massa, a conservação de Quantidade de Movimento (QDM) e a conservação de Energia do escoamento, descrevendo o escoamento de um fluido, mesmo que este seja turbulento. O comportamento de um escoamento turbulento pode ser qualitativamente descrito pela 'cascata de energia', em que os movimentos de maior escala (e mais energia) vão transferindo energia para movimentos (ou turbilhões) de menor dimensão, até à dissipação viscosa em calor. Este processo é independente da viscosidade para grandes números de Reynolds - de facto, teoricamente, desde que o número de Reynolds calculado com base na dimensão do turbilhão considerado seja maior que 1. A dissipação viscosa resume-se assim às escalas menores do escoamento (Benocci, 1988; Bradshaw, 1975).

Como se referiu anteriormente, o escoamento de um fluido pode ser descrito recorrendo às três equações de conservação da quantidade de movimento ou de Navier-Stokes, às equações de conservação de massa e de energia. Se se complementarem estas equações com as equações de estado e da viscosidade obtém-se um sistema fechado e podem-se calcular os campos de velocidade, pressão, massa volúmica, temperatura e viscosidade (Andrade, 1988).

Neste caso, pretendendo-se fazer a simulação do escoamento atmosférico sobre obstáculos na camada limite, considerou-se o escoamento de um fluido newtoniano isotrópico e incompressível num espaço tri-dimensional em regime estacionário. Pressupõe-se pois que a viscosidade (laminar) e a condutividade térmica do ar se mantêm constantes e que a massa volúmica tem variações pequenas, de tal forma que é válida a aproximação de Boussinesq: ignoram-se as variações de massa volúmica excepto nos cálculos dos efeitos gravíticos/ impulsão/ flutuação.

A equação de conservação de massa em regime estacionário reduz-se, neste caso, a

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0 \quad (2.1)$$

Na equação da energia, para além da simplificação relativa ao termo temporal, considera-se desprezável a contribuição do termo relativo ao aumento de entalpia/ temperatura devido à dissipação viscosa (apesar de formalmente se usar a entalpia h na equação de conservação da energia, usa-se na prática a temperatura como quantidade conservada, uma vez que está relacionada directa e linearmente com a entalpia, $h = Tc_p$, e tem um sentido físico mais sugestivo - e mensurável). Por outro lado, pretendendo simular apenas a primeira centena de metros em altitude, ignoram-se nesta aproximação as variações devidas ao perfil de temperaturas adiabático da atmosfera, considerando as temperaturas como temperaturas potenciais. Assim, considerando já a variável 'temperatura', T , em vez da entalpia, fica-se apenas com

$$\rho C_p u_i \frac{\partial T}{\partial x_i} = \lambda \frac{\partial^2 T}{\partial x_i^2} \quad (2.2)$$

Relativamente às equações de conservação de quantidade de movimento e substituindo o termo de fonte S_M por um termo incluindo o efeito da impulsão, segundo Andrade (1988), obtém-se

$$\rho u_j \frac{\partial u_i}{\partial x_j} = -\frac{\partial P}{\partial x_i} + \mu \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_j^2} + \rho \beta g_i (T - T_0) \quad (i = 1,2,3) \quad (2.3)$$

As equações assim obtidas permitem determinar as três componentes da velocidade, o campo de pressão e o campo de temperatura.

3.1.2 Modelação da turbulência

O estudo físico da camada limite atmosférica revelou a presença de escoamento turbulento do ar nesta região. Segundo Bradshaw (1975), a turbulência é um movimento tri-dimensional variando no tempo, no qual o estiramento de vórtices provoca flutuações de velocidade que se distribuem por todos os comprimentos de onda, entre um mínimo, determinado pelas forças viscosas, e um máximo, determinado pelas condições de fronteira do escoamento.

O movimento turbulento atmosférico pode ser descrito por diferentes equações, nomeadamente, a equação de estado (assumindo o ar como gás perfeito), as equações da conservação da massa, da quantidade de movimento, da energia e da humidade.

O número elevado de equações existentes sugere uma boa descrição do movimento turbulento atmosférico. No entanto, numa análise mais cuidada, verifica-se que o número de variáveis dependentes a determinar são em número superior, tornando impossível a resolução analítica do sistema. Na realidade, um aumento do número de equações do sistema é acompanhado de um aumento ainda maior de incógnitas.

A solução é a parametrização da turbulência, isto é, a introdução de informação empírica que relacione as tensões turbulentas (ou de Reynolds), definidas na equação de conservação de QDM, com outros parâmetros conhecidos do escoamento, de que é exemplo o modelo de fecho de turbulência $k-\varepsilon$. Deste modo, as variáveis desconhecidas (incógnitas) são parametrizadas por valores e/ou gradientes de quantidades conhecidas no mesmo ponto. Assume-se assim, que a turbulência é semelhante à difusão molecular.

Dos diferentes métodos utilizados para a parametrização da turbulência, desenvolvidos nas últimas décadas, a aproximação de turbulência $k-\varepsilon$ foi seleccionada como a mais adequada para a maioria das aplicações correntes da ciência e engenharia em escoamentos incompressíveis, face aos meios necessários e disponíveis. Esta aproximação foi adoptada também no VADIS, por ser uma técnica de fecho de turbulência que está sobejamente estudada, sendo assim bem conhecidas as suas qualidades e limitações.

Enquanto os modelos ditos 'de uma equação', baseados no conceito de comprimento de mistura (Prandtl), têm a sua aplicação prática limitada a camadas limite e jactos, o modelo $k-\varepsilon$ (dito 'de duas equações'), correspondendo a um fecho de turbulência de primeira ordem (Stull, 1988), permite calcular escoamentos turbulentos complexos.

Nos modelos de uma equação a grande limitação é a necessidade de definir um comprimento de mistura universal. Para ultrapassar esta dificuldade, a solução consiste no cálculo da escala de comprimentos como parte do problema, ou no cálculo de uma grandeza relacionada. Das muitas propostas surgidas, foi o modelo

baseado numa equação de transporte para a taxa de dissipação da energia cinética turbulenta, ε , a que foi adoptada.

Por outro lado, formulações mais sofisticadas, como a modelação algébrica das tensões de Reynolds, permitem nalguns casos melhorar significativamente a qualidade dos resultados à custa de mais alguma complexidade e esforço computacional. A principal desvantagem do modelo $k-\varepsilon$ é a utilização do conceito de viscosidade turbulenta, que equivale a aceitar a isotropia da turbulência, de novo por analogia com o conceito de viscosidade laminar isotrópica (Foussat, 1980).

A partir das equações de Navier-Stokes é possível derivar a equação de conservação da energia cinética turbulenta, k (Stull, 1988):

$$\begin{aligned}
 u_j \frac{\partial k}{\partial x_j} &= && \text{Advecção} \\
 -\frac{\partial}{\partial x_j} \left(\overline{u_j'k} + \overline{u_j' \frac{p'}{\rho}} \right) &= && \text{Transp.turbulento} \\
 -\overline{u_i' u_j'} \frac{\partial u_i}{\partial x_j} &= && \text{Produção, } G_k \\
 -\beta g_j \overline{u_j' T'} &= && \text{Flutuação, } I_k \\
 -\nu \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} &= && \text{Dissipação, } \varepsilon
 \end{aligned} \tag{2.4}$$

O termo de transporte turbulento é simplificado para um termo de difusão, usando a definição de viscosidade turbulenta,

$$\frac{\partial}{\partial x_j} \left(\frac{\nu_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x_j} \right)$$

O termo de produção (G_k) é convertido para

$$\nu_t \frac{\partial u_i}{\partial x_j} \left(\frac{\partial u_j}{\partial x_i} + \frac{\partial u_i}{\partial x_j} \right)$$

Tal como para o transporte turbulento, pode usar-se a definição de $\overline{u_j' T'}$ para escrever o termo de geração/ destruição de k pelas forças de impulsão (I_k) como:

$$\beta g_j \frac{\nu_t}{\sigma_T} \frac{\partial T}{\partial x_j}$$

Finalmente, o último termo é ε , para o qual será derivada igualmente uma equação de transporte. Considerando que,

$$\varepsilon = \nu \overline{\frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \frac{\partial u_i'}{\partial x_j}} \quad (2.5)$$

a partir das equações de Navier-Stokes com Média de Reynolds é possível derivar a equação de transporte de ε para um escoamento estacionário:

$$u_i \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (\overline{u_i' \varepsilon'}) + G_\varepsilon - E_\varepsilon \quad (2.6)$$

O primeiro termo do segundo membro da equação é o termo de difusão e ε' é a componente turbulenta de ε , sendo usada a seguinte expressão:

$$\overline{-u' \varepsilon'} = \frac{\nu_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x} \quad (2.7)$$

onde σ_ε é o número de Prandtl turbulento de ε .

G_ε e E_ε são, respectivamente, os termos de geração e dissipação viscosa de ε .

$$G_\varepsilon - E_\varepsilon = -2\nu \overline{\frac{\partial u_i'}{\partial x_k} \frac{\partial u_i'}{\partial x_j} \frac{\partial u_k'}{\partial x_j}} - 2 \left(\nu \overline{\frac{\partial^2 u_i'}{\partial x_j^2}} \right)^2$$

A quantificação dos termos de produção e dissipação é feita conjuntamente pela seguinte expressão:

$$G_\varepsilon - E_\varepsilon = (C_1 \frac{G_k}{\varepsilon} - C_2) \frac{\varepsilon^2}{k}$$

sendo o termo de geração de energia cinética turbulenta, G_k , calculado atrás na equação de k . Os símbolos C representam constantes determinadas empiricamente (ver Tabela 3.1). Para se considerarem os efeitos da flutuação devida a gradientes verticais de temperatura, Andrade (1988), baseado em vários autores, propõe o uso da seguinte equação:

$$G_\varepsilon - E_\varepsilon = C_1 \frac{\varepsilon}{k} (G_k + I_k) (1 + C_3 Ri) - C_2 \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (2.8)$$

sendo Ri o número de Richardson. Este número adimensional relaciona as forças de impulsão com as mecânicas na geração de k , sendo uma das formas possíveis,

$$Ri = \frac{g}{T} \frac{\partial T / \partial z}{(\partial u / \partial z)^2} \quad (2.9)$$

que traduz a estabilidade atmosférica ($Ri < 0$: instável; $= 0$: neutra; > 0 : estável) (Stull, 1988; Boyer 1995).

O sistema final de equações para k e ε é:

$$u_i \frac{\partial k}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{v_t}{\sigma_k} \frac{\partial k}{\partial x_i} \right) + G_k + \beta g_i \frac{v_t}{\sigma_t} \frac{\partial T}{\partial z} - \varepsilon \quad (2.10)$$

$$u_i \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\frac{v_t}{\sigma_\varepsilon} \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} \right) + C_1 \frac{\varepsilon}{k} \left\{ G_k + \beta g \frac{v_t}{\sigma_t} \frac{\partial T}{\partial z} \right\} (1 + C_3 Ri) - C_2 \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (2.11)$$

sendo $v_t = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon}$

Os valores adoptados para as constantes do modelo de turbulência $k-\varepsilon$ são apresentados na Tabela 3.1, conjuntamente com os usados nos modelos de dinâmica de fluidos TEACH (Gosman e Ideriah, 1976) e FLUENT (Fluent Inc., 2001).

Tabela 3.1 – Constantes do modelo $k-\varepsilon$.

| | C_1 | C_2 | C_3 | C_μ | σ_T | σ_K | σ_ε |
|--------|-------|-------|-------|---------|------------|------------|----------------------|
| TEACH | 1,44 | 1,92 | | 0,09 | 0,9 | 1 | 1,22 |
| FLUENT | 1,44 | 1,92 | | 0,09 | 0,7 | 1 | 1,3 |
| VADIS | 1,44 | 1,92 | 1,44 | 0,09 | 0,9 | 1 | 1,22 |

Para aplicações na camada limite atmosférica, alguns autores sugerem constantes diferentes, nomeadamente usando o argumento de que existe uma rotação, em altura, da direcção do vento, sendo as constantes experimentais obtidas em escoamentos sem esta característica (Detering e Etling, 1985). De acordo com estes autores, o modelo $k-\varepsilon$ padrão aplicado à atmosfera gera camadas limites demasiado

espessas e sobrestima a viscosidade turbulenta e a velocidade tangencial relativamente a observações experimentais e modelos de comprimento de mistura; referem, no entanto, que para menores alturas simuladas as diferenças se esbatem. Assim, neste caso, simulando-se apenas os primeiros 50 a 100 m da atmosfera, fica a simulação reduzida à camada superficial onde dominam as forças de atrito e onde as constantes originais são, em princípio, válidas.

3.2 Módulo DISPER

O transporte ou dispersão de um poluente por meio de convecção turbulenta pode ser considerado um exemplo padrão de um processo estocástico contínuo. A análise estocástica da dispersão turbulenta pode ser realizada por duas vias, a análise Euleriana e a análise Lagrangeana. Pela análise Euleriana, as equações de conservação da massa do poluente são desenvolvidas para volumes de controle fixos de fluido (Beça, 1986). Na análise Lagrangeana, formulam-se as equações das trajetórias das parcelas de fluido contaminado, onde as emissões para a atmosfera de gases, partículas ou aerossóis são simuladas pela libertação de um grande número de partículas numéricas. Estas partículas que acompanham o escoamento são, deste modo, influenciadas pela turbulência e pelas diferenças de massa volúmica entre a partícula e o ar circundante. Na aproximação lagrangeana, o escoamento é considerado como um conjunto de partículas de massa constante, sendo assim relativamente mais simples calcular a dispersão sobre terreno complexo ou junto a obstáculos (Heinz, 1995).

Segundo Zannetti (1990), a aproximação lagrangeana demonstra uma capacidade de simulação equivalente à da simulação dos grandes turbilhões, reproduzindo as principais características do comportamento estocástico da atmosfera com custos computacionais inferiores, sem resolver explicitamente as equações de Navier-Stokes.

A análise lagrangeana apresenta algumas vantagens e aspectos práticos relativamente à aproximação euleriana. Uma das vantagens da modelação lagrangeana é estar assegurado o correcto balanço de massa, sendo evitados os problemas de difusão numérica. Neste caso, a variação da direcção do vento no tempo obrigaria a considerar um domínio de cálculo euleriano suficientemente grande para que a esteira do edifício se pudesse desenvolver em qualquer direcção

e a uma grande flexibilização das fronteiras do domínio, que poderiam ser de entrada ou saída, mantendo os correctos balanços de massa (Martins, 1998).

Na aproximação lagrangeana, em cada passo de tempo, o deslocamento de uma partícula é calculado pela soma de uma componente determinística, obtida a partir do campo de velocidade, da componente aleatória relacionada com a turbulência local e pela influência das forças de flutuação. Excluindo, a parte relativa às forças de flutuação, esta descrição poderia ser usada para traduzir a equação diferencial estocástica de Langevin (1908), base da maior parte dos modelos deste tipo:

$$du = -\left(\frac{u}{T_L}\right)dt + du'$$

sendo u qualquer das três componentes espaciais da velocidade, T_L a escala de tempo lagrangeana e u' uma componente de velocidade aleatória.

O campo de velocidades e a informação sobre a turbulência locais são determinados, independentemente, no módulo FLOW. As forças de flutuação são deduzidas a partir da diferença de massa volúmica entre a malha numérica que contém a partícula poluente e o ar circundante. As diferenças de massa volúmica supõem-se, neste caso, ser função exclusivamente das diferenças de temperatura.

O pressuposto da partícula de massa constante é válido para escoamentos turbulentos, em que o transporte turbulento é várias ordens de grandeza superior à difusão molecular. Esta descrição teórica representa, em notação probabilística, a descrição rigorosa dos processos de transporte e difusão podendo-se, a partir dela, e dependendo das funções de distribuição usadas, derivar as formas gaussianas ou a equação do modelo k.

3.3 O modelo de dispersão de poluentes VADIS

Passa-se a descrever a estrutura de funcionamento do VADIS, que inclui a definição das malhas de cálculo utilizadas e dos obstáculos, e de toda a informação de entrada requerida pelo modelo. É dada, ainda, especial atenção ao cálculo das emissões provenientes do tráfego automóvel.

3.3.1 Definição das malhas

O funcionamento do modelo VADIS baseia-se em duas malhas independentes, representadas na Figura 3.2, a malha cartográfica, onde são definidos os edifícios e as ruas e a malha de campo de ventos, onde é calculado o campo de velocidades.

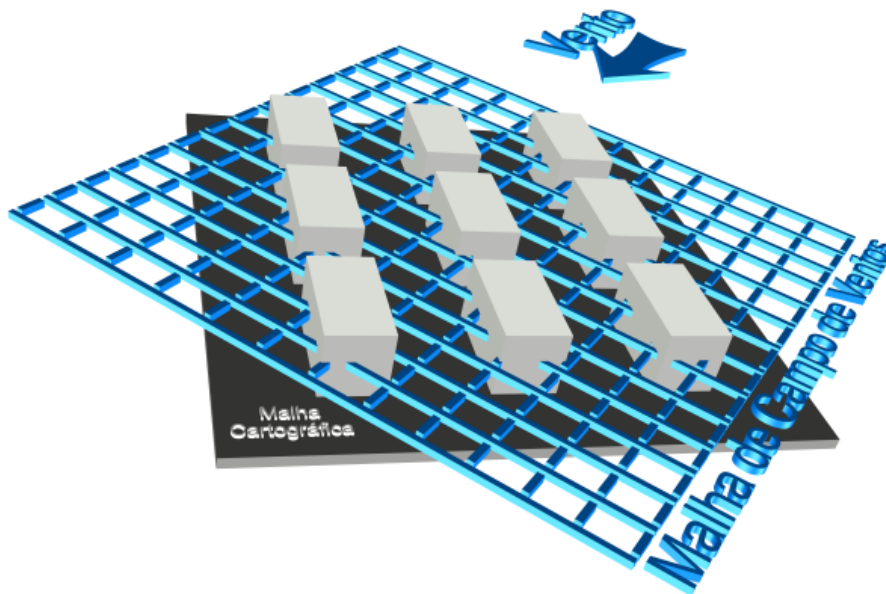


Figura 3.2. Esquema de funcionamento das malhas de campo de ventos e cartográfica.

A malha de campo de ventos usada, pelo módulo FLOW, para o cálculo do campo de velocidades é alinhada com a direcção do vento e o escoamento é calculado tendo em conta o conjunto de obstáculos definidos previamente na malha cartográfica. Neste processo, a malha cartográfica, que se encontra sempre orientada segundo os eixos cartesianos, suporta a localização e a definição dos edifícios e ruas no domínio de estudo seleccionado. O campo de velocidades calculado sobre a malha de campo de ventos, é então, posteriormente, convertido para a malha cartográfica.

As dimensões das duas malhas e o número de células, considerado em cada eixo cartesiano, deverão ser definidos visando um compromisso entre a resolução pretendida e o esforço computacional requerido. Na Figura 3.3 apresenta-se um gráfico do tempo de simulação requerido em função da resolução pretendida.

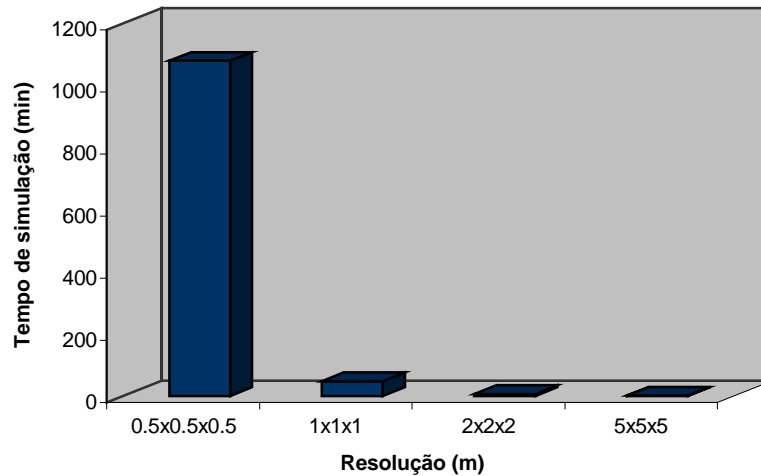


Figura 3.3 - Relação entre a resolução das malhas e o esforço computacional obtido com o VADIS.

Os testes de sensibilidade realizados ao modelo, com um processador a 800 MHz, tendo por base um obstáculo de dimensões 10 m x 10 m x 10 m centrado numa malha cartográfica de dimensões 50 m x 50 m x 30 m, e utilizando uma malha de campo de ventos com iguais dimensões, mostram um aumento exponencial do tempo de simulação com o aumento da resolução das duas malhas (VADIS, 2002).

3.3.2 Dados de entrada

O processo de cálculo do campo de ventos depende, indubitavelmente, da definição dos obstáculos presentes no domínio, o mesmo é dizer, dos edifícios existentes na área urbana seleccionada. Para tal, torna-se necessário localizar na malha cartográfica cada edifício, através das suas coordenadas extremas, como se encontra representado na Figura 3.4. As fontes emissoras presentes no domínio de estudo são igualmente localizadas na malha cartográfica.

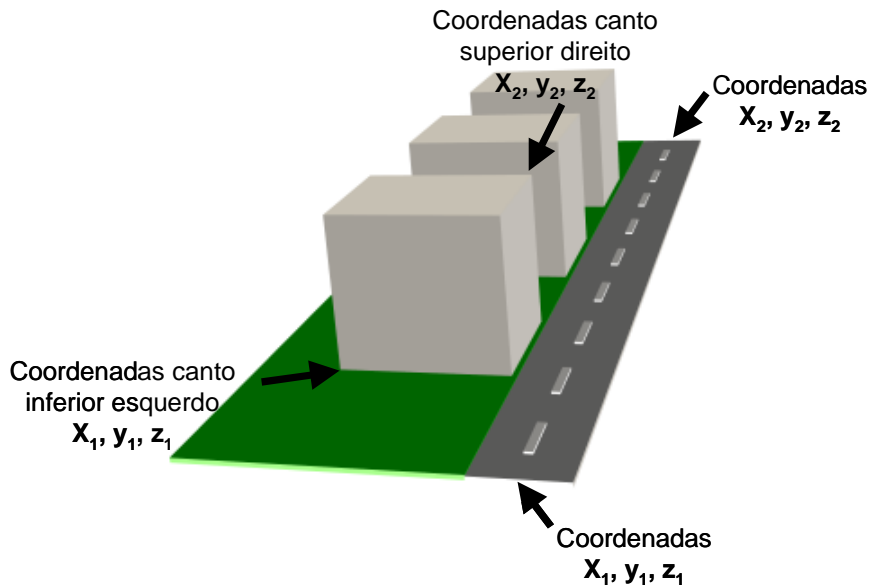


Figura 3.4 – Localização dos obstáculos e fontes emissoras na malha cartográfica.

A informação meteorológica, necessária à determinação do campo tridimensional de ventos, inclui os valores de direcção e velocidade do vento à entrada do domínio de estudo, a turbulência inicial e a temperatura do ar ambiente.

A sistematização da informação de entrada necessária ao funcionamento de cada módulo que compõe o VADIS é representada na Figura 3.5. A informação gerada pelo modelo encontra-se igualmente apresentada.

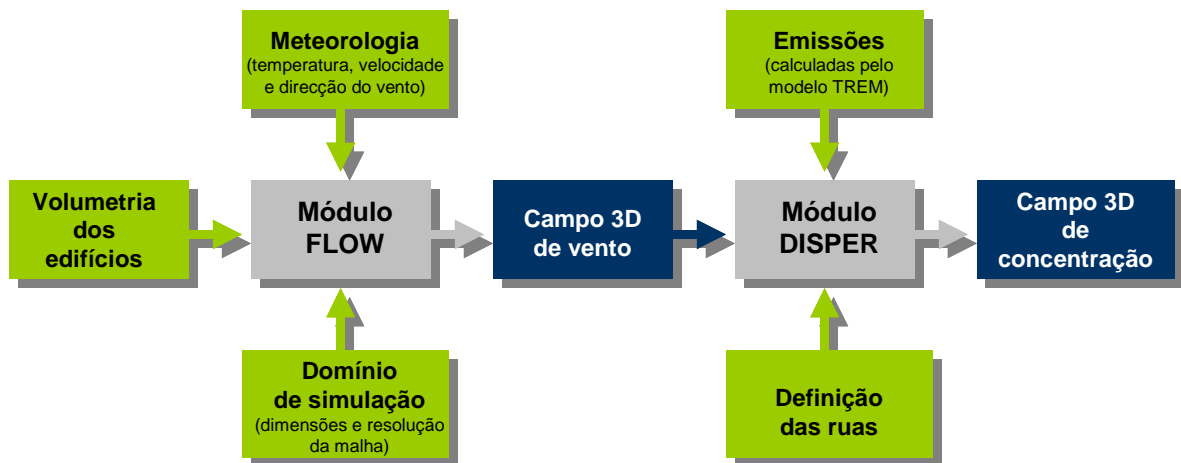


Figura 3.5 - Estrutura de funcionamento do modelo VADIS.

As componentes da velocidade, a viscosidade turbulenta, a pressão, a energia cinética turbulenta, a dissipação de energia e a temperatura, calculadas, para cada

ponto da malha tridimensional cartográfica, pelo módulo FLOW são posteriormente usadas pelo módulo DISPER.

O cálculo da concentração de poluentes no ar ambiente, pelo módulo DISPER, depende da localização das fontes emissoras na malha cartográfica, pelo processo já referido anteriormente, e da quantificação das emissões existentes na área de estudo. Os mecanismos fotoquímicos não são considerados no cálculo das concentrações pelo módulo lagrangeano DISPER, sendo os poluentes assumidos como passivos.

Seguidamente, é apresentada a metodologia utilizada no processo de cálculo das emissões de fontes em linha.

3.3.3 Cálculo de emissões

O Modelo de Emissões de Transportes para Fontes em Linha (em inglês, Transport Emission Model for Line Sources, TREM) foi desenvolvido no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro (TREM, 2002), tendo por objectivo a quantificação das emissões provenientes do tráfego rodoviário e baseando-se nas funções de emissão provenientes da metodologia COST 319 (Joumard, 1999).

A estimativa das emissões proveniente dos transportes baseia-se na seguinte equação:

$$\mathbf{E} = \mathbf{e} \times \mathbf{a},$$

onde **E** é o total de emissões, **e** é o factor de emissão por unidade de actividade, e **a** é o total da actividade de transportes. O factor de emissão, **e**, é expresso habitualmente em g.km^{-1} e depende das condições de condução e do tipo de veículo. A actividade, **a**, resulta do produto entre o número de veículos em cada categoria e a distância percorrida pelo veículo, por unidade de tempo, em km. A Figura 3.6 representa esquematicamente a informação de entrada requerida pelo modelo TREM.

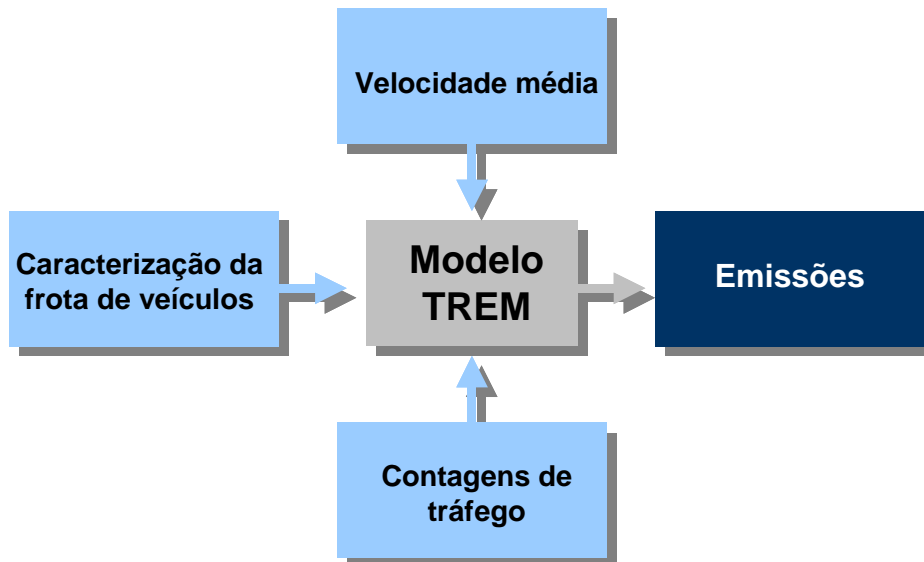


Figura 3.6 – Informação de entrada do modelo TREM.

Como foi referido anteriormente, a metodologia usada no cálculo dos factores de emissão é baseada na aproximação COST 319. A velocidade média, os diferentes tipos de tecnologia (tipo de motor, ano de fabrico) e a capacidade do motor são elementos considerados, no modelo TREM, na determinação dos factores de emissão.

Os poluentes considerados no algoritmo de cálculo das emissões produzidas pelo tráfego automóvel são os seguintes:

- Monóxido de carbono (CO);
- Óxidos de azoto (NO_x), com o NO₂ como equivalente;
- Compostos orgânicos voláteis (COV), incluindo metano;
- Dióxido de carbono (CO₂);
- Dióxido de enxofre (SO₂);
- Partículas.

Para uma estimativa precisa das emissões de poluentes resultantes do tráfego rodoviário é necessária a divisão dos diferentes veículos considerados, por categorias. As seguintes categorias são contempladas pelo modelo:

- Veículo de passageiros a gasolina;
- Veículo de passageiros a gasóleo;
- Veículo de passageiros a GPL (Gás de Petróleo Liquefeito);
- Veículo comercial a gasolina;
- Veículo comercial a gasóleo;

- Veículo pesado a gasóleo;
- Autocarros;
- Motociclos;
- Novas tecnologias.

O modelo de emissões TREM, para além das diferentes categorias descritas anteriormente, tem implementado uma classificação detalhada por veículo. Esta classificação é baseada no ano do veículo, no tipo de motor, nos padrões de emissão e na capacidade do motor. De modo a identificar o nível do controlo de emissão de cada veículo, são consideradas no modelo, as diferentes leis de alteração à legislação comunitária, de acordo com o ano de matrícula do veículo.

A actividade dos transportes é um dos principais parâmetros de entrada para a estimativa das emissões de tráfego rodoviário. A actividade dos transportes é definida como:

$$a = n \times l,$$

onde: ***n*** é o número de veículos por categoria e ***l*** é a distância percorrida pelo veículo em km.

De acordo com a metodologia de cálculo acima descrita, a resolução temporal das emissões do tráfego rodoviário, estimadas pelo TREM, depende directamente da resolução da informação de entrada necessária ao modelo, nomeadamente, do fluxo de veículos a circular na área de estudo.

4. Aplicação do modelo de dispersão de escala local

A determinação do escoamento atmosférico e do campo de concentrações de poluentes no ar ambiente em torno de edifícios, através da aplicação do modelo de dispersão de escala local VADIS, foi realizada para áreas específicas de duas cidades europeias: Lisboa e Thessaloniki, localizadas na Figura 4.1. Estas duas cidades foram seleccionadas como casos de estudo por se considerarem típicas do sul da Europa, onde se verificam velocidades de vento baixas, que originam condições de dispersão menos favoráveis, correspondendo aos episódios mais graves no que respeita a qualidade do ar (Sharan *et al.*, 1996).

Apesar das diferenças existentes nas duas cidades seleccionadas, em termos de cultura, condições ambientais, dimensões, estrutura económica, composição social e demografia, ambas enfrentam desafios comuns relativamente às consequências da utilização do transporte urbano, em termos da qualidade do ar, do ruído e do congestionamento de tráfego.

No processo de selecção das áreas de estudo foi necessário garantir a presença de uma estação de qualidade do ar para validação dos resultados do modelo numérico e a existência de contadores de tráfego nas principais vias. De um modo geral, as zonas escolhidas correspondem a locais de grande convergência de tráfego no centro destas grandes cidades europeias e onde se poderá prever a ocorrência de problemas de poluição atmosférica (Borrego *et al.*, 2002a; Borrego *et al.*, 2002b).



Figura 4.1- Localização geográfica das cidades de Lisboa e Thessaloniki, no mapa da Europa.

De seguida, apresenta-se uma caracterização dos domínios de estudo de Lisboa e Thessaloniki, bem como, a informação de entrada necessária ao modelo VADIS. A informação requerida pelo modelo compreende dados referentes à volumetria dos edifícios, emissões e meteorologia. É caracterizada, igualmente, a qualidade do ar das zonas de estudo. Os resultados da aplicação do VADIS aos domínios de estudo são analisados ao nível da meteorologia e concentração, sendo posteriormente comparados com dados reais para avaliação do desempenho deste modelo.

4.1 O caso de Lisboa

A cidade de Lisboa é o maior centro urbano de Portugal, com localização junto ao estuário do Tejo, à latitude de 38° 44' Norte e longitude de 9° 8' Oeste, variando a sua altitude entre os 6 e os 226 metros. O concelho de Lisboa abrange a área de 84 km² e a sua população residente total é de 556 797 habitantes (INE, 2001). A zona da Grande Lisboa ocupa cerca de 2.750 km² e tem 2,1 milhões de pessoas, que diariamente se deslocam para a capital, constituindo uma população flutuante que lhe imprime uma dinâmica cosmopolita. O transporte público da cidade de Lisboa

inclui autocarros, táxis, eléctrico, metropolitano e transporte fluvial, tendo sido responsável pelo transporte de cerca de 520 milhões de passageiros em 1998, principalmente de autocarro. Todos os dias, um total de um milhão de veículos privados circula em Lisboa, sendo 40% desse valor proveniente das áreas circundantes (DRAOT, 2002).

Os transportes rodoviários são considerados a principal fonte de poluição atmosférica no concelho de Lisboa. As emissões de NO_x e CO resultantes do tráfego rodoviário representam actualmente 97% e 92%, respectivamente, das emissões antropogénicas totais do município de Lisboa (Monteiro *et al.*, 2002). As emissões provenientes das instalações industriais têm na cidade uma expressão reduzida, uma vez que nos últimos anos as indústrias mais importantes da cidade foram sendo progressivamente desactivadas, tendo sido privilegiada a instalação de actividades do sector terciário.

A localização de Lisboa junto ao litoral e a frequência significativa de ventos do quadrante Norte, beneficiam a dispersão dos poluentes atmosféricos. No entanto, sob condições meteorológicas desfavoráveis quando o vento é fraco, e na presença de inversões térmicas podem ocorrer concentrações de poluentes várias vezes superiores aos valores normais.

4.1.1 Localização e caracterização do domínio de estudo

A zona escolhida para a realização deste estudo foi a Baixa de Lisboa, um local de interesse turístico, com localização junto ao Rio Tejo, entre o Terreiro do Paço e o Rossio (ver Figura 4.2).

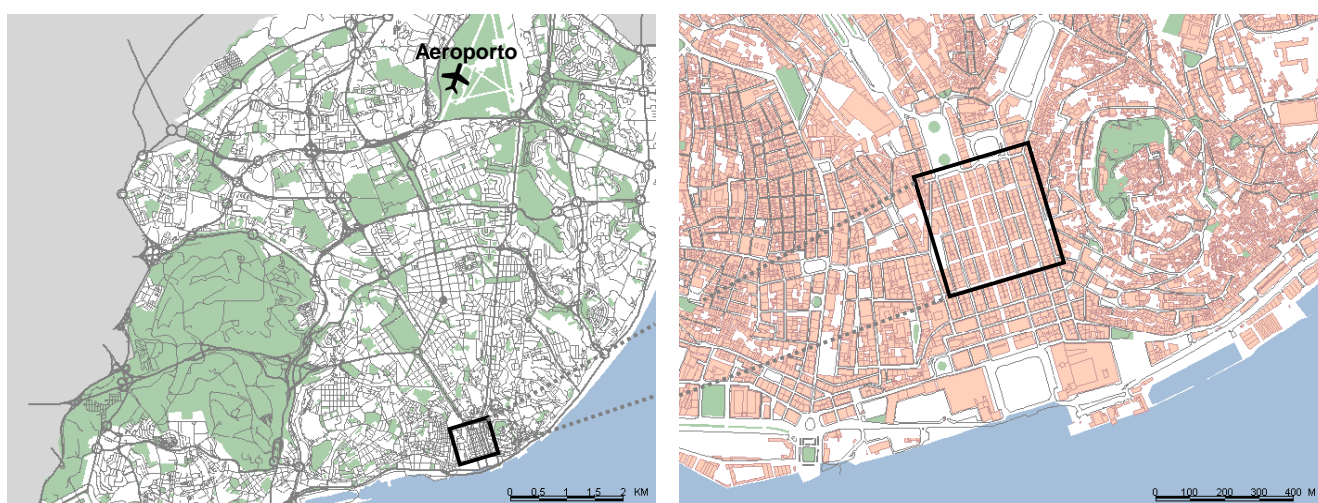


Figura 4.2- Localização do domínio de estudo na cidade de Lisboa.

A Baixa de Lisboa é caracterizada por um conjunto de edifícios de geometria rectilínea e por ruas perpendiculares, como resultado do plano de reconstrução desenvolvido após o terramoto de 1755. Esta área residencial e comercial possui, ainda, várias ruas de sentido único com grande intensidade de tráfego e uma zona pedonal, onde é expectável a existência de elevadas concentrações de poluentes atmosféricos. O domínio de estudo, indicado na Figura 4.3, compreende uma área de 450 m x 450 m.

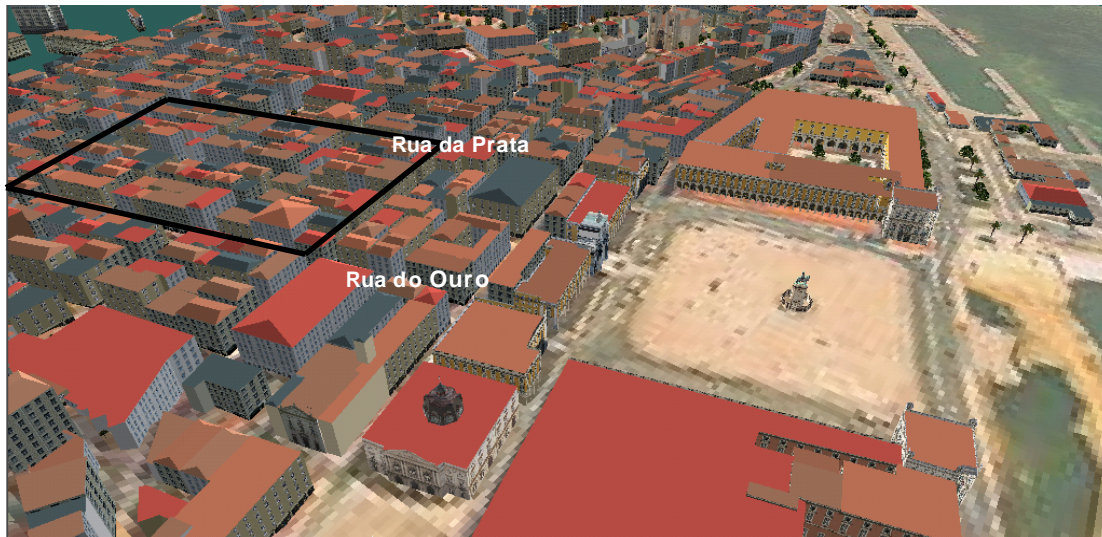


Figura 4.3 - Volumetria dos edifícios do domínio da Baixa de Lisboa.

A área da Baixa de Lisboa escolhida como domínio de simulação compreende 26 edifícios de forma rectangular, com uma altura de 15 m, como mostra a perspectiva tridimensional na Figura 4.4.

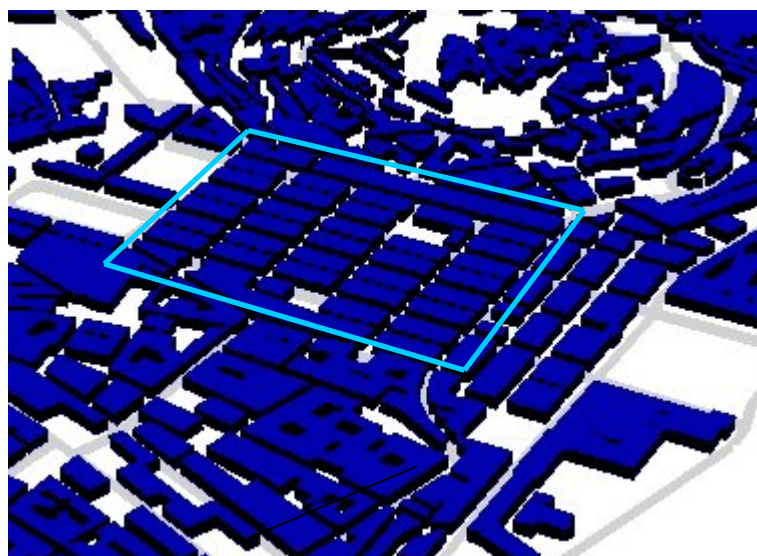


Figura 4.4 – Perspectiva tridimensional dos edifícios da área de estudo.

De modo a simplificar o processo de definição dos obstáculos e, dado que os 26 edifícios têm uma orientação de 344° , a malha cartográfica manteve uma orientação de acordo com os eixos cartesianos, enquanto que a malha de campo de ventos foi corrigida de modo a contemplar a orientação do domínio.

4.1.2 Emissões do tráfego rodoviário

As emissões horárias, de poluentes provenientes do tráfego rodoviário, foram estimadas pelo Modelo de Emissões de Transportes para Fontes em Linha (TREM), cuja metodologia de cálculo se encontra descrita no Capítulo 3. No domínio de estudo foram consideradas três fontes emissoras em linha: Rua do Ouro, Rua da Betesga e Rua da Prata, identificadas na Figura 4.5.

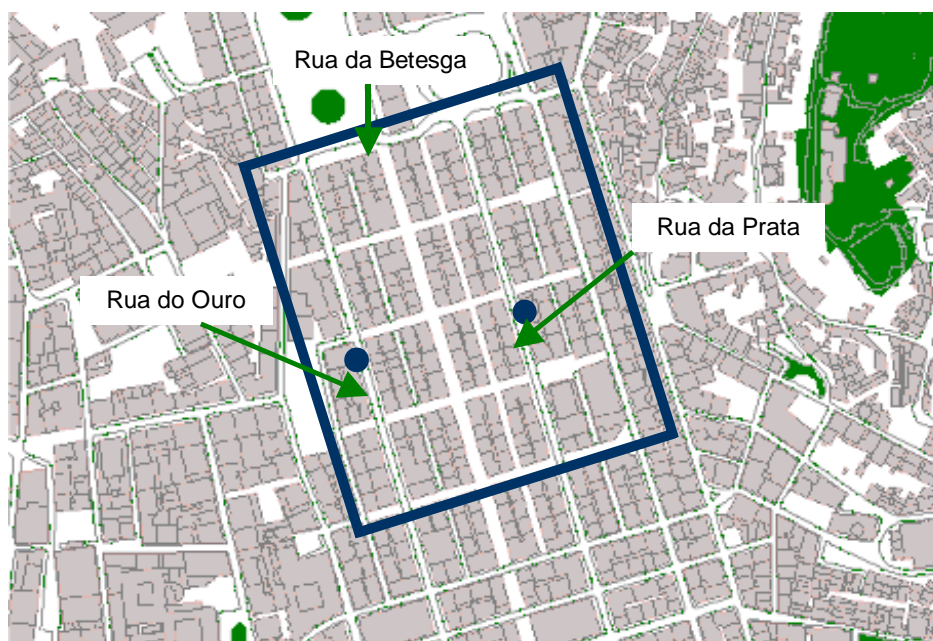


Figura 4.5 - Domínio de simulação de Lisboa e localização dos contadores de tráfego (●).

As contagens de tráfego realizadas pela Câmara Municipal de Lisboa, para as ruas consideradas, forneceram informação sobre o volume de tráfego que circula nestas artérias, num dia da semana. A distribuição de veículos por categorias foi baseada em dados estatísticos da Associação do Comércio Automóvel em Portugal (ACAP), para o Distrito de Lisboa. Considerou-se como representativa, uma velocidade média de 30 km.h^{-1} , dos veículos que se deslocam nesta zona de Lisboa, tal como indicado no estudo realizado por Hickman *et al.* (1999).

Na Figura 4.6 é representada a variação horária das emissões de CO, estimadas pelo modelo TREM, com base nas contagens de tráfego realizadas para a Rua da Prata, Rua do Ouro e Rua da Betesga. Dos poluentes considerados no cálculo das emissões do tráfego automóvel, foi seleccionado o CO por se tratar do poluente maioritariamente emitido pelo tráfego.

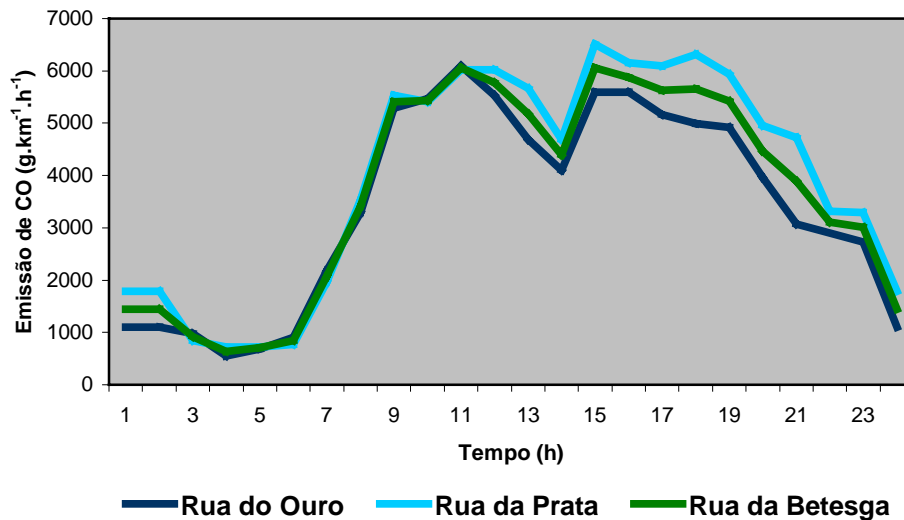


Figura 4.6 - Variação horária das emissões de CO para a Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, estimadas pelo TREM.

A evolução das emissões de CO, ao longo do dia, mostra um comportamento semelhante para as ruas consideradas. O comportamento identificado corresponde a um fluxo de tráfego típico, em que se observam emissões baixas durante a noite e um aumento gradual durante a manhã. O volume de tráfego na área de estudo sofre uma ligeira diminuição às 14 horas conduzindo a uma diminuição das emissões de CO. O valor máximo de emissão de CO é atingido às 15 horas, seguido de uma diminuição progressiva, que se acentua a partir das 19 horas.

4.1.3 Meteorologia

Os parâmetros meteorológicos recolhidos na estação meteorológica do aeroporto de Lisboa, localizada na Figura 4.2, forneceram a informação necessária para a determinação do campo de ventos no domínio da Baixa de Lisboa, pelo modelo de dispersão de escala local. Os dados, contendo informação sobre velocidade e direcção de vento e temperatura do ar, com resolução horária, correspondem ao dia de Verão de 8 de Julho de 1997. A escolha deste dia é justificada pela necessidade de garantir, para o dia simulado, que a informação requerida pelo modelo, nomeadamente, os dados referentes à meteorologia, correspondem ao mesmo

período dos dados de qualidade do ar, que permitirão a avaliação dos resultados obtidos.

Na Figura 4.7 apresenta-se a evolução dos dados de velocidade e direcção do vento ao longo do dia em análise.

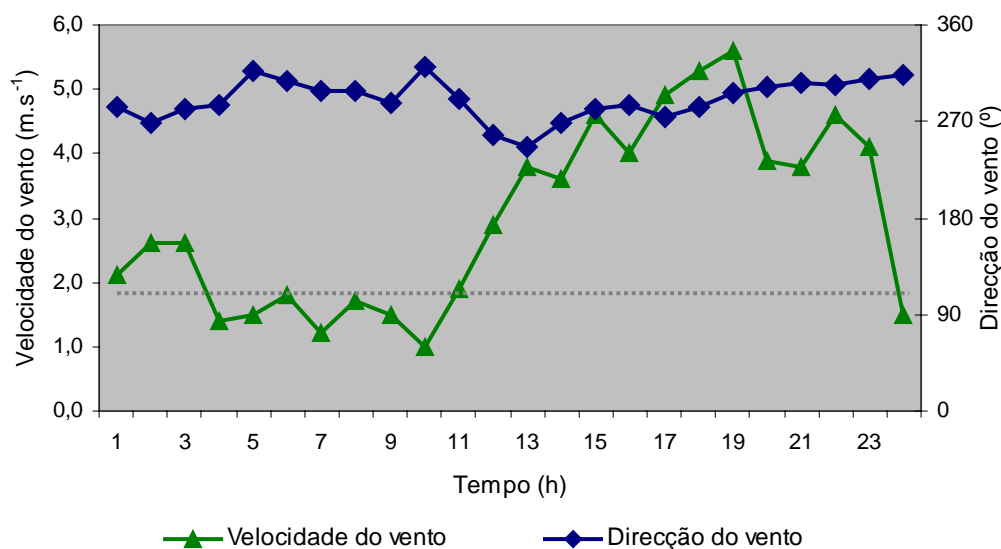


Figura 4.7 - Variação horária da direcção e velocidade do vento, no dia 8 de Julho de 1997.

A análise dos dados meteorológicos horários indica que a direcção do vento é predominantemente de Noroeste, com velocidades de vento entre 1 m.s⁻¹ e 6 m.s⁻¹. É possível observar um período de vento fraco, entre as 4 e as 10 horas, em que as velocidades de vento são inferiores a 2 m.s⁻¹. Estas situações representam condições de dispersão menos favoráveis, em que se registam grandes amplitudes e variação das direcções de vento, correspondendo aos episódios mais graves no que respeita a qualidade do ar.

Verifica-se um aumento gradual da velocidade do vento, a partir das 10 horas, atingindo o valor máximo de 6 m.s⁻¹, às 19 horas, seguida de uma diminuição de intensidade, até às 24 horas, onde se regista um novo período de vento fraco.

4.1.4 Qualidade do ar

A cidade de Lisboa possui uma rede de monitorização da qualidade do ar, composta por nove estações, responsáveis pela monitorização das concentrações de CO, Partículas, NO_x, SO₂ e O₃, no ar ambiente. A localização das estações de qualidade do ar encontra-se representada na Figura 4.8.

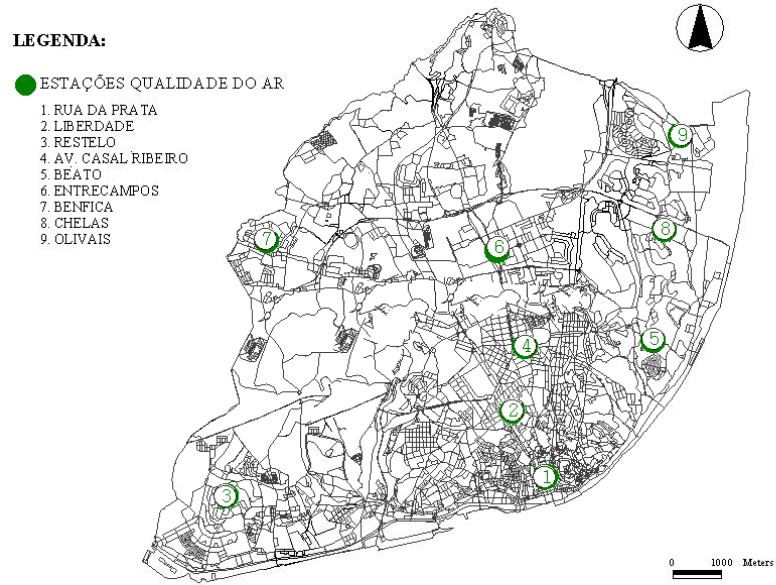


Figura 4.8 – Localização da rede de estações de qualidade do ar, na cidade de Lisboa.

A estação da Rua da Prata está situada no domínio de simulação da Baixa de Lisboa e os valores de concentração horários de CO, medidos no dia 8 de Julho de 1997, encontram-se representados na Figura 4.9.

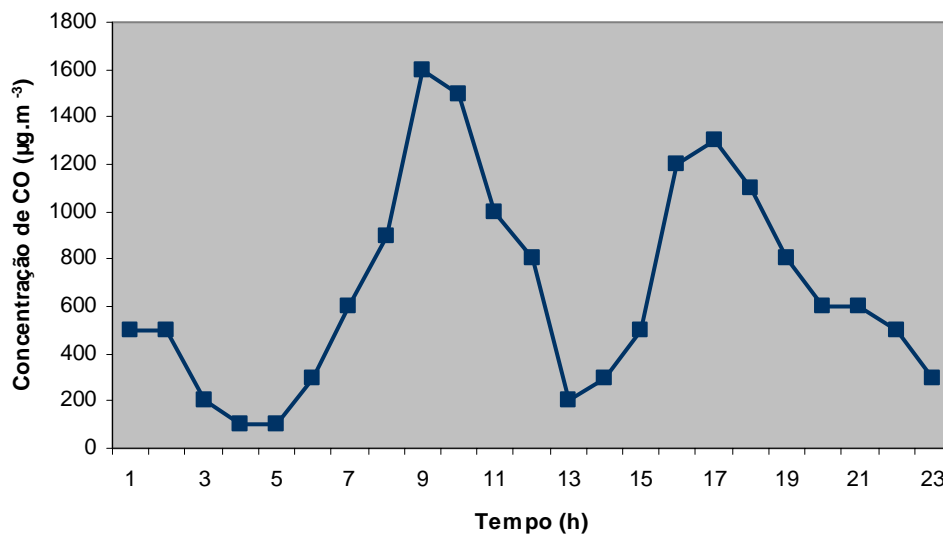


Figura 4.9 – Variação horária das concentrações de CO medidas pela estação da Rua da Prata, para o dia 8 de Julho de 1997.

Os valores medidos pela estação de qualidade do ar da Rua da Prata, para o dia seleccionado, mostram uma variação horária das concentrações de CO, semelhante à variação horária encontrada nas emissões, resultantes do tráfego automóvel e estimadas pelo modelo de emissões (Figura 4.6). Identifica-se, o clássico comportamento das concentrações em zonas urbanas, com um aumento das concentrações de CO no período das 5 às 9 horas e das 13 às 17 horas, associado ao aumento do tráfego rodoviário. O valor máximo de concentração de CO no ar ambiente verifica-se às 9 horas, correspondendo ao período de menores condições de dispersão, com velocidades de vento inferiores a 2 m.s^{-1} . O aumento da velocidade do vento verificada a partir das 9 horas é responsável pela diminuição das concentrações de CO na área de estudo.

A Directiva 2000/69/CE, de 16 de Novembro de 2000, do Parlamento Europeu e do Conselho, relativa a valores-limite para o benzeno e o CO no ar ambiente, define um valor limite para o CO de 10 mg.m^{-3} , para a protecção da saúde humana, correspondente ao máximo diário das médias de oito horas. O valor máximo diário, das médias de oito horas, determinado com base nas concentrações de CO medidas no dia 8 de Julho, na estação da Rua da Prata, é de $0,89 \text{ mg.m}^{-3}$, sendo bastante inferior ao limite imposto pela legislação. Os valores de concentração de CO medidos indicam uma boa qualidade do ar relativamente ao poluente considerado.

A informação referente à qualidade do ar medida na zona de estudo permitirá, posteriormente, a avaliação dos resultados do modelo de dispersão.

4.2 O caso de Thessaloniki

A cidade de Thessaloniki é a segunda maior cidade da Grécia, localizada junto ao Mar Egeu, à latitude $40^{\circ} 39'$ Norte e longitude $23^{\circ} 07'$ Este, e com uma população estimada em 1 milhão de habitantes.

A localização de um sistema montanhoso, a Norte, e do Golfo de Thermaikos, a Sul, conferem à cidade uma forma longitudinal, condicionando as entradas e saídas de tráfego a Este e a Oeste. Este facto, associado à grande densidade de pessoas e serviços observada no centro da cidade, origina graves problemas de congestionamento de tráfego (Papaioannou *et al.*, 2000). As emissões do tráfego

rodoviário aparecem, desta forma, como uma importante fonte antropogénica com consequências directas na qualidade do ar da região.

A Rua Egnatia é a principal artéria da cidade, caracterizada por um tráfego diário de 110 000 veículos. Tsimiski, Vas. Olgas e Nikis são outras importantes ruas de Thessaloniki com um volume diário de 60 000 e 80 000 veículos. O elevado volume de tráfego e as reduzidas condições de dispersão verificados nestas vias conduzem a elevadas concentrações de poluentes no ar ambiente.

4.2.1 Localização e caracterização do domínio de estudo

A área de Thessaloniki seleccionada para a realização deste estudo está situada no centro da cidade, num local de grande importância histórica, junto ao porto comercial. A Câmara Municipal e um importante terminal rodoviário estão localizados no domínio de estudo, sendo esta zona caracterizada por um comércio intenso e dominada por um elevado volume de tráfego. O domínio de estudo, indicado na Figura 4.10, compreende uma área de 300 m x 300 m.



Figura 4.10 - Localização do domínio de estudo na cidade de Thessaloniki e das principais fontes emissoras.

O local seleccionado para a realização do estudo compreende 7 edifícios de forma rectangular, com uma altura aproximada de 32 m, com excepção do edifício de 16 m localizado na Rua Egnatia, como mostra a perspectiva tridimensional na Figura 4.11.

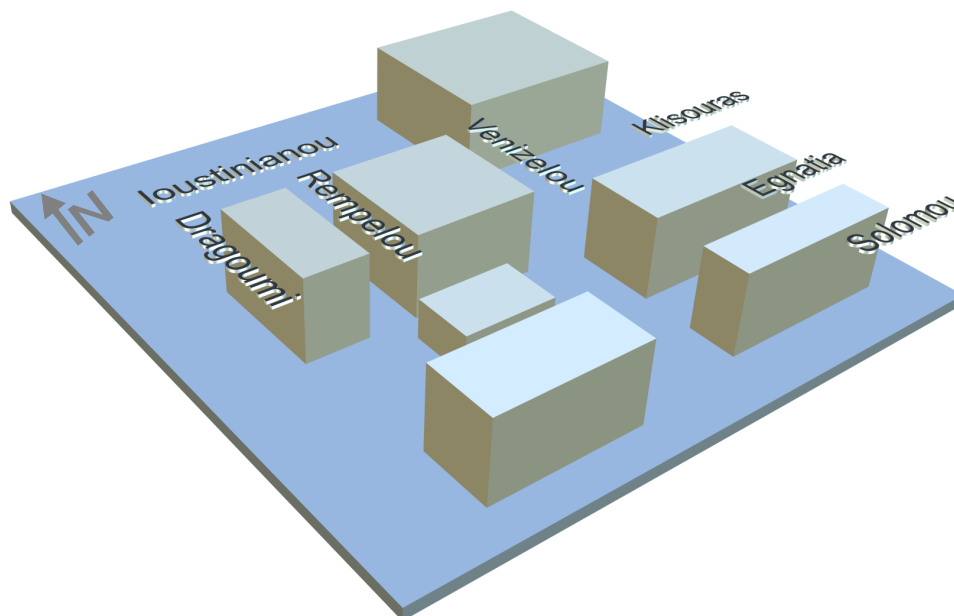


Figura 4.11 – Perspectiva tridimensional dos edifícios da área de estudo.

4.2.2 Emissões do tráfego rodoviário

As emissões horárias de CO foram estimadas pelo TREM, para as principais fontes emissoras localizadas no domínio de estudo e identificadas na Figura 4.10. Foram consideradas as seguintes ruas: Egnatia, Venizelou, Dragoumi, Ioustinianou, Solomou, Klisouras e Rempelou.

A metodologia referida anteriormente no caso de Lisboa foi usada no cálculo das emissões dos transportes rodoviários, na cidade de Thessaloniki. Foi igualmente considerado neste processo, informação referente às contagens de tráfego nas sete artérias identificadas e a caracterização da distribuição de veículos por categorias. A velocidade média de deslocação considerada nesta área é de 30 km.h^{-1} .

A Figura 4.12 representa a variação horária das emissões de CO, calculadas pelo modelo TREM, para as sete fontes consideradas no domínio.

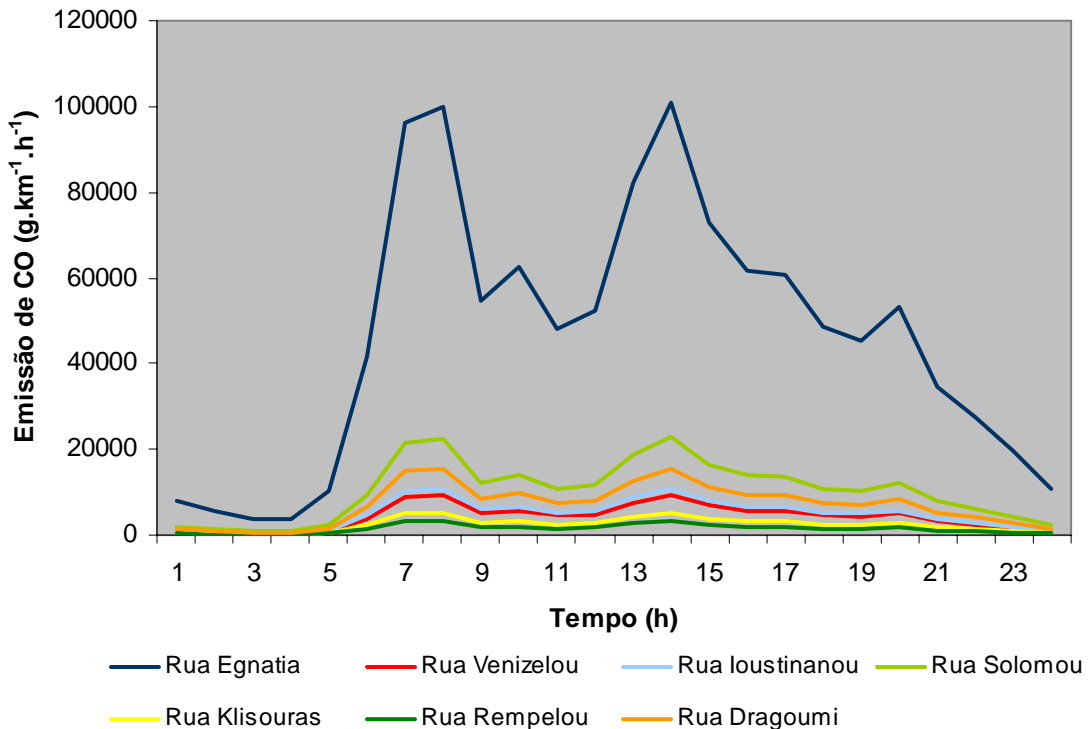


Figura 4.12 - Variação horária das emissões de CO, estimadas pelo TREM, para as principais ruas do domínio de Thessaloniki.

É possível identificar, na análise da evolução das emissões estimadas, a existência de dois máximos distintos, às 8 horas da manhã e às 14 horas, associados à existência de picos de volume de tráfego. Os valores de emissão horários calculados identificam um padrão de evolução idêntico para todas as fontes. Os valores estimados para a Rua Egnatia apresentam um valor significativamente alto, comparativamente às restantes ruas, facto este justificado, por esta ser uma das principais artérias da cidade.

4.2.3 Meteorologia

A informação que caracteriza a meteorologia do domínio de estudo foi recolhida na estação meteorológica do aeroporto de Thessaloniki, localizada na Figura 4.13. Os dados, contendo informação sobre velocidade e direcção de vento e temperatura do ar, com resolução horária, correspondem ao dia de 9 de Agosto de 1998.



Figura 4.13 – Localização da estação meteorológica do aeroporto de Thessaloniki.

Na Figura 4.14 apresenta-se a evolução dos dados de velocidade e direcção de vento ao longo do dia em análise.

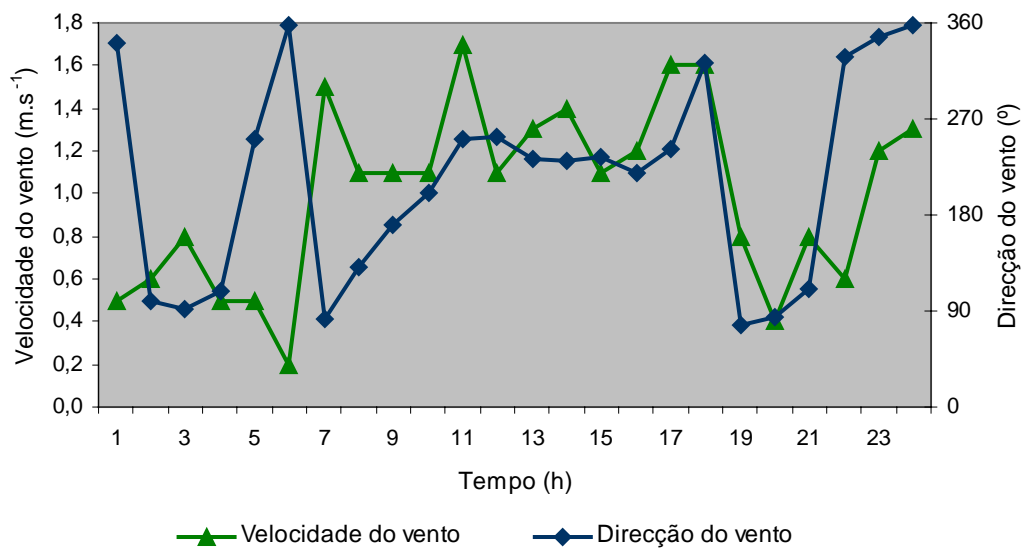


Figura 4.14 - Variação horária da direcção e velocidade do vento, no dia 9 de Agosto de 1998.

Verifica-se uma grande variabilidade nas direcções de vento medidas resultantes das baixas velocidades de vento observadas (entre $0,2 \text{ m.s}^{-1}$ e $1,7 \text{ m.s}^{-1}$). Deste modo, regista-se uma gama ampla de direcções de vento, com predominância de vento de Sudoeste. As velocidade de vento mínima e máxima observam-se às 6 e 11 horas, respectivamente. Como foi referido anteriormente, as situações de vento fraco ($< 2 \text{ m.s}^{-1}$) são consideradas críticas, por conduzirem a condições desfavoráveis de dispersão, que provocam concentrações instantâneas altas.

4.2.4 Qualidade do ar

Os valores de concentração de CO medidos pela estação de qualidade do ar da Rua Venizelou, no dia 9 de Agosto de 1998, encontram-se representados na Figura 4.15.

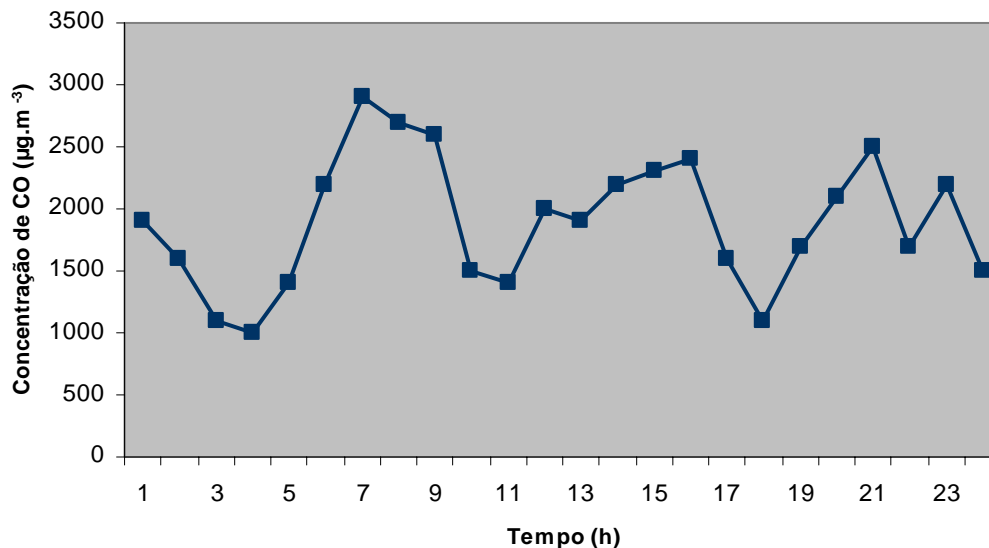


Figura 4.15 - Variação horária das concentrações de CO medidas na estação localizada na Rua Venizelou, para o dia 9 de Agosto de 1998.

Os valores medidos pela estação de qualidade do ar indicam um comportamento semelhante à variação horária das emissões do tráfego automóvel estimada pelo modelo de emissões, com picos de concentração nos períodos das 7 às 8 horas, das 14 às 16 horas e das 19 às 21 horas (Figura 4.12). A concentração máxima de CO no ar ambiente, de $2900 \mu\text{g.m}^{-3}$, observada às 7 horas, está associada aos valores elevados de emissão de CO estimados para este período e, possivelmente, ao transporte das emissões das ruas adjacentes, dado que se registam condições meteorológicas caracterizadas por vento de Nordeste e velocidade de $1,5 \text{ m.s}^{-1}$. No entanto, as emissões de CO provenientes da Rua Egnatia, sendo as mais elevadas do domínio de estudo, não atingem a estação de qualidade do ar da Rua Venizelou.

O valor máximo diário, das médias de oito horas, determinado com base nas concentrações de CO medidas no dia 9 de Agosto, na estação da Rua Venizelou, é de $2,15 \text{ mg.m}^{-3}$ e inferior ao máximo de 10 mg.m^{-3} fixado pela Directiva 2000/69/CE.

4.3 Resultados das simulações

Neste sub-capítulo são apresentados os resultados das simulações realizadas para o caso de Lisboa e o caso de Thessaloniki, com o modelo VADIS. Os valores de concentração estimados pelo modelo, numa área próxima à localização da estação de qualidade do ar, são comparados com os dados medidos pela estação. Com este exercício pretende-se avaliar o desempenho do modelo de escala local, de acordo com a Directiva 2000/69/CE, de 16 de Novembro, que contém informação referente aos objectivos de qualidade dos dados e registo dos resultados do processo de avaliação da qualidade do ar.

4.3.1 O caso de Lisboa

Nas Figuras 4.16, 4.17 e 4.18 são apresentados, como exemplo, os campos de velocidades e de concentrações de CO, da área de estudo da Baixa de Lisboa, para as 2, 9 e 13 horas, do dia 8 de Julho de 1997. Encontram-se no Anexo A as figuras com os campos de velocidades e concentrações relativos às restantes horas simuladas.

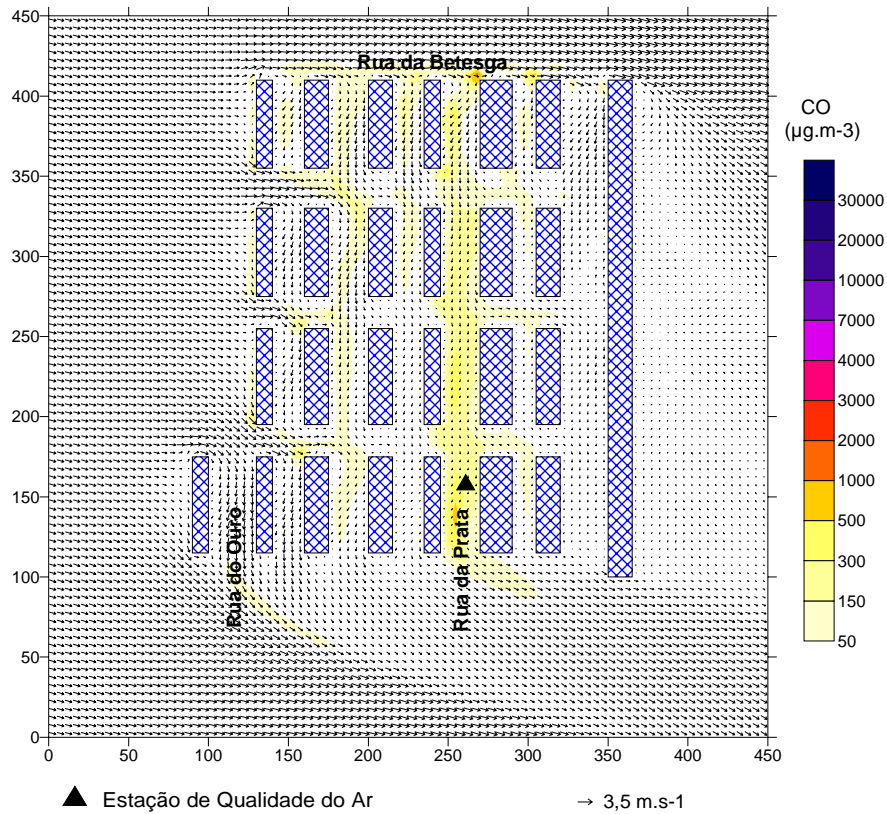


Figura 4.16 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas.

Às 2 horas, o vento à entrada do domínio em análise é de Oeste com uma velocidade de $2,6 \text{ m.s}^{-1}$. As concentrações de CO para esta altura do dia não ultrapassam os 1823 µg.m^{-3} para todo o domínio. Em termos espaciais, a mancha de CO abrange predominantemente a Rua da Prata, onde se registou o valor máximo de concentração. As ruas pedonais adjacentes à Rua da Prata apresentam baixos valores de concentração de CO.

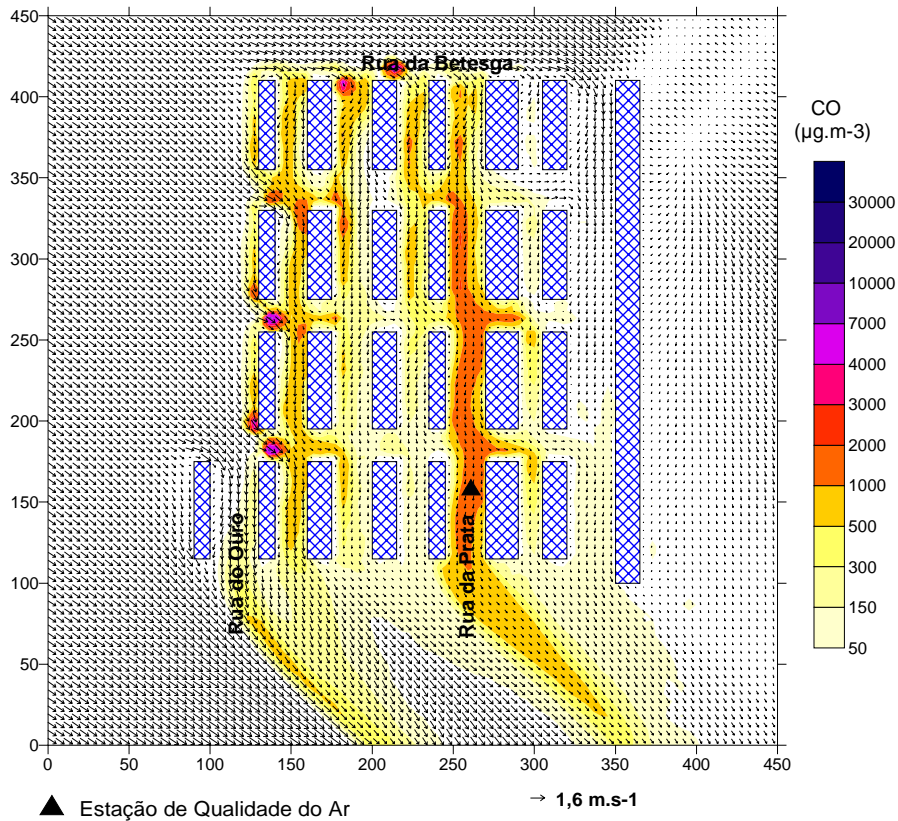


Figura 4.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas.

O campo de ventos às 9 horas apresenta uma velocidade inicial à entrada do domínio de $1,5 \text{ m.s}^{-1}$ e orientação de Noroeste. Observa-se uma mancha de concentração de CO na Rua da Prata, com um valor máximo de $3000 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, e cuja dispersão se desenvolve atingindo as ruas pedonais adjacentes.

Observam-se picos de concentração de CO na rua pedonal, junto à Rua do Ouro, como resultado das condições meteorológicas, e que atingem um valor máximo de $13027 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, para o todo o domínio em análise.

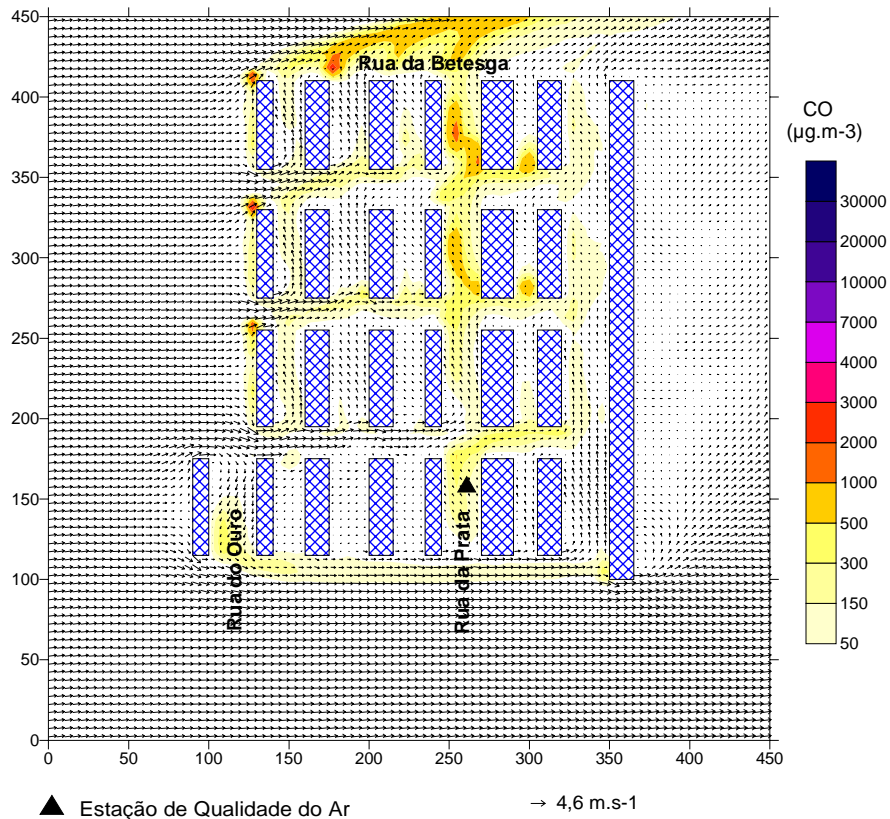


Figura 4.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas.

No caso da simulação para as 13 horas, o vento à entrada do domínio é de Oeste/Sudoeste e com velocidade de $3,8 \text{ m.s}^{-1}$. A mancha de CO é transportada para Norte, como resultado da circulação dos ventos sobre o domínio, observando-se os maiores valores de concentração na Rua da Betesga, com um máximo de 3852 µg.m^{-3} . A Rua da Prata e as áreas pedonais circundantes são, igualmente, afectadas por concentrações de CO que atingem os 2000 µg.m^{-3} .

Na Figura 4.19 apresenta-se uma perspectiva tridimensional do campo de concentrações, para as 2 horas, na Baixa de Lisboa. A nuvem de dispersão dos poluentes emitidos pelo tráfego automóvel encontra-se localizada ao nível da circulação dos transeuntes, realçando a importância destas aplicações no cálculo da exposição a poluentes atmosféricos.

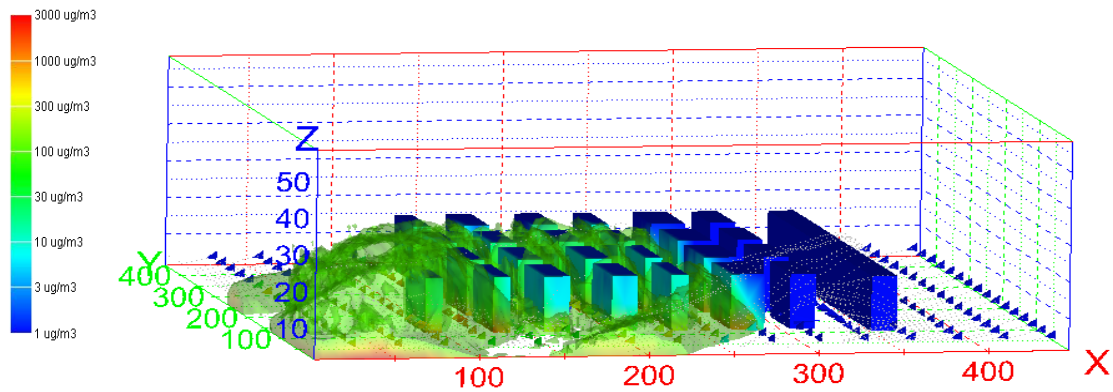


Figura 4.19 – Perspectiva tridimensional do campo de concentrações da Baixa de Lisboa.

A comparação dos valores de concentração de CO estimados pelo modelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação da qualidade do ar, com os dados medidos pela estação da Rua da Prata, é apresentada na Figura 4.20. Apresentam-se igualmente resultados obtidos com o modelo FLUENT, de modo a permitir a avaliação do desempenho do VADIS, e a intercomparação de resultados, com outro modelo numérico, para o mesmo ponto do domínio. A direcção e velocidade do vento observadas para o dia simulado é igualmente apresentada.

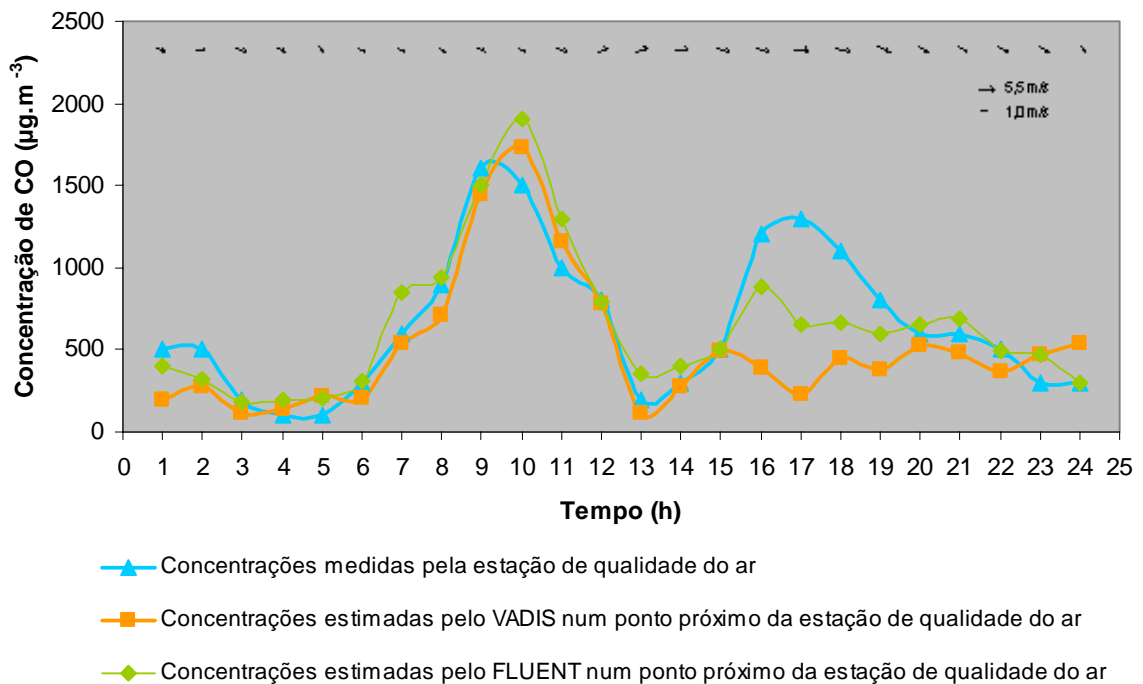


Figura 4.20 – Comparação entre as concentrações estimadas pelo VADIS e FLUENT e as concentrações medidas pela estação de qualidade do ar.

A análise da Figura 4.20 permite concluir que até às 15 horas ambos os modelos simulam correctamente as concentrações de CO, relativamente aos valores medidos na estação da Rua da Prata. No entanto, a partir desta hora existe uma clara discrepância entre os valores medidos e simulados. A tendência para subestimar as concentrações de CO apresentada pelo VADIS é confirmada pelo modelo FLUENT, indicando que a possível causa da discrepância observada poderá estar relacionada com a inexactidão dos dados de inicialização dos modelos (Tchepel *et al.*, 2002).

De modo a determinar as incertezas associadas ao modelo, realizou-se uma análise quantitativa às concentrações de CO estimadas pelo VADIS. Esta análise é baseada na definição do desvio máximo dos níveis de concentração medidos e calculados, durante o período considerado para o valor limite. Os objectivos de qualidade dos dados, relativos à precisão e exactidão da modelação da qualidade do ar, encontram-se descritos na Directiva 2000/69/CE e definem uma incerteza de 50%, para o CO. A incerteza média associada às concentrações estimadas pelo VADIS, para a Baixa de Lisboa, é de 24%, atingindo um máximo de 52%, devido à discrepância encontrada nas últimas horas simuladas. A incerteza estimada excede apenas ligeiramente o limite de 50% de aceitabilidade definido na directiva.

4.3.1 O caso de Thessaloniki

As Figuras 4.21, 4.22 e 4.23 apresentam, a título de exemplo, os campos de velocidades e de concentrações de CO às 2, 7 e 11 horas, do dia 9 de Agosto de 1998, para a área de estudo de Thessaloniki. Os campos de velocidades e concentrações das restantes simulações realizadas encontram-se representados no Anexo B.

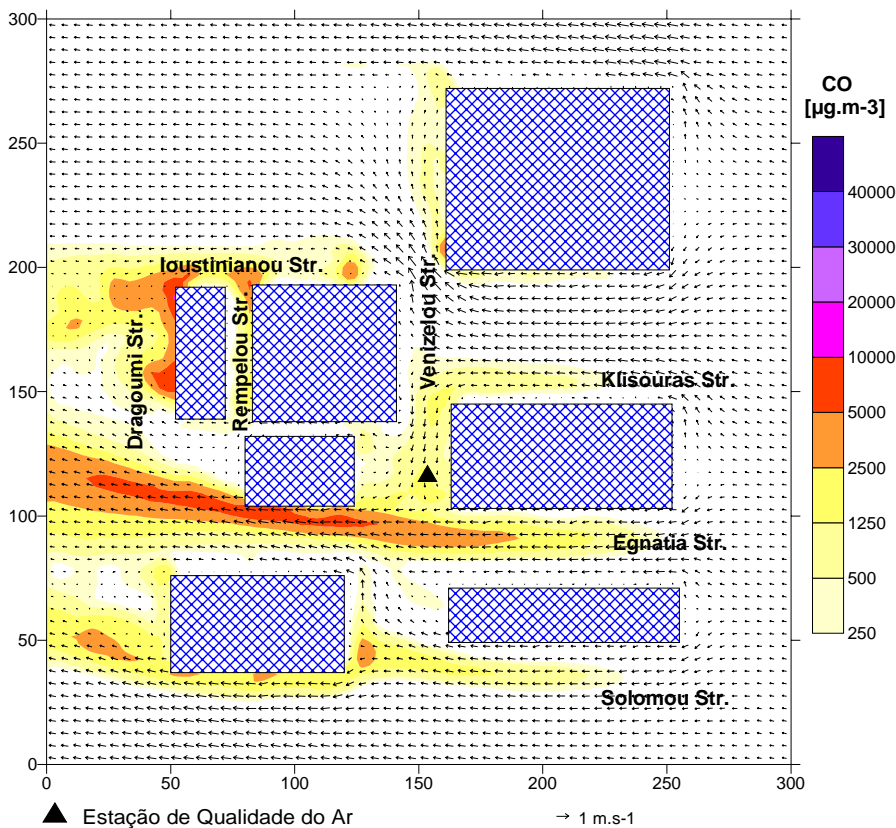


Figura 4.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas.

O campo de ventos estimado para as 2 horas apresenta uma velocidade inicial à entrada do domínio de 0,6 m.s⁻¹ e orientação aproximada de Este. A mancha de CO abrange, predominantemente, a Rua Egnatia e a Rua Dragoumi, onde se atinge a concentração máxima de 12275 µg.m⁻³.

Nas Ruas Ioustinianou e Solomou observam-se concentrações de 5000 µg.m⁻³, enquanto que as reduzidas condições de dispersão verificadas na Rua Rempelou, originam valores que não ultrapassam os 1250 µg.m⁻³.

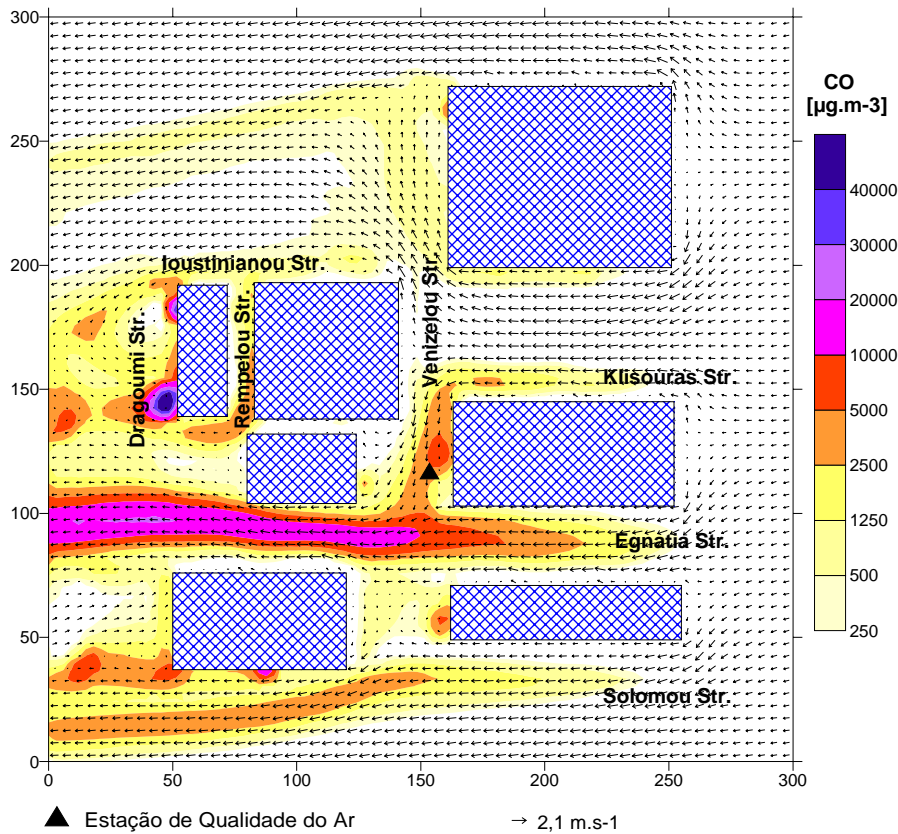


Figura 4.22 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas.

Às 7 horas, o vento à entrada do domínio tem direcção aproximada de Este e uma velocidade de $1,5 \text{ m.s}^{-1}$. As condições de dispersão observadas para este período do dia transportam a mancha de CO para Oeste, localizando-se os valores mais elevados de concentração nas Ruas Dragoumi e Egnatia. A concentração máxima obtida no domínio de simulação é de 65167 µg.m^{-3} , na Rua Dragoumi.

As emissões de CO na Rua Venizelou são transportadas para a Rua Egnatia, tendo em conta os padrões de circulação observados no domínio. Do mesmo modo, verifica-se um transporte do CO emitido pelo tráfego automóvel na Rua Rempelou para a Rua Dragoumi.

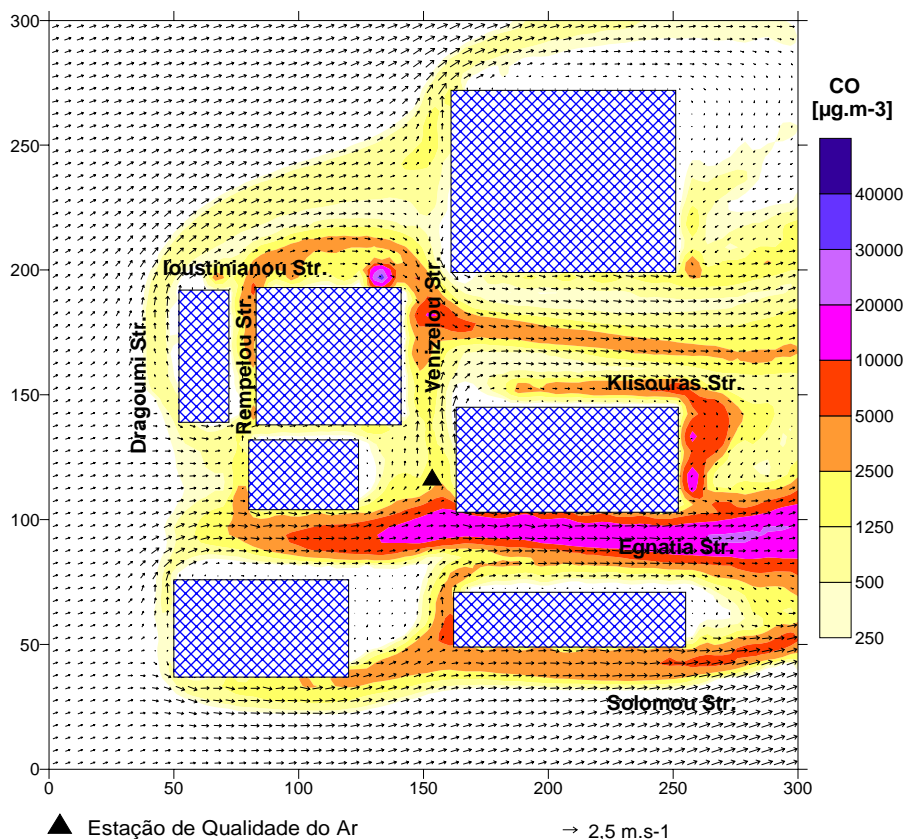


Figura 4.23 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas.

No caso da simulação para as 11 horas, a circulação no domínio de estudo apresenta uma velocidade inicial de $1,7 \text{ m.s}^{-1}$ e direcção Sudoeste. O transporte das emissões de CO, de todas as ruas consideradas no domínio, para Este, origina um aumento dos valores de concentração nas Ruas Egnatia e Ioustinianou, onde se verifica um máximo de $50087 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$. As emissões de CO provenientes da Rua Rempelou contribuem directamente para os valores de concentração encontrados na Rua Ioustinianou.

Os valores de concentração de CO máximos apresentados para estas simulações excedem claramente o limite fixado na legislação europeia, de 10 mg.m^{-3} , indicando a existência de graves problemas de qualidade do ar, nas áreas do domínio de estudo.

A análise dos valores de concentração de CO estimados pelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação de qualidade do ar, através da sua comparação com os dados medidos pela estação localizada na Rua Venizelou, encontra-se representada na Figura 4.24. Apresenta-se, igualmente, a direcção e velocidade do vento observadas para o dia simulado.

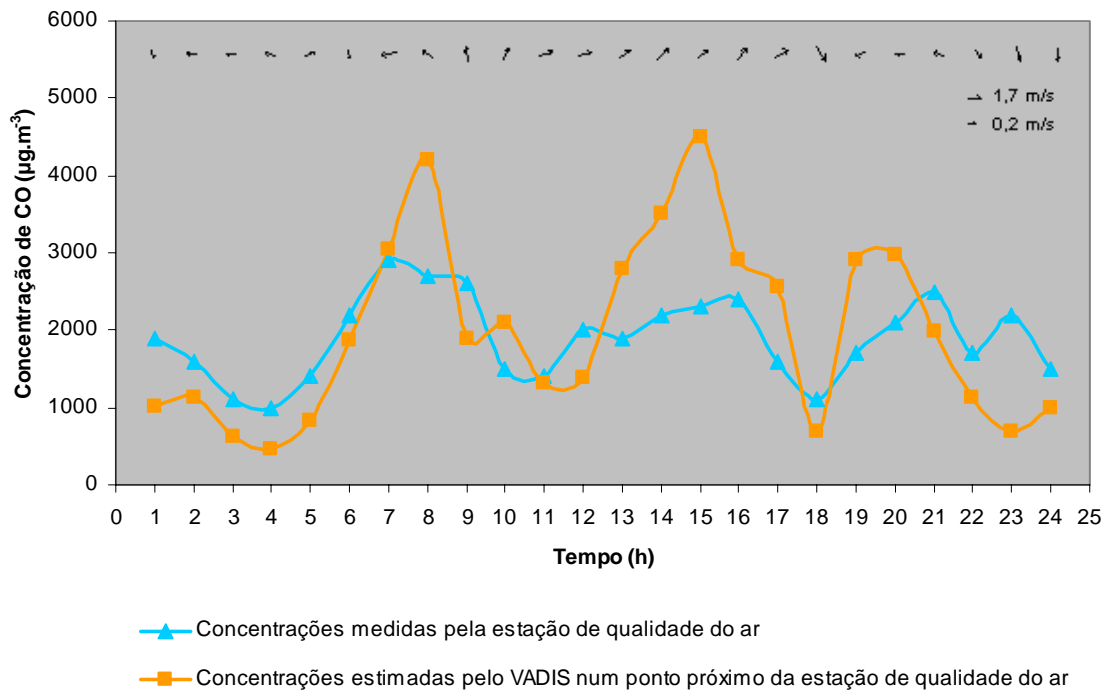


Figura 4.24 - Comparação das concentrações estimadas pelo VADIS com as concentrações medidas pela estação de qualidade do ar.

A análise da Figura 4.24 evidencia que o modelo simula correctamente as concentrações de CO, para o ponto mais próximo da estação de qualidade do ar, observando-se o mesmo padrão de evolução das concentrações para os valores medidos e estimados. No entanto, as concentrações de CO apresentadas pelo VADIS são sobrestimadas, para alguns períodos do dia simulado, nomeadamente, às 8 horas, das 13 às 17 horas e das 19 às 20 horas.

As baixas velocidades do vento medidas ($< 2 \text{ m.s}^{-1}$), correspondendo a vento fraco, condicionam a precisão das direcções de vento consideradas, dado que para estas situações se verificam grandes amplitudes e variação nas direcções de vento. Este facto condiciona o aumento das concentrações instantâneas no domínio, justificando o comportamento do modelo ao sobreestimar as concentrações de CO.

A determinação das incertezas associadas ao cálculo das concentrações de CO, no caso das simulações realizadas para o domínio de Thessaloniki, mostra que o desvio máximo dos níveis de concentração medidos e calculados, durante o período considerado, é de 27,7%. O valor calculado encontra-se dentro do limite de 50% fixado na Directiva 2000/69/CE, referida anteriormente.

4.4 Síntese conclusiva

A sistematização da informação relativa à aplicação e avaliação do modelo, para os casos de estudo de Lisboa e Thessaloniki, encontra-se descrita neste subcapítulo.

A tabela 4.1 resume a informação de entrada utilizada pelo VADIS para o cálculo dos campos de velocidades e de concentração, nos dois domínios considerados. A sistematização dos dados de qualidade do ar necessários à avaliação do desempenho do modelo é igualmente apresentada.

Tabela 4.1 – Sistematização da informação utilizada pelo VADIS.

| | | Lisboa | Thessaloniki |
|-----------------|--|---|---|
| Domínio | dimensões | 450 m x 450 m | 300 m x 300 m |
| | nº de edifícios | 26 (com 15 m de altura média) | 7 (com 32 m de altura média) |
| | nº de fontes | 3 | 7 |
| Emissões | máximo horário de emissão | Rua da Prata 6500 g.km ⁻¹ .h ⁻¹ (15 horas) | Rua Egnatia 100658 g.km ⁻¹ .h ⁻¹ (14 horas) |
| | direcção de vento dominante | NW | SW (grande variabilidade na direcção de vento) |
| Meteorologia | períodos horários de vento fraco (vel. vento < 2 m.s ⁻¹) | entre as 4 e 10 horas; 24 horas | 1 hora às 24 horas |
| | velocidade de vento mínima | 1 m.s ⁻¹ (10 horas) | 0,2 m.s ⁻¹ (6 horas) |
| | velocidade de vento máxima | 6 m.s ⁻¹ (19 horas) | 1,7 m.s ⁻¹ (11 horas) |
| Qualidade do ar | Directiva 2000/69/CE (valor limite para o CO - 10 mg.m ⁻³) | concentração máxima diária (médias de 8 horas) 0,89 mg.m ⁻³ | 2,15 mg.m ⁻³ |
| | mínimo de qualidade do ar medido | 100 µg.m ⁻³ (4 e 5 horas) | 1000 µg.m ⁻³ (4 horas) |
| | máximo de qualidade do ar medido | 1600 µg.m ⁻³ (9 horas) | 2900 µg.m ⁻³ (7 horas) |

Os domínios de estudo de Lisboa e Thessaloniki apresentam características diferentes em termos de ocupação do espaço urbano. As dimensões das áreas de simulação das duas cidades são aproximadamente semelhantes, no entanto, a área

de Lisboa regista um maior número de edifícios, originando um maior número de ruas estreitas, que dificultam a dispersão dos poluentes emitidos pelo tráfego automóvel. Em contrapartida, a altura média dos edifícios observada no domínio de Thessaloniki, de 32 m, vem, de igual modo, criar condições de dispersão menos favoráveis e contribuir para a diminuição da qualidade do ar no meio urbano.

Na área de estudo seleccionada da Baixa de Lisboa, existem apenas três fontes emissoras, sendo as restantes ruas pedonais ou de trânsito condicionado. Considerando as emissões estimadas pelo TREM, para todas as fontes do domínio, a Rua da Prata apresenta o máximo horário de emissão, às 15 horas, de $6500 \text{ g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$. A localização do domínio de Thessaloniki no centro da cidade, inclui sete fontes emissoras, abrangendo as principais artérias de circulação de tráfego. A Rua Egnatia regista o máximo horário de emissão às 14 horas, com um valor quinze vezes superior ($100658 \text{ g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$) ao observado para a Rua da Prata. É, deste modo, notório que o volume de veículos a circular nesta zona de Thessaloniki é bastante superior ao que circula na Baixa de Lisboa.

Os dados meteorológicos horários considerados para as duas cidades indicam a existência de fracas condições de dispersão, principalmente em Thessaloniki, onde se observa, ao longo do dia considerado, velocidades de vento inferiores a 2 m.s^{-1} , com um mínimo de $0,2 \text{ m.s}^{-1}$ e um máximo de $1,7 \text{ m.s}^{-1}$. Em Lisboa, os períodos de vento fraco observados, entre as 4 e as 10 horas e às 24 horas, registam um valor mínimo de 1 m.s^{-1} às 10 horas. A velocidade máxima de vento de 6 m.s^{-1} é registada às 19 horas.

Os valores de qualidade do ar medidos nas estações dos dois domínios de Lisboa e Thessaloniki, para os dias considerados, registam, respectivamente, mínimos de $100 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$ e $1000 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, às 4 horas da manhã e máximos de $1600 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$ e $2900 \text{ } \mu\text{g.m}^{-3}$, às 9 horas e 7 horas, respectivamente.

Tendo em conta as diferenças observadas no volume de tráfego rodoviário a circular em Thessaloniki, comparativamente a Lisboa, e nas fracas condições de dispersão igualmente registadas nesta cidade, não se observa uma diferença significativa nos valores de qualidade do ar das duas cidades. Tal facto pode ser explicado, pela estação de qualidade do ar, em Thessaloniki, se localizar numa zona em que existe

grande dispersão e menor acumulação de poluentes, não sendo atingida pelos elevados valores de emissão de CO provenientes da Rua Egnatia.

As simulações realizadas com o VADIS vêm, de algum modo comprovar, o que foi dito anteriormente, sendo possível identificar em cada um dos domínios as zonas em que existe acumulação de poluentes e, conseqüentemente, as concentrações mais elevadas de CO.

A Tabela 4.2 sintetiza a informação relativa à avaliação do desempenho do modelo, resultante da aplicação a Lisboa e Thessaloniki.

Tabela 4.2 – Sistematização da avaliação do desempenho do VADIS, para Lisboa e Thessaloniki.

| | Lisboa | Thessaloniki |
|-----------|--------|--------------|
| Incerteza | 52 % | 27,7 % |

As aplicações do VADIS, aos dois casos de estudo, mostram que as incertezas associadas à estimativa das concentrações são inferiores ao valor limite de 50 %, fixado pela legislação, para Thessaloniki, e ligeiramente superior, no caso de Lisboa.

A variabilidade na direcção de vento observada para Thessaloniki, como resultado das baixas velocidades de vento registadas, não interferiu no desempenho do modelo, dado que este foi especialmente desenvolvido para o cálculo dos campos de concentração em condições de vento fraco. No entanto, no caso de Lisboa, a possível inexactidão dos dados meteorológicos, com especial incidência no período da tarde, poderá justificar a discrepância observada entre os valores de concentração de CO calculados e medidos.

5. Desenvolvimento de cenários futuros

A melhoria dos padrões de qualidade do ar nos centros urbanos implica a definição de estratégias de abatimento das emissões das principais fontes poluidoras. Neste contexto, e tendo sido identificado o tráfego rodoviário como a actividade com maior contribuição nas emissões totais urbanas, torna-se imprescindível uma correcta gestão do tráfego e das suas emissões.

A definição de cenários futuros de emissões para a atmosfera, provenientes do transporte rodoviário, e a utilização de modelos numéricos com capacidade de determinação dos valores de qualidade do ar permitem antever possíveis estratégias, assentes na sustentabilidade, para a gestão do tráfego e da qualidade do ar urbano.

Foram definidos dois cenários futuros de emissões resultantes do transporte rodoviário, para o ano 2020. Os cenários desenvolvidos têm por base o número de veículos, discriminado por classes e categorias, e a introdução de novas tecnologias, para Portugal e Grécia, em 2020, estimadas no âmbito do projecto europeu MEET, “Methodologies for estimating air pollutant emissions from transport”. Deste modo, foi possível determinar as emissões do tráfego rodoviário nas ruas consideradas nos domínios de estudo, com o modelo de emissões TREM. Os campos de concentração horários de CO foram calculados com o modelo VADIS, para as áreas de Lisboa e de Thessaloniki, mantendo as condições meteorológicas definidas nos cenários de referência (Capítulo 4). As emissões e concentrações de CO obtidas para cada cenário foram comparadas com o cenário base.

Pretende-se com esta metodologia avaliar o impacto na qualidade do ar urbano da alteração das emissões do tráfego rodoviário e, deste modo, identificar possíveis estratégias de gestão sustentável das emissões e da qualidade do ar, nas áreas de estudo das duas cidades europeias seleccionadas.

5.1 Metodologia de definição de cenários

Neste sub-capítulo, é feita uma descrição da metodologia adoptada para a construção dos dois cenários de estudo a serem aplicados aos domínios de simulação dos casos de Lisboa e Thessaloniki.

5.1.1 Cenário 1

A construção do primeiro cenário futuro baseou-se numa estimativa da evolução do número de veículos, no período de 1990 a 2020, organizada por classes e categorias, realizada para diferentes países da Europa, entre os quais, Portugal e Grécia, e que se encontra disponível em Hickman *et al.* (1999). A evolução do número total de veículos estimados, para Portugal e Grécia, encontra-se representada na Figura 5.1. É possível observar, para Portugal, um crescimento do número de veículos de 1990 a 2010, seguido de um decréscimo acentuado em 2015 e um novo aumento para 2020. Para a Grécia observa-se um comportamento idêntico, com um número total de veículos inferior ao observado para Portugal.

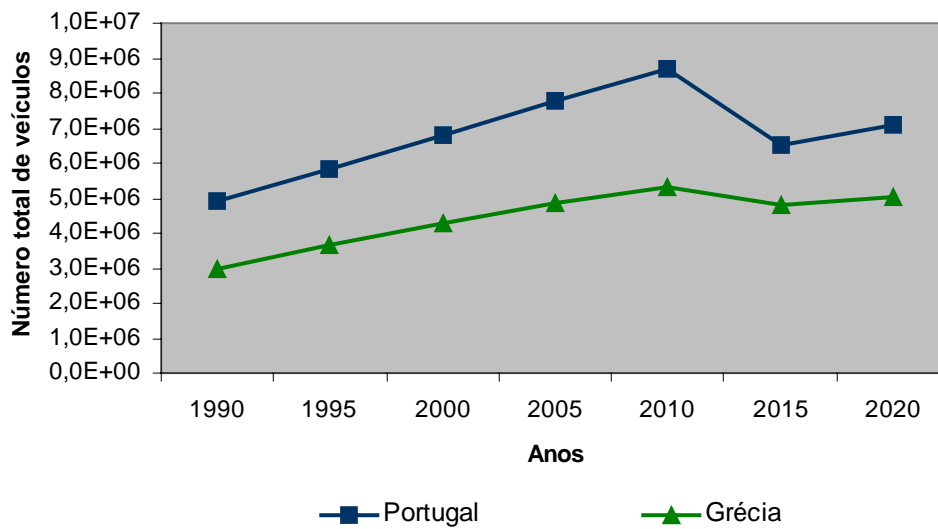
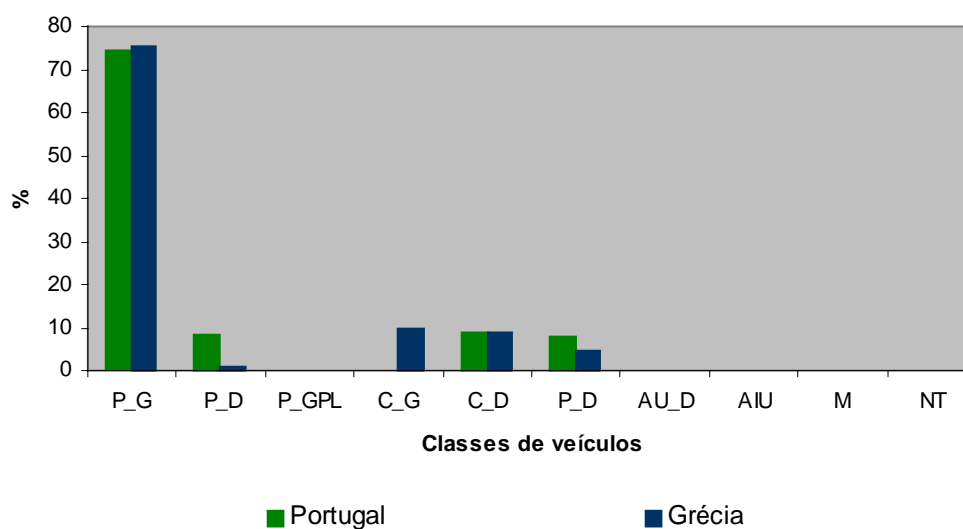


Figura 5.1 – Estimativa da evolução do número de veículos a circular em Portugal e Grécia, de 1990 a 2020.

Segundo este estudo, a previsão do número de veículos a circular nos países europeus, distribuídos por classes e categorias, até ao ano de 2020, depende: de

dados históricos referentes à população e relativos ao número de veículos existentes e à utilização de veículos; das projecções oficiais da população para os anos considerados; e da implementação temporal de medidas específicas para construção das previsões futuras. A metodologia utilizada para a determinação da informação anteriormente referida encontra-se descrita pormenorizadamente em Kyriakis *et al.*(1998).

Através do número de veículos estimado para 2020, segundo as diferentes classes e categorias contempladas no modelo TREM, foi possível calcular a distribuição percentual para os diferentes veículos, para Portugal e Grécia, como é indicado na Figura 5.2.



P_G - Passageiro a Gasolina

P_D - Passageiro a Diesel

P_GPL - Passageiro a Gás de
Petróleo Liquefeito

NT - Novas Tecnologias

C_G - Comercial a Gasolina

C_D - Comercial a Diesel

P_D - Pesados a Diesel

AU_D - Autocarros Urbanos Diesel

AIU - Autocarros inter-urbanos

M - Motociclos

Figura 5.2 - Distribuição percentual por categorias de veículos, para Portugal e Grécia, em 2020.

A distribuição para os dois países, em 2020, não contempla a categoria de veículos de passageiros a GPL, enquanto que a categoria de veículos comerciais a gasolina aparece apenas representada no caso da Grécia. A percentagem de veículos de passageiros a diesel, em Portugal, apresenta um valor superior à percentagem encontrada na Grécia.

A nova distribuição por categorias de veículos, baseada na estimativa do número de veículos a circular em 2020, em Portugal e na Grécia, permitiu definir o **Cenário 1**, a ser aplicado a ambas áreas de estudo dos dois países.

5.1.2 Cenário 2

O **Cenário 2** foi baseado na introdução de uma percentagem máxima de implementação de novas tecnologias, para 2020, na frota de veículos europeia. Segundo Hickman *et al.* (1999), a evolução da percentagem de introdução de novas tecnologias é máxima em 2020, com o valor de 16%. O valor mínimo estimado, para o mesmo ano, é de 8%, como mostra a Figura 5.3.

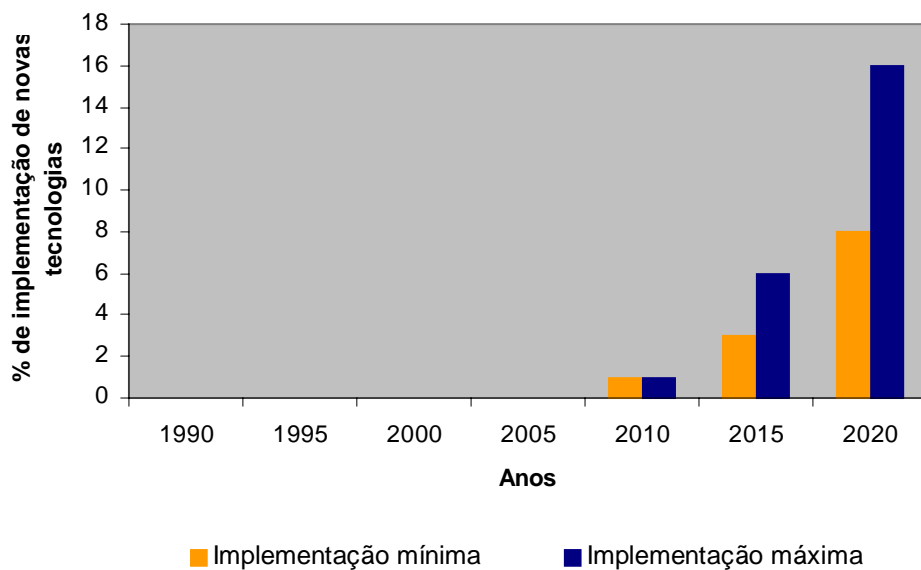
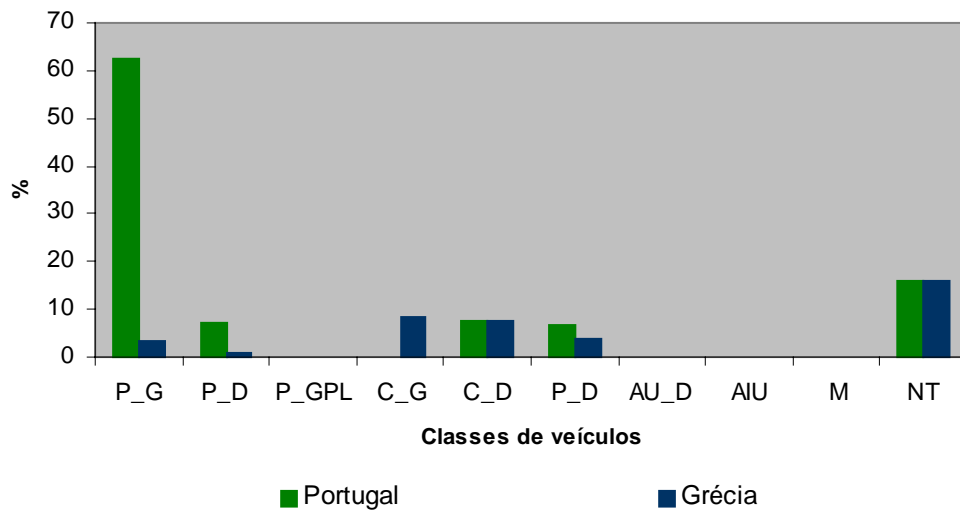


Figura 5.3 – Percentagens de implementação máxima e mínima de novas tecnologias, na frota europeia, de 1990 a 2020.

Considerando que o cenário mais favorável para a obtenção de um sistema de transportes com emissões mais reduzidas corresponde a uma percentagem máxima de implementação de novas tecnologias, assumiu-se o valor de 16% e recalculou-se a percentagem de distribuição por categorias de veículos, para Portugal e Grécia, com base na distribuição do cenário 1, como é indicado na Figura 5.4.



P_G - Passageiro a Gasolina

P_D - Passageiro a Diesel

P_GPL - Passageiro a Gás de

Petróleo Liquefeito

NT - Novas Tecnologias

C_G - Comercial a Gasolina

C_D - Comercial a Diesel

P_D - Pesados a Diesel

AU_D - Autocarros Urbanos Diesel

AIU - Autocarros inter-urbanos

M – Motociclos

Figura 5.4 - Distribuição percentual por categorias de veículos, para Portugal e Grécia, em 2020, considerando o valor máximo de introdução de novas tecnologias.

As seguintes categorias, referentes às novas tecnologias, foram consideradas na construção do Cenário 2:

- veículos eléctricos (VE)
- veículos eléctricos híbridos (VEH)
- veículos eléctricos com célula de combustível (VECC)

Os veículos eléctricos são considerados meios de transporte sem emissões, no entanto, é importante realçar que apesar do motor eléctrico não gerar emissões, a energia necessária para o seu funcionamento tem como origem a energia produzida nas centrais termoeléctricas. É, deste modo, necessário analisar o ciclo de energia completo utilizado por estes veículos, de forma a perceber o impacto real da sua utilização. Mas, sem dúvida que a utilização de veículos eléctricos em áreas urbanas, é uma medida eficaz para a diminuição das emissões de poluentes atmosféricos.

Estes veículos possuem ainda características que os tornam tecnicamente superiores aos veículos de combustão interna. Os motores eléctricos fornecem uma ampla gama de velocidades, com uma eficiência razoavelmente constante, sendo

bastante silenciosos. A distância percorrida por estes veículos e o seu funcionamento é, no entanto, limitada pela bateria, que pesa 25% do peso total do veículo (Hickman *et al.*, 1999).

Apesar de grandes progressos, a indústria ainda não conseguiu desenvolver baterias suficientemente leves e duradouras para proporcionar uma autonomia razoável para os carros eléctricos. A solução encontrada, até agora, é um compromisso: o veículo eléctrico híbrido. Os veículos eléctricos híbridos combinam um motor eléctrico com um motor de combustão segundo uma configuração em série ou em paralelo, em que o motor a gasolina ou diesel gera electricidade, movimentando o motor eléctrico. Este sistema opera um motor nas condições de maior eficiência, resultando numa boa economia de combustível e baixas emissões. Este tipo de veículo pode usar as baterias eléctricas a baixas velocidades, em áreas urbanas, enquanto que nas auto-estradas, o motor a diesel ou a gasolina pode ser usado como a principal fonte de energia (Harrop, 1995).

Os veículos eléctricos com célula de combustível são, ainda, outra nova tecnologia a considerar, possuindo um dispositivo que combina o combustível de hidrogénio com o oxigénio do ar para produzir electricidade, calor e água. As células de combustível funcionam sem combustão e são consideradas como um mecanismo não poluente. No entanto, o ciclo energético total, resultante da utilização deste tipo de veículos, deverá ser analisado, de modo a contemplar o impacto, no ambiente, da produção de hidrogénio. Embora a reacção responsável pela geração de electricidade seja entre o hidrogénio e o oxigénio, é possível utilizar uma variedade de combustíveis alternativos com capacidade para fornecer hidrogénio, entre os quais os líquidos orgânicos, como o metanol.

As percentagens de implementação das diferentes categorias consideradas, para o ano 2020, encontram-se representadas na Tabela 5.1. Os veículos híbridos a gasolina apresentam a maior percentagem de implementação comparativamente às restantes categorias.

Tabela 5.1 – Percentagem de implementação das categorias das novas tecnologias, para o ano 2020 (Hickman, 1999).

| | VE | VEH | VECC | Total |
|----------|-----|-----|------|-------|
| Ano 2020 | 4 % | 8 % | 4 % | 16 % |

5.2 Aplicação dos cenários aos casos de estudo

A metodologia de construção de cenários descrita anteriormente, relativa à caracterização da distribuição percentual de veículos por categorias, para 2020, com ou sem a introdução de novas tecnologias, serviu de base para o cálculo das emissões dos cenários futuros. O modelo TREM foi utilizado na estimativa das emissões futuras de CO para cada rua dos domínios considerados, usando os valores das restantes variáveis aplicadas no cenário de referência, para o cálculo das emissões. Os campos horários de concentração de CO foram calculados, para a Baixa de Lisboa e para a área de estudo de Thessaloniki, considerando as emissões previamente estimadas.

Neste sub-capítulo, apresentam-se os resultados dos cálculos das emissões e dos campos de concentração horários de CO e uma análise dos resultados, para cada caso de estudo e para os dois cenários definidos.

5.2.1 O caso de Lisboa

Na aplicação ao caso de Lisboa considerou-se o mesmo domínio de estudo apresentado no Capítulo 4. As condições meteorológicas horárias do dia 8 de Julho de 1997, do cenário de referência, foram utilizadas para a estimativa das concentrações de CO dos cenários futuros.

As emissões da Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga foram estimadas para os cenários 1 e 2, considerando as contagens de tráfego do cenário de referência, e tendo em conta a distribuição percentual, por categoria de veículos dos cenários definidos.

5.2.1.1 Cenário 1

As emissões resultantes da definição do Cenário 1, calculadas pelo modelo TREM, para as ruas da Baixa de Lisboa, encontram-se apresentadas na Figura 5.5.

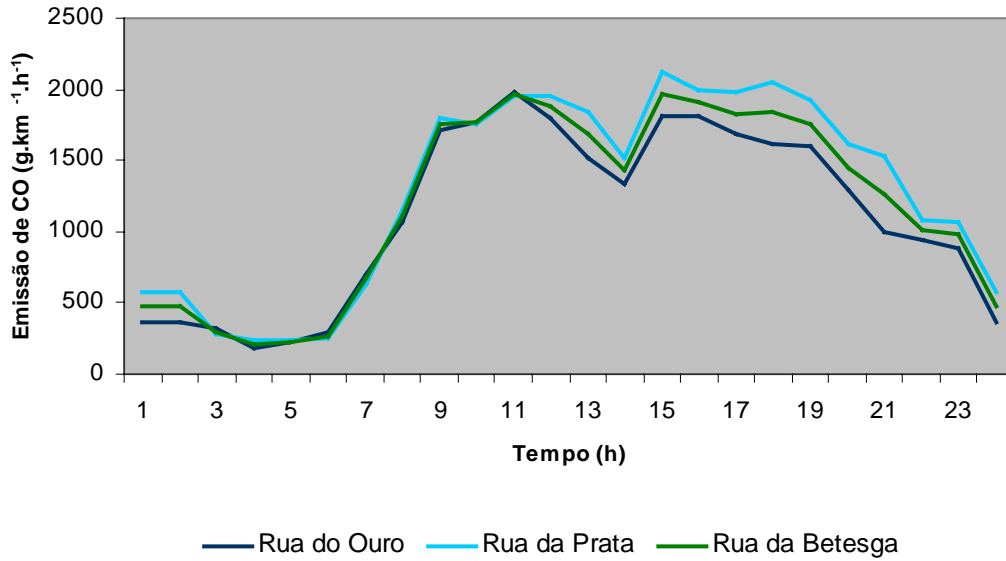


Figura 5.5 - Variação horária das emissões de CO para a Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, estimadas pelo TREM, para o Cenário 1.

As Figura 5.6, 5.7 e 5.8 representam os campos de ventos e de concentração de CO para as 2, 9 e 13 horas, respectivamente, para o Cenário 1.

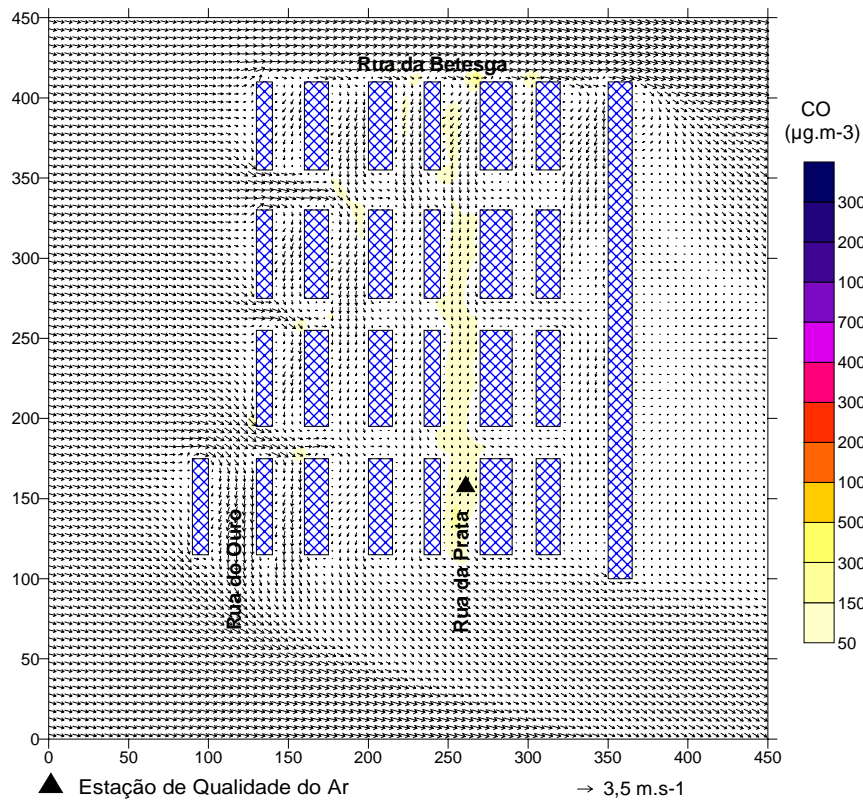


Figura 5.6- Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o Cenário 1.

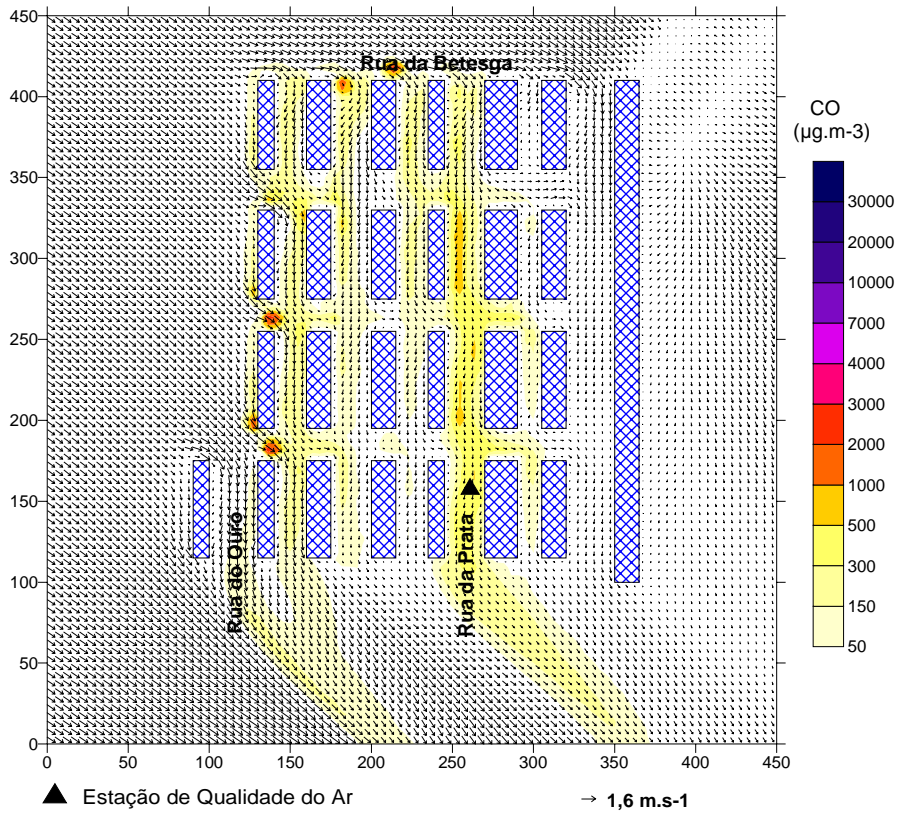


Figura 5.7- Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas, para o Cenário 1.

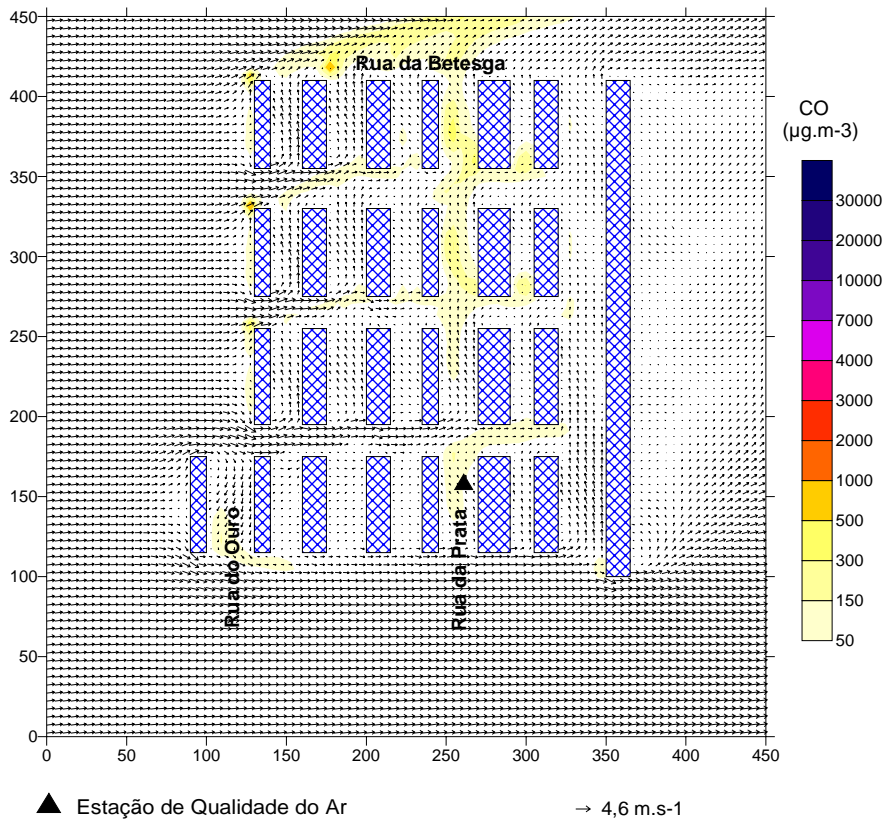


Figura 5.8 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas, para o Cenário 1.

Tendo sido consideradas as mesmas condições meteorológicas do cenário de referência, nas simulações realizadas para o Cenário 1, é possível observar um padrão espacial das manchas de concentração de CO idêntico ao cenário base. No entanto, os valores horários de concentração de CO, obtidos para este novo cenário, são claramente inferiores às concentrações obtidas no cenário de referência.

O valor máximo de concentração de CO obtido, às 2 horas, é de $583 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, para a Rua da Prata. Para o campo de concentrações de CO das 9 horas, o valor máximo estimado é de $4168 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, localizado nas ruas pedonais adjacentes à Rua do Ouro. A concentração máxima, no domínio de simulação, às 13 horas é de $1232 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, na Rua da Betesga.

5.2.1.2 Cenário 2

As emissões de CO, em 2020, para as ruas da Baixa de Lisboa, considerando a introdução de novas tecnologias, encontram-se representadas na Figura 5.9. Os valores obtidos neste cenário são inferiores aos valores de emissão do Cenário 1. As três ruas consideradas apresentam valores de emissão muito próximos, tal como nas outras situações.

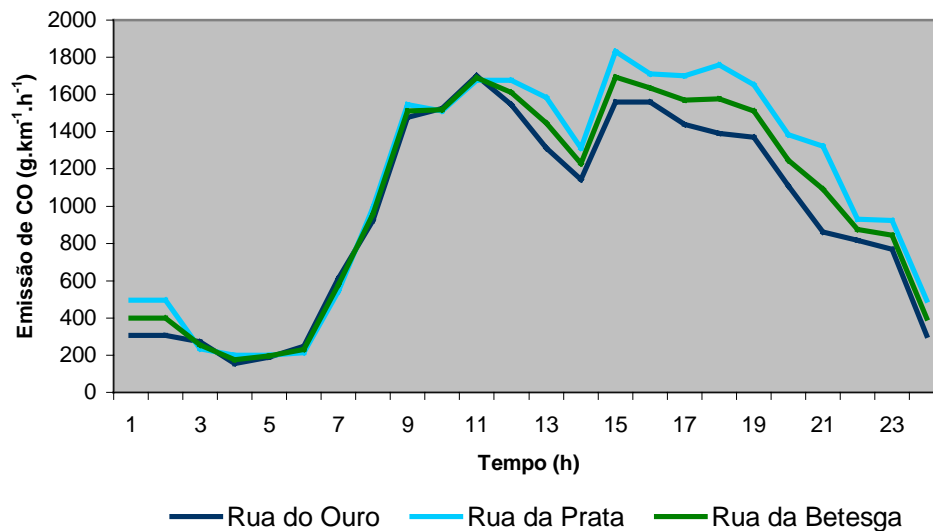


Figura 5.9 - Variação horária das emissões de CO para a Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, estimadas pelo TREM, para o Cenário 2.

Com base nos valores de emissão calculados para o Cenário 2, estimaram-se os campos de vento e de concentração horários de CO. Como exemplo, apresentam-se nas Figuras 5.10, 5.11 e 5.12, os resultados do modelo de dispersão para as 2, 9 e 13 horas.

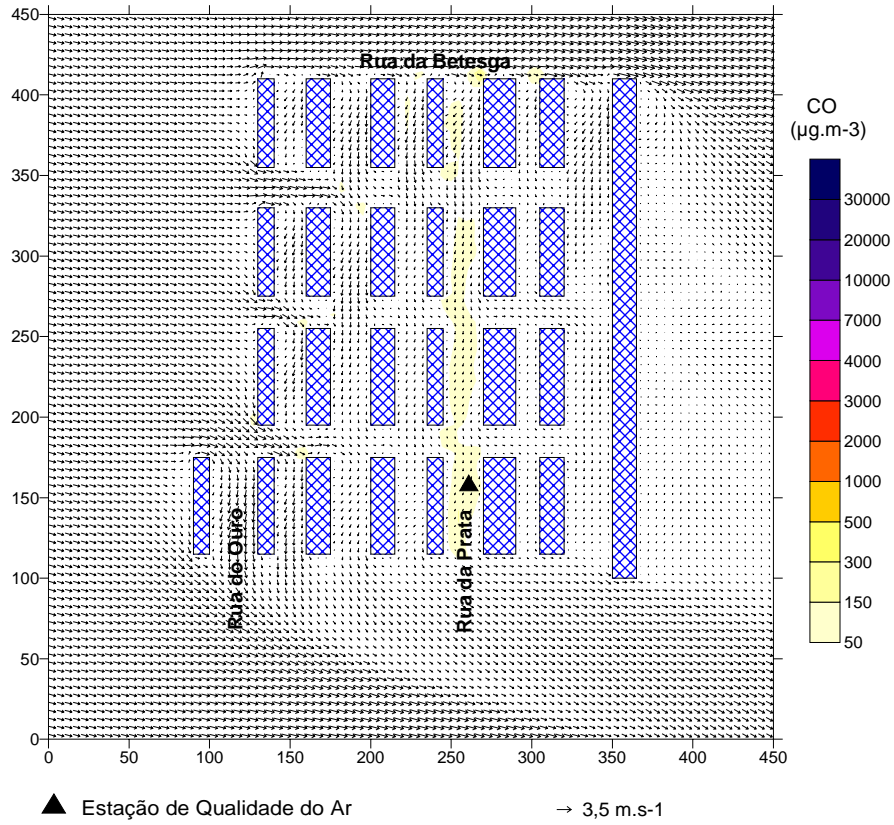


Figura 5.10 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o Cenário 2.

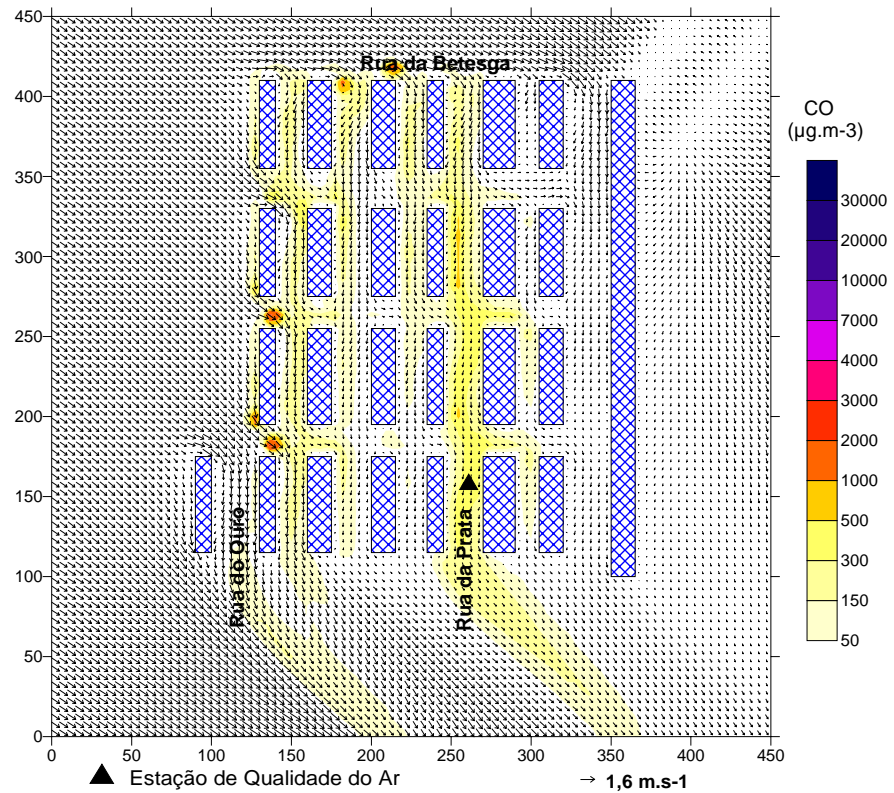


Figura 5.11 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas, para o Cenário 2.

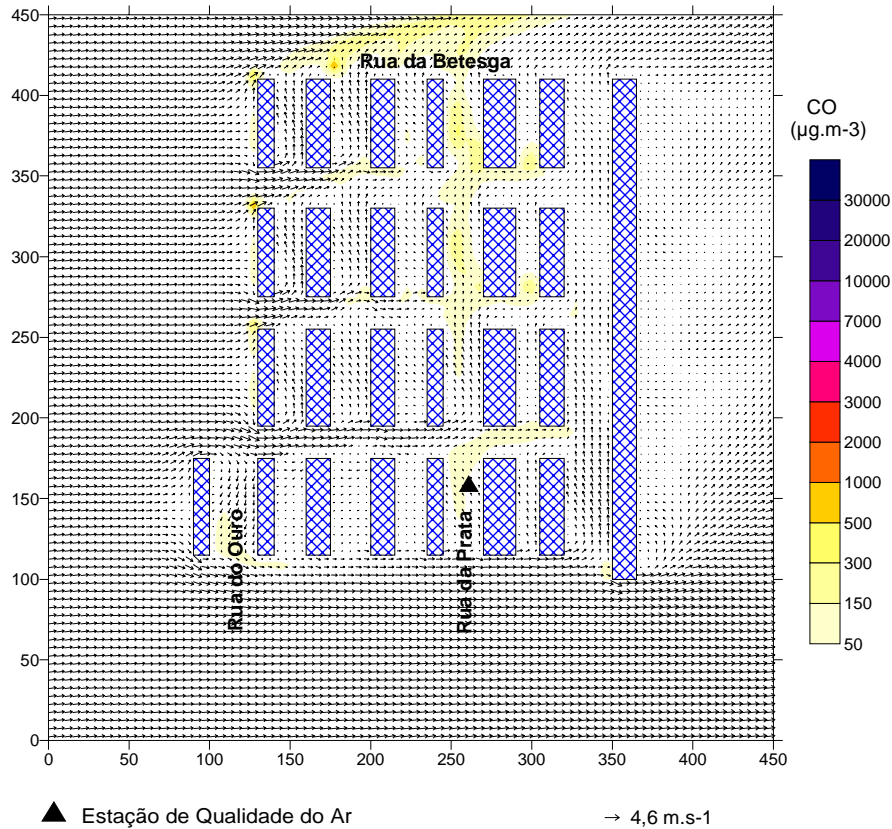


Figura 5.12 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas, para o Cenário 2.

O valor de concentração de CO máximo, encontrado na área da baixa de Lisboa, para as 2 horas, foi de $492 \mu\text{g.m}^{-3}$, para a Rua da Prata. Às 9 horas, a gama de concentrações de CO representada atinge um máximo de $3517 \mu\text{g.m}^{-3}$, na Rua do Ouro. A Rua da Betesga apresenta o valor máximo de concentração de CO de $1040 \mu\text{g.m}^{-3}$, às 13 horas. Observam-se ainda, valores de concentração de CO na ordem dos $400 \mu\text{g.m}^{-3}$, na Rua da Prata.

5.2.1.3 Análise dos resultados

A distribuição percentual, por categorias de veículos, utilizada na definição dos cenários 1 e 2, em Portugal, encontra-se indicada na Figura 5.13. Para a comparação dos dados considerados nos diferentes cenários, é igualmente representada a distribuição de veículos, por categorias, utilizada na definição do cenário base, ou cenário de referência.

Tendo em conta a distribuição actual de veículos por categorias, a categoria de veículos de passageiros a diesel não se encontra representada no cenário de referência, enquanto que a categoria de motociclos não figura nos cenários 1 e 2.

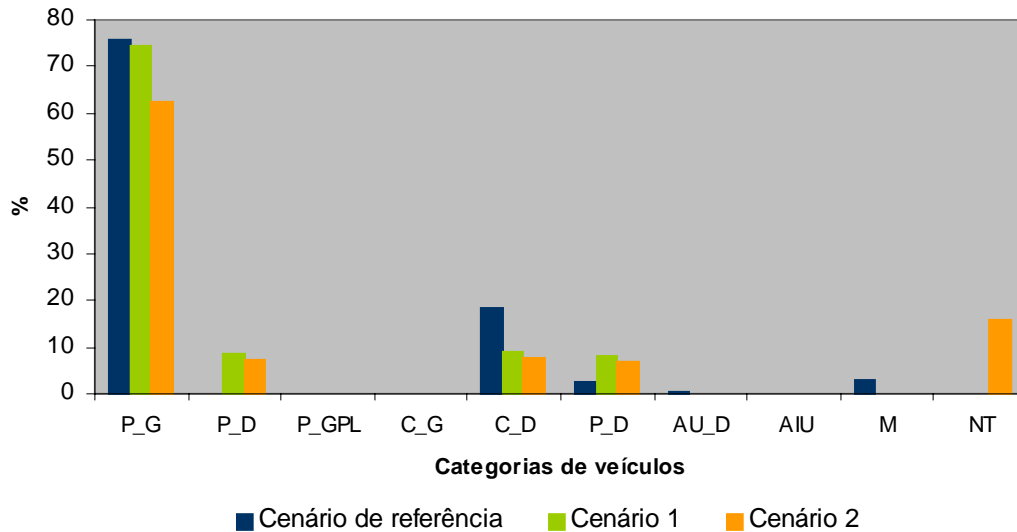


Figura 5.13 – Percentagens de distribuição de categorias de veículos para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para Portugal.

A comparação das emissões totais, ou seja, a soma das emissões da Rua do Ouro, Rua da Prata e Rua da Betesga, calculadas para os diferentes cenários é apresentada na Figura 5.14. As emissões dos cenários 1 e 2 são claramente inferiores às emissões da situação actual. A introdução de novas tecnologias, definida no Cenário 2, contribui para a diminuição das emissões, comparativamente aos valores calculados no Cenário 1.

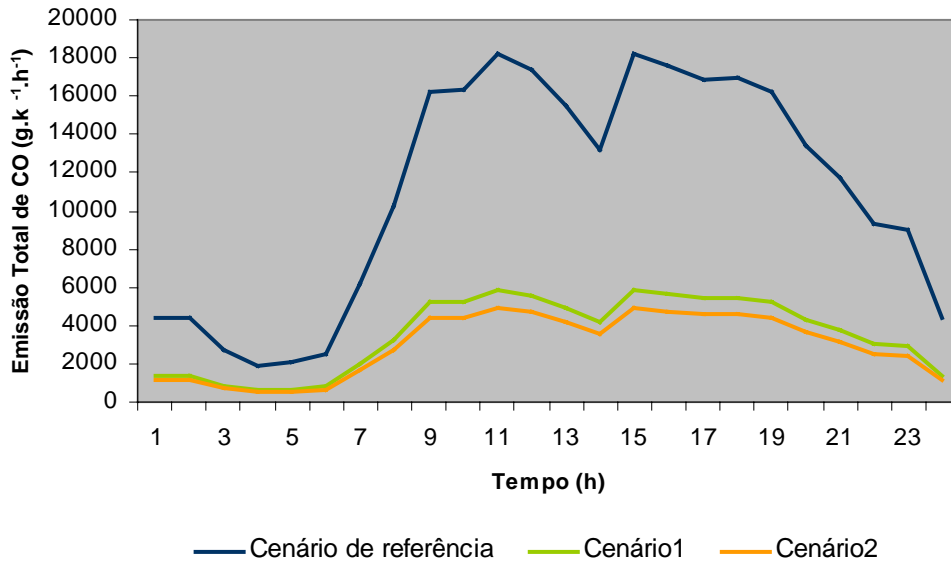


Figura 5.14 - Variação horária das emissões totais de CO, estimadas pelo TREM, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2.

Os valores de concentração de CO estimados pelo modelo VADIS, para os diferentes cenários considerados, no ponto do domínio mais próximo da estação de qualidade do ar, são representados na Figura 5.15.

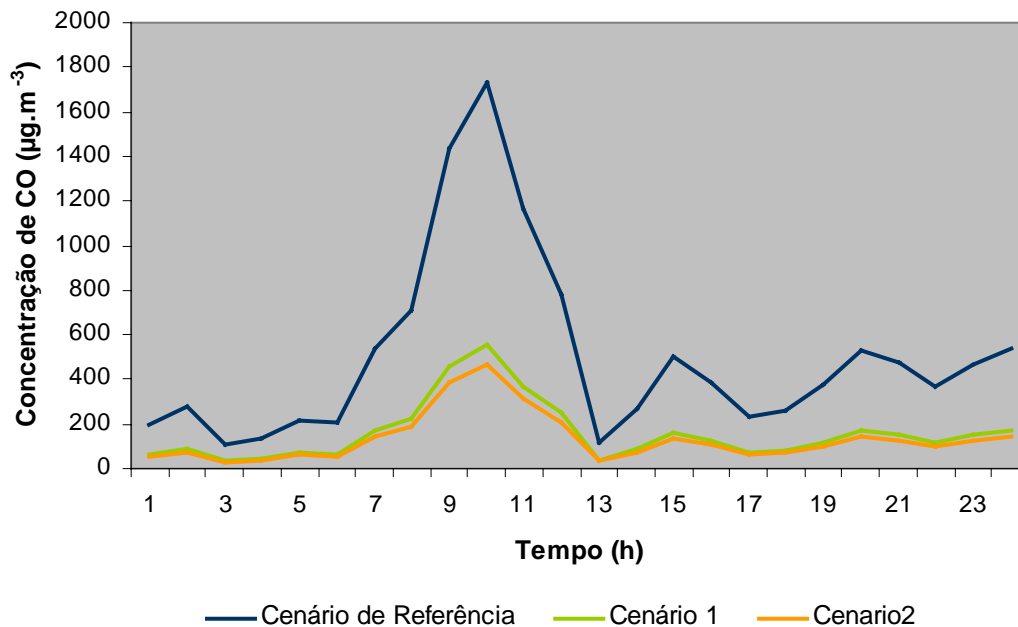


Figura 5.15 – Comparação das concentrações estimadas pelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação da qualidade do ar, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2.

Os valores obtidos indicam uma diminuição média da concentração de CO, nos cenários 1 e 2, comparativamente ao cenário actual de 68% e 73%, respectivamente. O pico de concentração observado para as 10 horas, no cenário de referência, diminui para aproximadamente $500 \mu\text{g.m}^{-3}$, nos dois cenários. Embora não exista uma diferença significativa entre os cenários 1 e 2, o cenário 2 apresenta os valores mais baixos de concentração, realçando a importância de introdução de novas tecnologias na frota automóvel portuguesa.

5.2.2 O caso de Thessaloniki

O domínio de estudo de Thessaloniki, apresentado no Capítulo 4, serviu de base à aplicação dos dois cenários futuros. As condições meteorológicas horárias do dia 9 de Agosto de 1998, do cenário de referência, foram utilizadas para a estimativa das concentrações de CO dos cenários futuros.

As contagens de tráfego realizadas para as sete ruas existentes no domínio de Thessaloniki, na situação actual, e as distribuições, por categoria de veículos, definidas nos cenários 1 e 2, foram usadas na estimativa das emissões de CO.

5.2.2.1 Cenário 1

As emissões resultantes da definição do Cenário 1, calculadas pelo modelo TREM para as ruas do domínio de Thessaloniki, são apresentadas na Figura 5.16.

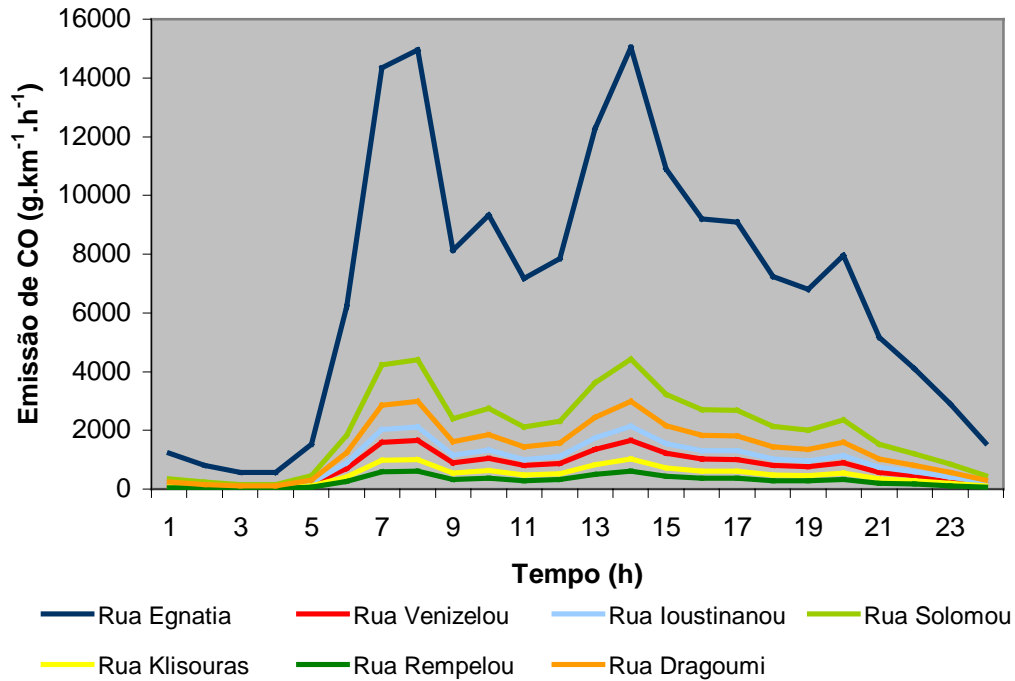


Figura 5.16 - Variação horária das emissões de CO, estimadas pelo TREM, para as principais ruas do domínio de Thessaloniki, para o Cenário 1.

No domínio de estudo em análise, as Ruas Egnatia e Solomou apresentam os maiores valores de emissão de CO, enquanto que, o menor valor emitido se observa na Rua Rempelou.

As novas emissões estimadas e as condições meteorológicas definidas no cenário de referência foram usadas, pelo modelo de dispersão, no cálculo dos campos de vento e de concentração. As Figura 5.17, 5.18 e 5.19 representam os campos de ventos e de concentração de CO para as 2, 7 e 11 horas, respectivamente, para o Cenário 1.

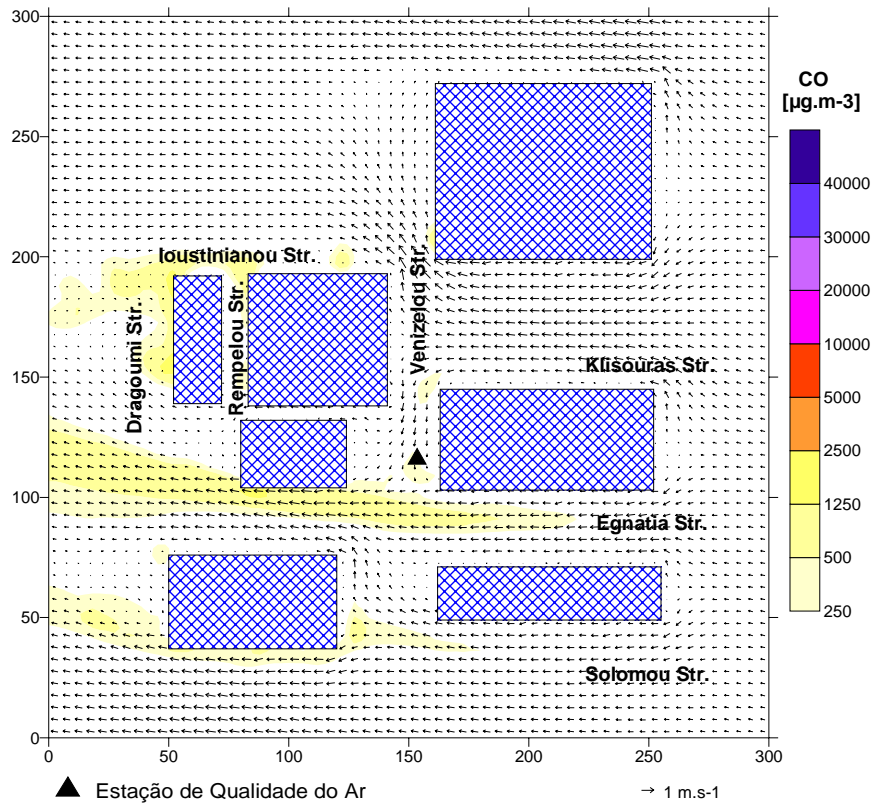


Figura 5.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o cenário 1.

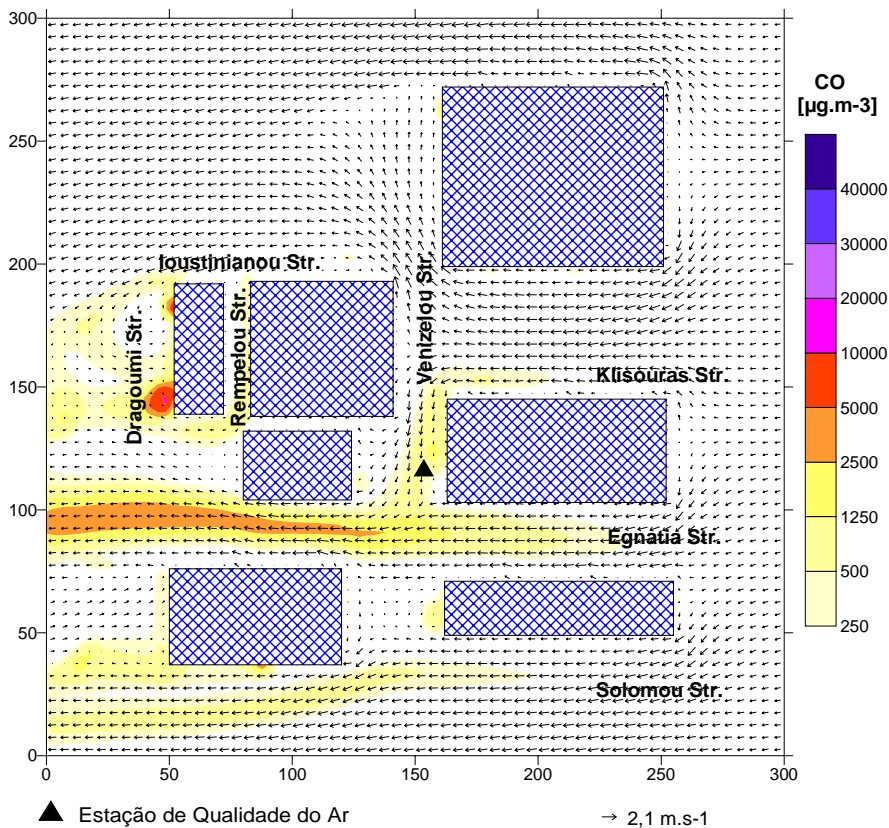


Figura 5.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas, para o cenário 1.

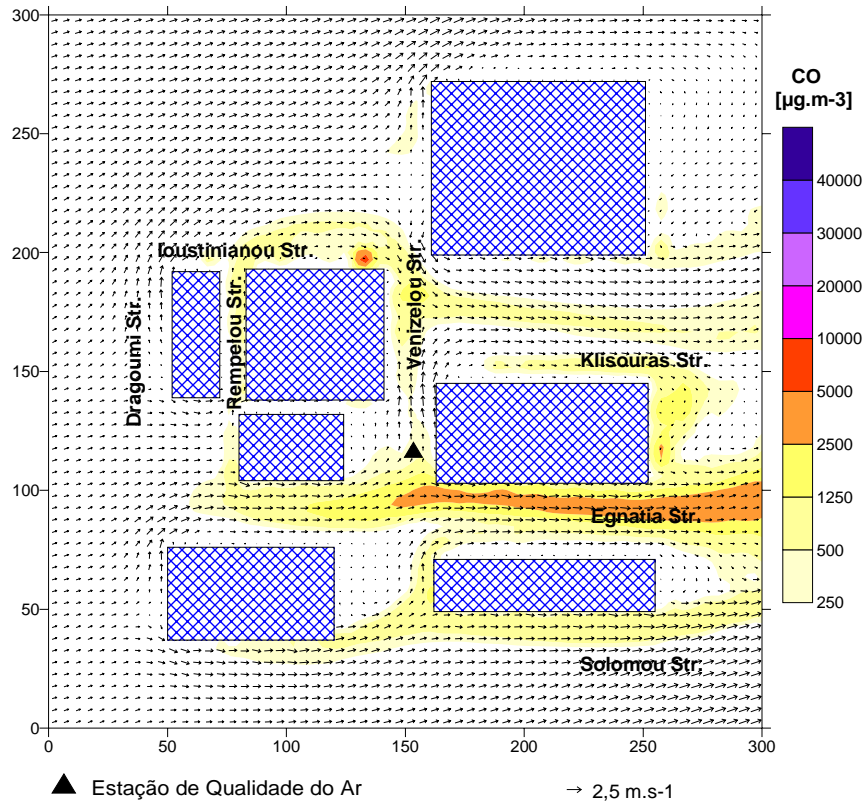


Figura 5.19 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas, para o Cenário 1.

Os valores horários de concentração de CO, obtidos neste cenário, são claramente inferiores às concentrações estimadas no cenário de referência. O valor de concentração de CO máximo obtido, às 2 horas, é de $2332 \mu\text{g.m}^{-3}$, para a Rua Dragoumi. O campo de concentrações de CO às 7 horas, define um valor máximo de $12351 \mu\text{g.m}^{-3}$, localizado igualmente na Rua Dragoumi. A concentração máxima, no domínio de simulação, às 11 horas é de $9516 \mu\text{g.m}^{-3}$, na Rua Ioustinianou.

5.2.2.2 Cenário 2

As emissões de CO, em 2020, para as ruas do domínio de Thessaloniki, considerando a introdução de novas tecnologias, encontram-se representadas na Figura 5.20. Os valores de CO estimados para este cenário são claramente inferiores aos valores de emissão do cenário de referência. A Rua Egnatia continua a apresentar os valores mais elevados de emissão de CO, com valores máximos na ordem dos $14000 \text{ g.km}^{-1}.\text{h}^{-1}$.

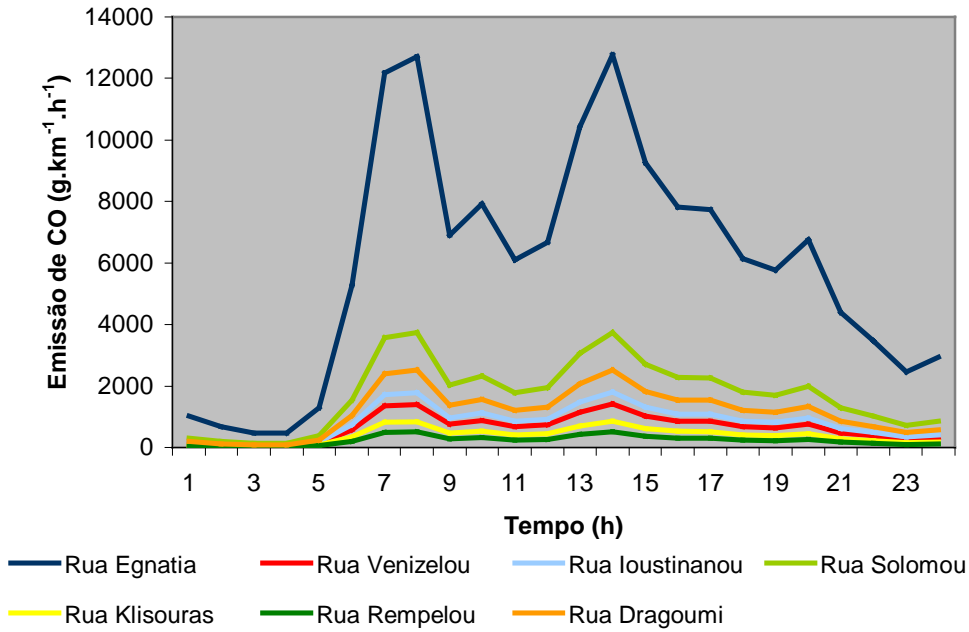


Figura 5.20 - Variação horária das emissões de CO, estimadas pelo TREM, para as principais ruas do domínio de Thessaloniki, para o Cenário 2.

Os campos de vento e de concentração estimados pelo VADIS, para as 2, 7 e 11 horas são apresentados nas Figuras 5.21, 5.22 e 5.23.

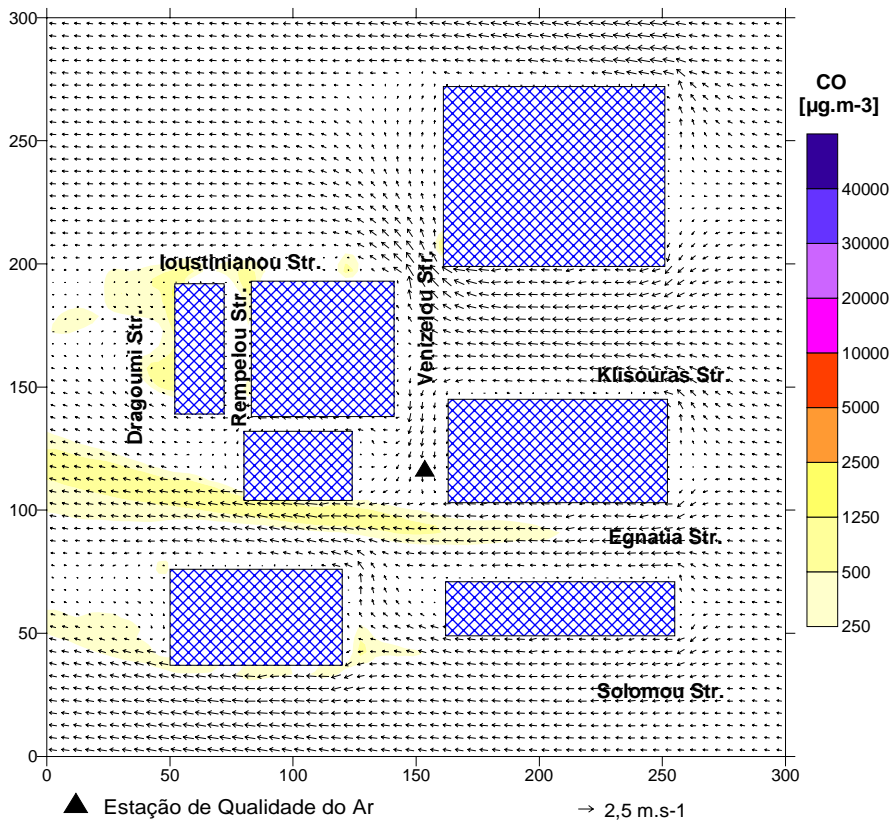


Figura 5.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 2 horas, para o cenário 2.

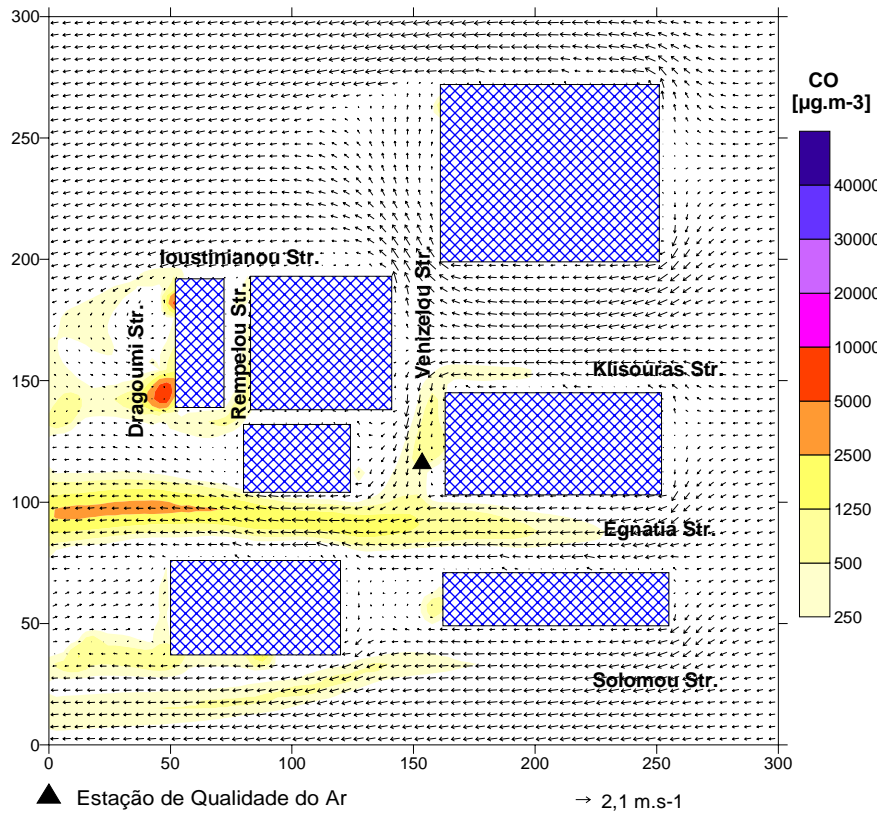


Figura 5.22 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas, para o cenário 2.

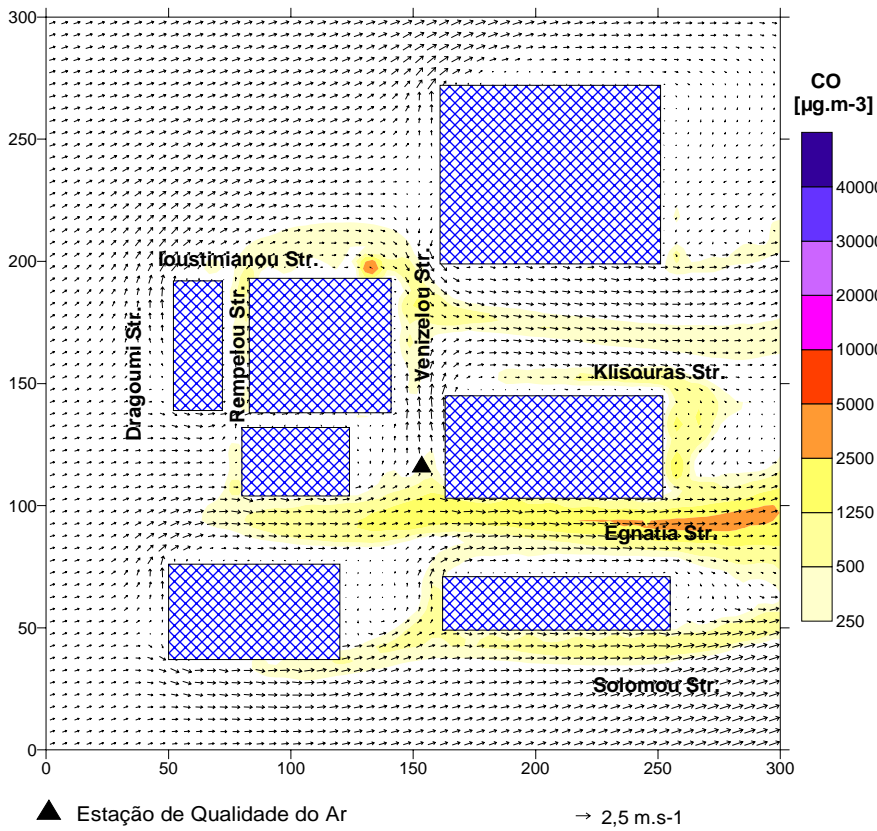


Figura 5.23 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas, para o cenário 2.

O valor máximo de concentração de CO, para as 2 horas, no domínio de Thessaloniki, é de 1718 $\mu\text{g.m}^{-3}$. A Rua Dragoumi apresenta o valor máximo de concentração de CO de 9123 $\mu\text{g.m}^{-3}$, para a simulação das 7 horas. O pico máximo de concentração do domínio de 7012 $\mu\text{g.m}^{-3}$ é observado na Rua Ioustinanou, às 11 horas.

5.2.2.3 Análise dos resultados

A distribuição percentual, por categorias de veículos, para a Grécia, utilizada na definição dos cenários 1 e 2, bem como no cenário de referência, encontra-se representada na Figura 5.24.

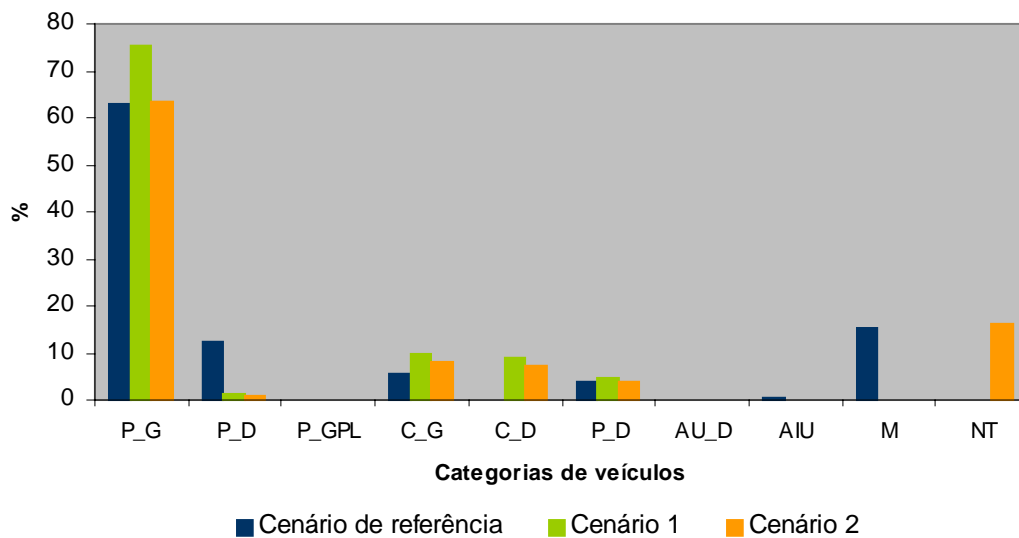


Figura 5.24 – Percentagens de distribuição de categorias de veículos para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para a Grécia.

Observa-se que a categoria de veículos de passageiros a diesel é mais representativa no cenário de referência. A categoria dos motociclos apenas aparece representada no cenário de referência, segundo a estimativa realizada por Hickman *et al.*(1999).

A Figura 5.25 apresenta a comparação das emissões totais, ou seja, a soma das emissões das sete ruas definidas para a área de Thessaloniki, calculadas para os diferentes cenários. As emissões dos cenários 1 e 2 são inferiores às emissões do situação de referência. Igualmente ao observado no caso de Lisboa, a introdução de

novas tecnologias, definida no Cenário 2, contribui para a diminuição das emissões, comparativamente aos valores calculados para o Cenário 1.

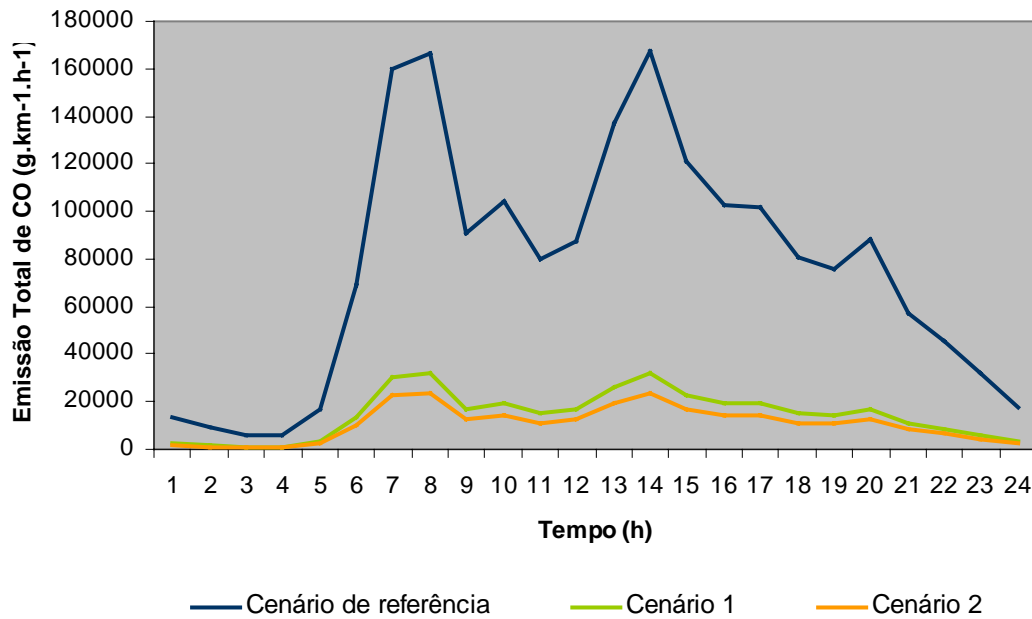


Figura 5.25 - Variação horária das emissões totais de CO, estimadas pelo TREM, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2.

Os valores de concentração de CO estimados pelo modelo VADIS, para os vários cenários, no ponto do domínio mais próximo da estação da qualidade do ar, são representados na Figura 5.26.

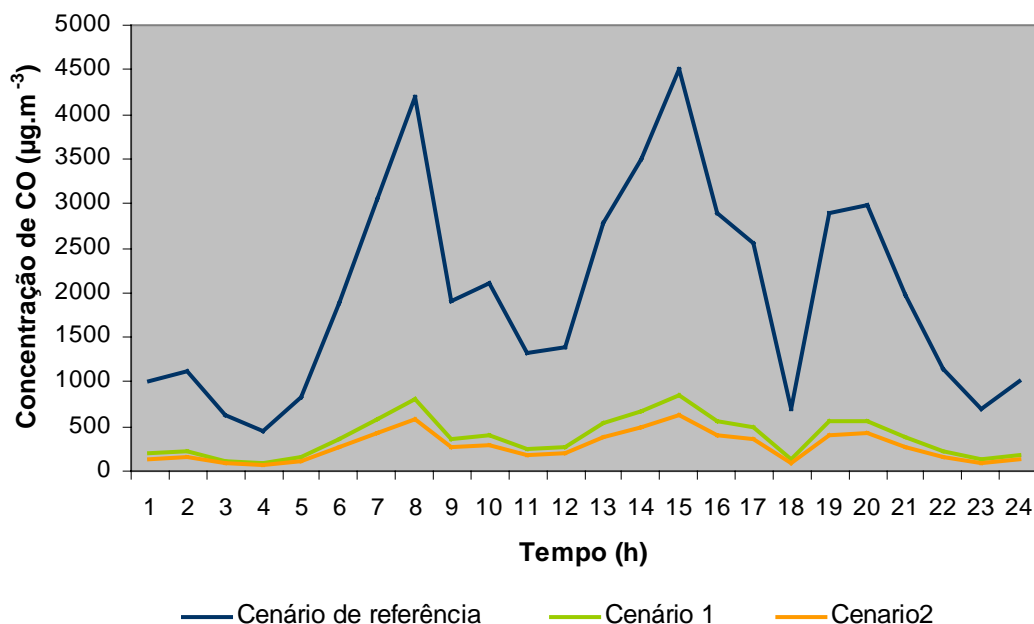


Figura 5.26 – Comparação das concentrações estimadas pelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação da qualidade do ar, para o Cenário de referência, o Cenário 1 e o Cenário 2.

Os valores obtidos indicam uma diminuição média da concentração de CO, nos cenários 1 e 2, relativamente ao cenário de referência, de 81% e 86%, respectivamente. O pico de concentração de CO no cenário de referência, de 4500 $\mu\text{g.m}^{-3}$, diminui para 855 $\mu\text{g.m}^{-3}$, no Cenário 1, e 630 $\mu\text{g.m}^{-3}$, no Cenário 2. A introdução de novas tecnologias no parque automóvel grego, faz diminuir ligeiramente as concentrações de CO, relativamente ao Cenário 1.

5.3 Síntese conclusiva

Seguidamente, é apresentada uma síntese e comparação dos resultados obtidos com a aplicação dos dois cenários futuros, aos casos de estudo de Lisboa e Thessaloniki.

No processo de construção dos cenários modificou-se apenas a distribuição dos veículos por categorias, relativamente ao cenário de referência, tendo os seguintes factores permanecido inalterados:

- Área de estudo;
- Meteorologia;
- Volume de tráfego a circular na área de estudo.

A tabela 5.2 sistematiza a diminuição percentual dos valores de concentração de CO estimados pelo modelo VADIS, no ponto do domínio mais próximo da estação de qualidade do ar, para os cenários 1 e 2, relativamente ao cenário de referência, em Lisboa e Thessaloniki.

Tabela 5.2 – Diferenças percentuais das concentrações de CO estimadas para os cenários 1 e 2, relativamente ao cenário de referência.

| | Lisboa | Thessaloniki |
|-----------|--------|--------------|
| Cenário 1 | - 68 % | - 81 % |
| Cenário 2 | - 73 % | - 84 % |

Cenário 1: Estimativa da distribuição dos veículos por categorias, em 2020.

Cenário 2: Estimativa da distribuição dos veículos por categorias, com a introdução da percentagem máxima de implementação de novas tecnologias, em 2020.

A distribuição dos veículos por categorias, definida no Cenário 1, para 2020, origina uma diminuição significativa das concentrações de CO, em ambos os domínios de Lisboa e Thessaloniki, relativamente ao cenário base. De igual modo, a introdução de uma percentagem máxima de implementação de novas tecnologias determina, para as duas áreas de estudo, valores de concentração de CO mais baixos que os estimados para o Cenário 1.

É ainda possível observar, que as diferenças percentuais das concentrações de CO, entre os cenários 1 e 2 e o cenário de referência, são maiores em Thessaloniki do que em Lisboa. Tal facto pode ser explicado pela distribuição dos veículos por categorias estimada para a Grécia, em 2020, contemplar a utilização de veículos menos poluentes.

6. Indicadores de desenvolvimento sustentável

Uma das dificuldades, normalmente apontadas ao processo de avaliação da qualidade do ambiente, reside na falta de uma base quantitativa, com suporte científico, na qual se possam apoiar decisões de política e de gestão ambiental. A tomada de decisão sobre as acções a empreender com vista à melhoria, ou à manutenção da qualidade do sistema ambiental, tem que se apoiar no conhecimento das características significativas do sistema. Isto pressupõe a capacidade de medir e prever a evolução de determinadas variáveis caracterizadoras, ou indicadores, no contexto dos aspectos condicionantes do sistema.

6.1 Definição de indicador

Um indicador é uma formulação matemática em que uma quantidade medida no espaço real em estudo é comparada com um padrão científico ou arbitrário (Inhaber, 1976). No entanto, o conceito de indicador apresenta algumas contrariedades e polémicas, nomeadamente, na diversidade de tipos de indicadores que podem ser formulados, mas também e, fundamentalmente, no seu grau de objectividade, relevância, significância e envezamento em relação à informação que pretendem sintetizar e transmitir.

Segundo Macgill (1998), a utilização de indicadores de uma maneira geral, dá origem à perda de informação aquando da fase da selecção dos indicadores, além de ser posto em causa o seu valor, o nível de significância e as escalas utilizadas. No entanto, de um ponto de vista de optimização dos processos de avaliação e gestão, é bem melhor restringir o âmbito da investigação a um conjunto de áreas significativas, do que abordar uma multiplicidade de factores e perder o significado e a objectividade do processo.

Em suma, os indicadores podem constituir eficientes instrumentos de medição das alterações ambientais, desde que, no momento da sua formulação, utilização e interpretação sejam salvaguardados critérios de significância, relevância, objectividade e precisão em relação à análise e à informação utilizada. A sua

capacidade de sintetizar e transmitir a informação torna-os especialmente úteis em estudos de previsão e no diálogo com os decisores (Partidário, 2000).

A utilização de indicadores como instrumentos de medição implica a definição dos métodos de avaliação dos valores obtidos, por forma a produzir informação para a tomada de decisão. Como já anteriormente se referiu, o interesse dos indicadores reside na possibilidade de classificar ou caracterizar a qualidade do ambiente, bem como, o seu estado de deterioração, determinando o tipo de intervenção necessária. A melhoria da qualidade do ambiente nos centros urbanos passa pela identificação das áreas sensíveis e pela medição, quantificada ou qualificada, da gravidade da situação. Deste modo, a gestão sustentável do tráfego rodoviário nas áreas urbanas, pode ser conseguida com recurso a instrumentos específicos como os indicadores de sustentabilidade.

Entendem-se por *Indicadores de sustentabilidade* os aspectos de uma cidade susceptíveis de serem definidos e medidos, destinando-se os seus níveis ou taxas absolutos e respectiva evolução a demonstrar se uma cidade se está a tornar mais sustentável ou menos sustentável (CE, 1996).

Em suma, as vantagens dos indicadores são:

- Dirigir a recolha da informação e torná-la acessível aos responsáveis políticos e ao público;
- Contribuir para o processo de decisão oferecendo medidas quantificáveis para orientar a aplicação de mecanismos institucionais e instrumentos operacionais, particularmente em relação a especificação de metas;
- Permitir a comparação no tempo e no espaço;
- Permitir a medição da eficácia e a avaliação dos progressos;
- Fornecer uma síntese dos dados oportuna, se combinada com índices;
- Possibilitar a avaliação de componentes ambientais que não podem ser medidas directamente, mas, pelo contrário, medir variáveis que indicam a presença ou o estado dessa componente;
- Permitir a integração e a comparabilidade entre questões no contexto da concepção do ecossistema urbano;

- Oferecer uma visão e uma gama de indicações claras para um estado futuro desejado;
- Controlar condições, mudanças, desempenhos, acções, actividades e atitudes.

A avaliação dos aspectos condicionantes do desenvolvimento sustentável está dependente de um conjunto de indicadores, dos quais se referem: os indicadores ambientais, sociais, económicos e institucionais. No âmbito desta tese, apenas será desenvolvida a formulação dos indicadores ambientais.

De acordo com a classificação da Agência Europeia do Ambiente (AEA), os indicadores ambientais podem ser sistematizados por um modelo conceptual denominado DPSIR (Figura 6.1), cuja filosofia geral é dirigida para analisar problemas ambientais.

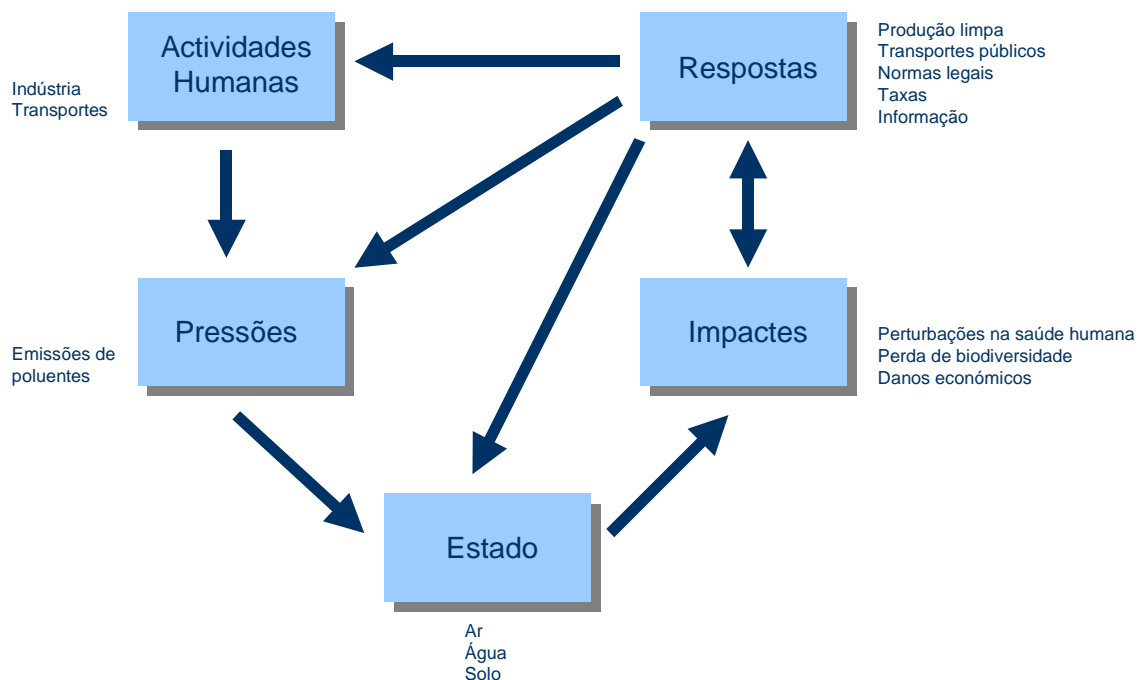


Figura 6.1 – Estrutura conceptual do modelo DPSIR proposto pela AEA.

Este modelo considera que as Actividades Humanas, nomeadamente a indústria e os transportes, produzem Pressões no ambiente, tais como emissões de poluentes, que irão ser responsáveis pela introdução de alterações no Estado do Ambiente, originando por sua vez Impactes na saúde humana e nos ecossistemas, levando a que a sociedade emita Respostas através de medidas políticas, tais como, normas

legais, taxas e produção de informação, as quais podem ser direccionadas a qualquer compartimento do sistema (DGA, 2000).

6.2 Indicadores de qualidade do ar

Os indicadores de qualidade do ar estão integrados nos indicadores ambientais de desenvolvimento sustentável, sendo considerados um indicador de Estado do compartimento Ar.

Este trabalho visa relacionar as consequências da utilização de transportes urbanos com a qualidade do ar existente nas cidades, de modo a definir futuras estratégias de gestão sustentável do tráfego e do recurso ar. A utilização de indicadores de qualidade do ar, no processo de avaliação das possíveis medidas de implementação das estratégias a seguir, permite medir e comparar os resultados obtidos através da utilização dos modelos de qualidade do ar.

Para avaliar e comparar os diferentes cenários considerados, em termos de utilização dos transportes e do seu impacto na qualidade do ar definiu-se o indicador *valor máximo de concentração de poluentes*, que corresponde ao valor máximo horário de concentração de poluente encontrado na área de estudo. Os indicadores escolhidos devem possibilitar a comparação com critérios legais ou com padrões/metapas existentes. Neste caso, considerou-se o valor limite estipulado pela legislação para o monóxido de carbono, definido na Directiva 2000/69/CE. O valor limite considerado corresponde a 10 mg.m^{-3} , e corresponde ao máximo diário da concentração média por períodos de oito horas.

Neste sub-capítulo é realizada uma análise dos valores máximos de concentração de CO encontrados em cada simulação horária realizada, pelo modelo VADIS, para os domínios de Lisboa e Thessaloniki, considerando o cenário de referência, o cenário 1 e o cenário 2, e de acordo com o valor limite para o CO.

As Figuras 6.2 e 6.3 representam uma comparação para os valores máximos de concentração de CO horários calculados, para os casos de Lisboa e de Thessaloniki, para os diferentes cenários considerados. É possível observar uma diferença significativa entre os valores máximos determinados para o cenário de referência e as concentrações máximas dos cenários 1 e 2.

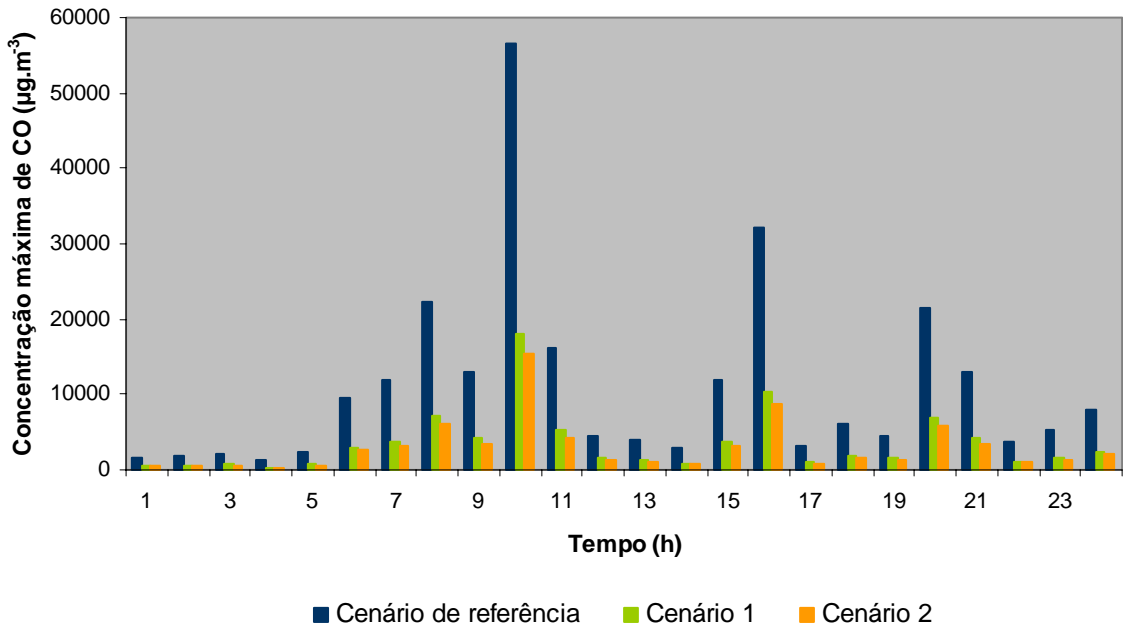


Figura 6.2 – Concentração máxima horária de CO, para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para a Baixa de Lisboa.

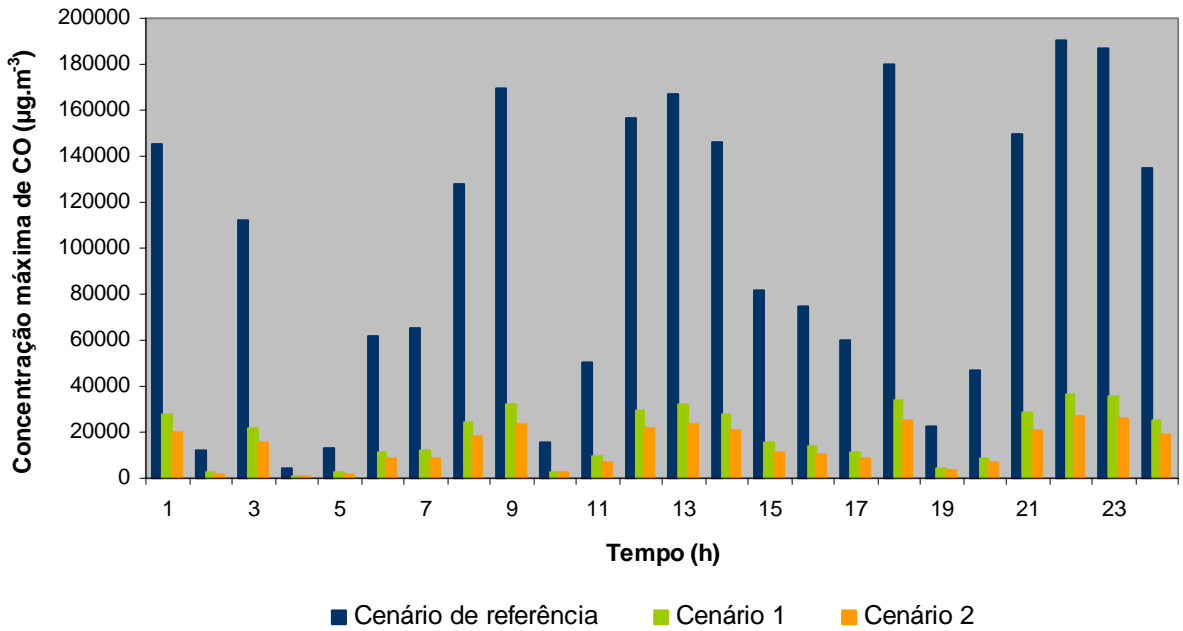


Figura 6.3 – Concentração máxima horária de CO, para o cenário de referência, cenário 1 e cenário 2, para Thessaloniki.

A análise dos diferentes valores referentes ao indicador de qualidade do ar apresentado foi realizada com base no cálculo do valor máximo da concentração média por períodos de oito horas, para posterior comparação com o valor limite de CO de $10 \mu\text{g.m}^{-3}$, estipulado na legislação.

As Figuras 6.4 e 6.5 apresentam os valores máximos diários das médias das concentrações máximas no domínio, para períodos de 8 horas, do cenário de referência, do cenário 1 e do cenário 2, para os casos de Lisboa e Thessaloniki. O valor de comparação dos indicadores, definido pelo limite de concentração de CO imposto pela legislação, encontra-se representado nas figuras a tracejado.

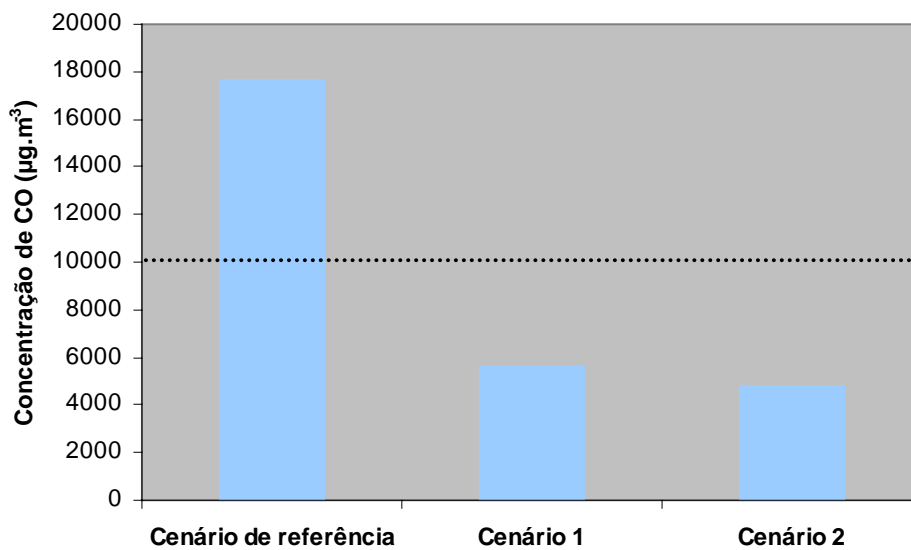


Figura 6.4 – Valor máximo diário da concentração média, por períodos de 8 horas, para a Baixa de Lisboa.

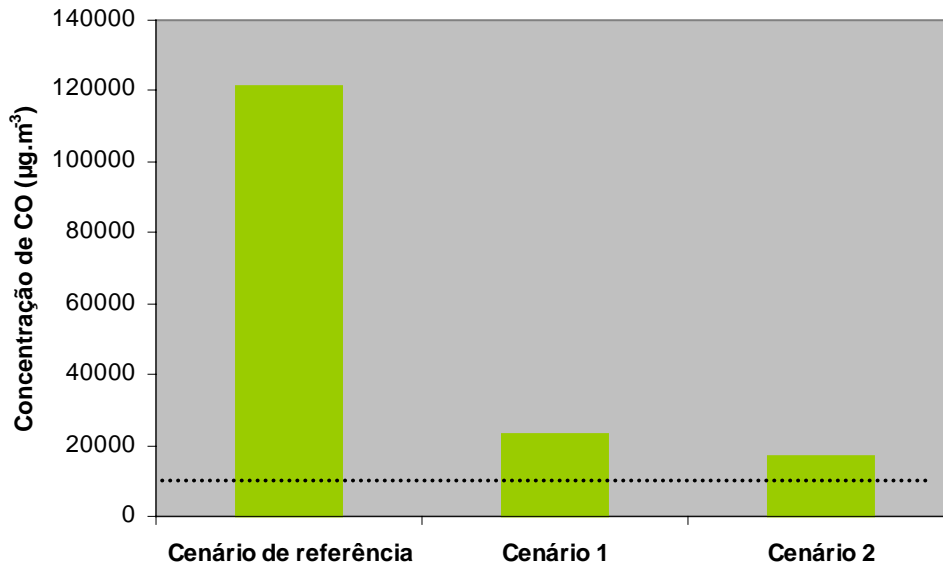


Figura 6.5 – Valor máximo diário da concentração média, por períodos de 8 horas, para Thessaloniki.

No caso de Lisboa, o indicador de qualidade do ar para o cenário de referência excede claramente o limite de $10000 \mu\text{g.m}^{-3}$, indicando que para o domínio da Baixa de Lisboa existem áreas que não cumprem as normas de qualidade do ar impostas pela legislação. Os valores dos indicadores determinados, para os cenários 1 e 2, são inferiores ao limite imposto por lei.

A distribuição de veículos considerada para o ano 2020, sem a introdução de novas tecnologias, tem a capacidade de diminuir os valores de concentração de CO para valores dentro dos limites da legislação. Como foi referido anteriormente, a introdução de novas tecnologias em 2020, vai originar uma ligeira diminuição dos valores de concentração de CO, comparativamente ao cenário 1.

A mesma análise realizada para a área de Thessaloniki, mostra que os valores estimados para os indicadores de qualidade do ar, em cada um dos cenários, ultrapassam o valor limite de $10000 \mu\text{g.m}^{-3}$. A distribuição de veículos considerada no ano 2020, com o aumento do número de veículos com tecnologias mais limpas, contribui para uma diminuição significativa dos valores de concentração de CO, comparativamente com o cenário actual, no entanto, não é suficiente para alcançar a meta imposta pela legislação vigente.

A introdução de novas tecnologias, em 2020, na área de Thessaloniki, vai apenas diminuir ligeiramente os valores de concentração de CO, comparativamente com o cenário 1.

Com a aplicação desta metodologia torna-se possível estabelecer a primeira comparação entre os níveis de qualidade do ar das duas áreas de estudo das cidades de Lisboa e Thessaloniki. O valor do indicador de qualidade do ar para a Baixa de Lisboa, no cenário base, é de aproximadamente $18000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. No caso da área central de Thessaloniki o valor estimado é de $120000 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ambos os valores se encontram acima do limite definido pela legislação europeia, no entanto pode-se afirmar que a zona de Thessaloniki possui graves problemas de qualidade do ar, necessitando urgentemente da implementação de estratégias de controlo da poluição causada pelo tráfego automóvel.

Considerando que no ano 2020, em ambos os casos de Lisboa e Thessaloniki, não houve alteração do número de veículos a circular nas áreas de estudo, existindo apenas uma alteração na distribuição de veículos por categorias, os valores de qualidade do ar para a área da Baixa de Lisboa poderão atingir a meta do limite imposto pela legislação, se forem implementadas as medidas que serviram para definir os cenários 1 e 2. No caso de Thessaloniki, a análise dos indicadores de qualidade do ar mostra que a estratégia dos cenários 1 e 2 ainda não é suficiente para melhorar a qualidade do ar na área de estudo.

7. Conclusões

A qualidade do ar nos centros urbanos surge hoje como uma das maiores preocupações das entidades políticas e do cidadão comum. Para a compreensão dos fenómenos ambientais que regem a sociedade actual é, deste modo, necessário identificar as principais actividades responsáveis pela deterioração da qualidade do ar. O sector dos transportes aparece como uma das principais actividades com maior contribuição no balanço total das emissões urbanas. Neste contexto, torna-se fundamental uma correcta gestão do recurso ar e das emissões do tráfego rodoviário para a construção da cidade sustentável do futuro.

O estudo realizado realça a importância da aplicação de modelos de dispersão de escala local na determinação da qualidade do ar e na avaliação da contribuição da circulação rodoviária na qualidade do ar urbano. A utilidade desta ferramenta numérica, na gestão das emissões do tráfego rodoviário e na identificação de estratégias de gestão de qualidade do ar em centros urbanos, com o desenvolvimento e a aplicação de cenários futuros de circulação de tráfego, ficou demonstrada com a aplicação aos casos de estudo de Lisboa e Thessaloniki.

A comparação dos resultados da aplicação do VADIS aos casos de estudo de Lisboa e Thessaloniki com os dados de qualidade do ar medidos indica que o modelo de escala local possui um bom desempenho, simulando correctamente os valores de concentração de CO para os domínios seleccionados. As simulações realizadas permitiram obter informação sobre a qualidade do ar em zonas não abrangidas pela rede urbana de estações de qualidade do ar.

Após a avaliação dos resultados do modelo, através da sua aplicação aos cenários de referência, para a Baixa de Lisboa e para o centro de Thessaloniki, e seguindo uma perspectiva de contribuição para o desenvolvimento sustentável urbano, criaram-se cenários futuros de emissões de tráfego.

A metodologia utilizada para a construção dos dois cenários futuros baseou-se no cálculo das emissões para as áreas de estudo, considerando uma distribuição de veículos por classes e categorias para o ano 2020. No primeiro cenário, em que não houve introdução de novas tecnologias, verificou-se, em ambos os casos de estudo, uma diminuição das emissões do tráfego automóvel relativamente à situação base. O segundo cenário, que contempla a introdução de uma percentagem máxima de novas tecnologias, para o ano de 2020, mostra igualmente uma redução das emissões, com valores inferiores ao primeiro cenário considerado.

Os campos de concentração de CO resultantes da aplicação do modelo de dispersão para os cenários 1 e 2 reflectem as diminuições verificadas nas emissões calculadas. Deste modo, o cenário 2, apresentou os valores mais baixos de concentração de CO nos domínios da Baixa de Lisboa e do centro de Thessaloniki.

Para uma correcta avaliação das estratégias de desenvolvimento sustentável dos transportes da cidade do futuro, propostas nos cenários definidos, aplicou-se o conceito de indicador de desenvolvimento sustentável. Neste sentido, foi definido um indicador de qualidade do ar com base na concentração máxima encontrada no domínio para cada simulação horária realizada.

A utilização do conceito de indicador só está completa com a comparação com critérios legais existentes. Neste caso, considerou-se o valor limite de 10 mg.m^{-3} , estipulado pela legislação para o CO, definido na Directiva 2000/69/CE, que corresponde ao máximo diário da concentração média por períodos de oito horas.

Os resultados obtidos mostram que para a Baixa de Lisboa e para o centro de Thessaloniki, no cenário de referência, o indicador de qualidade do ar obtido excede o valor limite da legislação, indicando a existência de problemas de qualidade do ar nos domínios considerados.

No entanto, a análise dos valores medidos pela estação de qualidade do ar para um ponto específico do domínio, nos dois casos de estudo, não indicia problemas de qualidade do ar. Este facto vem realçar a importância da utilização de modelos de qualidade do ar, na determinação das concentrações de poluentes para zonas em que não existe monitorização. A identificação, pelos modelos de escala local, dos locais em que os valores de qualidade do ar excedem o limite legislado permite

igualmente avaliar o grau de exposição dos transeuntes aos poluentes presentes no ar e as consequências na saúde humana.

Os valores dos indicadores calculados para o cenário de referência mostram, ainda, que no centro de Thessaloniki as concentrações de CO atingem valores máximos muito superiores aos encontrados na Baixa de Lisboa. Pode-se, deste modo, concluir que a área de estudo de Thessaloniki enfrenta possíveis problemas de qualidade do ar.

Os indicadores estimados para os cenários futuros indicam que a área de estudo de Lisboa consegue atingir valores de concentração de CO inferiores ao limite de 10 mg.m⁻³, em 2020. A mesma situação não se verifica, para Thessaloniki, onde os valores dos indicadores calculados excedem o limite de concentração de CO estipulado pela legislação.

A utilização de modelos de dispersão de escala local, englobada numa metodologia de desenvolvimento de cenários e de aplicação de indicadores, para a análise dos resultados, é uma metodologia possível de ser adoptada por decisores políticos na implementação do conceito de gestão da qualidade do ar, numa cidade futura que se quer sustentável.

A fraca qualidade do ar encontrada nos centros urbanos relativamente ao ozono e PM₁₀ (matéria particulada com diâmetro mássico médio aerodinâmico inferior a 10 µm) assume particular atenção tendo em conta as concentrações destes poluentes presentes no ar urbano e as graves consequências na saúde humana. Neste sentido, a continuidade deste estudo poderá estar relacionada com o desenvolvimento das componentes particulada e fotoquímica no modelo de escala local e a sua aplicação a casos de estudo reais.

Referências

AEA – Agência Europeia do Ambiente (2001): TERM 2001 – Indicadores sobre a integração transportes ambiente na União Europeia. AEA, Copenhaga.

AIP – Associação Industrial Portuguesa (1998): Cadernos de Ambiente – Ar, nº 8, pp. 4 - 6.

Andrade, J. (1988): Methods of analysis of the distribution of air in acclimatized enclosed spaces. PhD Thesis, Faculty of Engineering of the University of Porto.

Beça, A. (1986): Modelo numérico de dispersão turbulenta de poluentes na atmosfera. Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Térmica.

Benocci, C. (1988): Introduction to the modelling of turbulence. Course Note 136/EA, Von Karman Institute for Fluid Dynamics, Rhode-St-Genese.

Borrego, C. (2002): Ar de Qualidade Precisa-se. Revista Ambiente 21, nº 5, pp. 14 - 21.

Borrego, C. e Martins J.M. (1994): Étude de la diffusion atmospherique des risques industriels majeurs. MISTRAL Project Final Report (CEC Contract EV5V-CT91-0041), AMB-QA-(3)/94. Department of Environment and Planning, University of Aveiro, Portugal.

Borrego C., Miranda A.I., Tchepel O., Costa A.M., Amorim J.H. e Magalhães S. (2002a): Development of an Integrated Air Quality Management System for Urban Areas. Proc. EUROTRAC 2 Symposium 2002, Garmish-Partenkirchen.

Borrego C., Miranda A.I., Costa A.M., Tchepel O. e Amorim J.H. (2002b): Air quality modelling in European cities: a local scale perspective. 8th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia, Bulgaria, pp. 244 - 248.

Boyer, P. (1995): Contribution a l'étude de la dispersion des polluants dans les basses couches de l'atmosphère en situation stables et par vent faible. Thèse de Doctorat, Université de la Méditerranée, Marseille, France.

Bradshaw, P. (1975): An Introduction to turbulence and its measurements. Pergamon Press, Nova Iorque.

CE – Comissão Europeia (1994): Carta da Sustentabilidade das Cidades, Aalborg, Dinamarca. <http://www.iclei.org/europe/ac-portu.htm>

CE - Comissão Europeia (1996): Relatório Cidades Europeias Sustentáveis – Direcção-Geral XI Ambiente, Segurança Nuclear e Protecção Civil, Bruxelas.

CONCAWE (1999): The health effects of PM_{2.5} (including ultrafine particles). Report nº. 99/60, Brussels.

Detering, H.W. e Etling, D. (1985): Application of the $k-\varepsilon$ turbulence model to the atmospheric boundary layer. Boundary Layer Meteorology, nº 33, pp. 113 – 133.

DGA - Direcção Geral do Ambiente (2000): Proposta para um sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.

DRAOT - Direcção Regional do Ambiente e do Ordenamento do Território (2002): Qualidade do Ar da Região de Lisboa e Vale do Tejo. <http://www.drarn-lyt.pt/cga/loquee/index.html>

ECMT – European Conference of Ministers of Transport (2001): Vehicle Emission Reductions, OECD, France.

Fenger, J. (2002): Urban Air Quality. In Austin J., Brimblecombe P. e Sturges W. - Air Pollution Science for the 21st Century. School of Environmental Sciences, University of East Anglia, Norwich, United Kingdom, pp. 1 - 52.

Foussat, A. (1980): Dispersion turbulente d'un polluant dans l'atmosphère. Thèse de Doctorat, Institute von Karman for Fluid Dynamics, University of Brussels.

Fluent Inc. (2001): FLUENT User's Guide, Volume 1, Version 6.0.

Gosman, A. D. e F. J. K. Ideriah (1976): TEACH-2E - A general Computer Program for Two-Dimensional, Turbulent, Recirculating Flows. Imperial College, London.

Harrop, G. (1995): The future of the electric vehicle. A viable market? Financial Times Management Reports. Financial Times, London.

Heinz, S. (1995): Lagrangian modelling of turbulent diffusion, buoyancy and chemical processes. Air Pollution III. Vol.1 - Air Pollution Theory and Simulation, Computational Mechanics Publication.

Hickman J., Hassel D., Joumard R., Samaras Z. e Sorenson S. (1999): Methodology for calculating transport emissions and energy consumption. Deliverable 22 of the MEET project. Report n.º SE/491/98. European Commission/DG VII, Belgium.

INE - Instituto Nacional de Estatística (2001): Censos 2001 – XIV Recenseamento Geral da População.

Inhaber, H. (1976): Environmental Indices. John Wiley & Sons, Nova Iorque.

Joumard, R. (1999): Methods of estimation of atmospheric emissions from transport. Cost 319 report nº LTE 9901.

Kyriakis N., Samaras Z. e Andrias A. (1998): Road traffic composition. Deliverable 16 of the MEET project. LAT Report 9823. Aristotle University Thessaloniki, Thessaloniki, Greece.

Langevin, P. (1908): Sur la theorie du mouvement Brownien. *Compte Rendus, Academie des Sciences*, nº 146, pp. 530.

Macgill, S. M. (1998): Indicators of strength. *Environment and Planning A*, nº 20, pp.1283-1284.

Martins, J.M. (1998): Dispersão de poluentes atmosféricos em condições de vento fraco. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Ciências aplicadas ao Ambiente.

Monteiro A., Lopes M., Borrego C. e Miranda A.I. (2002): Contribution of air pollution to the management of carbon cycle on a Portuguese coastal region. *Coastal Environment 2002*, Rhodes, Grécia, pp. 395-404.

Nijkamp, P. e A. Perrels (1994): Sustainable Cities in Europe: A Comparative Analysis of Urban Energy - Environmental Policies, Earthscan Publications Ltd, London.

NU - Nações Unidas (2001): O Milénio Urbano - Sessão extraordinária da Assembleia Geral das Nações Unidas para uma análise e avaliação gerais da execução do Programa Habitat, Nova Iorque.

Papaioannou P., Basbas S., Mintsis G. e Taxiltaris C. (2000): Evaluation of Traffic Calming Measures in Thessaloniki Metropolitan Area. Extraordinary Workshop of International Cooperation on Theories and Concepts in Traffic Safety, New Delhi, India, pp. 77-88.

Partidário, M.R. (2000): Indicadores de Qualidade do Ambiente urbano. Direcção Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território.

Pope III C., Burnett R., Thun J., Calle E., Krewski D., Ito K. e Thurston G. (2002): Lung Cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *The Journal of the American Medical Association*, nº 287, pp. 1132 – 1141.

Sharan M., Singh M. e Yadav A. (1996): Mathematical model for atmospheric dispersion in low winds with eddy diffusivities as linear functions of downwind distance. *Atmospheric Environment*, nº 30-7, pp. 1137-1145.

Stull, R. B. (1988): An introduction to boundary layer meteorology. Kluwer, London.

Tchepel O., Costa A.M., Amorim J.H., Miranda A. e Borrego C. (2002): Transport emission model and dispersion study for Lisbon air quality at local scale. 11th Int. Symp. Transport and Air Pollution, Graz, Austria, pp. 109 – 116.

TREM (2002): Transport Emission Model for Line Sources - Methodology description. Technical Report D04.1. of EC SUTRA Project (EVK4-CT-1999-00013).

VADIS (2002): VADIS Street Canyon Model - Methodology description. Technical Report D04.3., EC SUTRA Project (EVK4-CT-1999-00013).

WHO – World Health Organisation (1987): Air Quality Guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series, nº 23, Copenhagen.

WHO – World Health Organisation (1999): Third Ministerial Conference on Environment and Health, London.

WHO and EEA – World Health Organization Regional Office for Europe and European Environment Agency (2002): Children's Health and Environment: A review of evidence, Copenhagen.

WHO and JRC - World Health Organization and Joint Research Center (2002): Guidelines for Concentration and Exposure-Response Measurement of Fine and Ultra Fine Particulate Matter for Use in Epidemiological Studies, Italy.

World Commission on Environment and Development (1987): Our Common Future, Oxford University Press, Oxford.

Zannetti, P. (1990): Air pollution modeling. Van Nostrand Reinhold, New York.

Anexos

Anexo A

Caso de Lisboa

Campos de velocidade e de concentração de CO

Anexo B

Caso de Thessaloniki

Campos de velocidade e de concentração de CO

Anexo A

Caso de Lisboa

Campos de velocidade e de concentração de CO

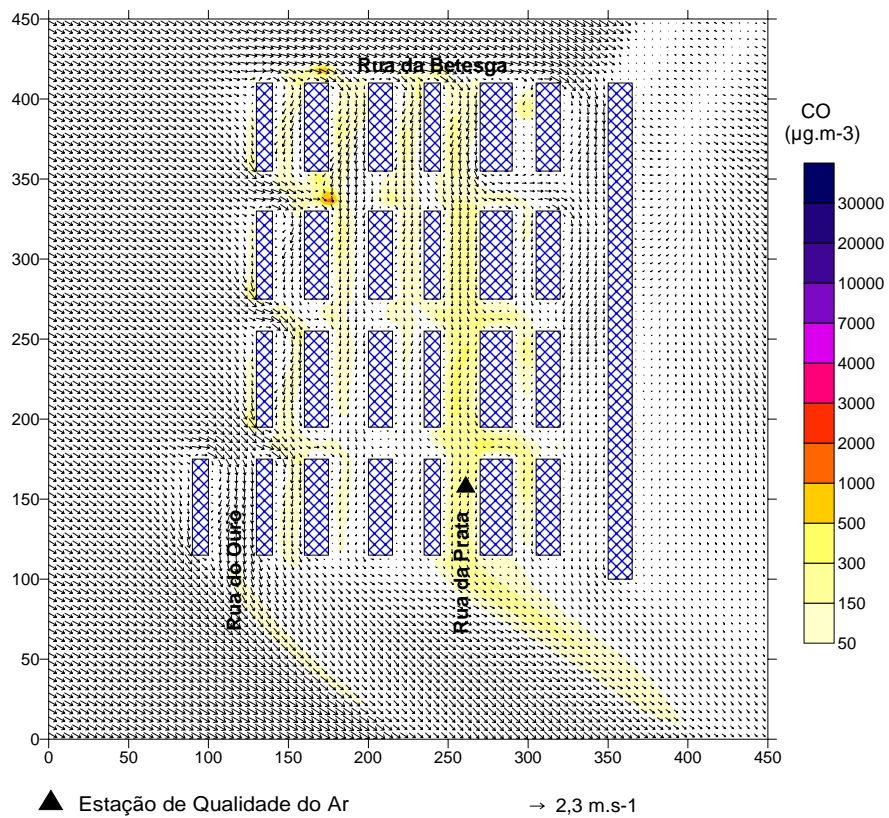


Figura A.1 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, à 1 hora.

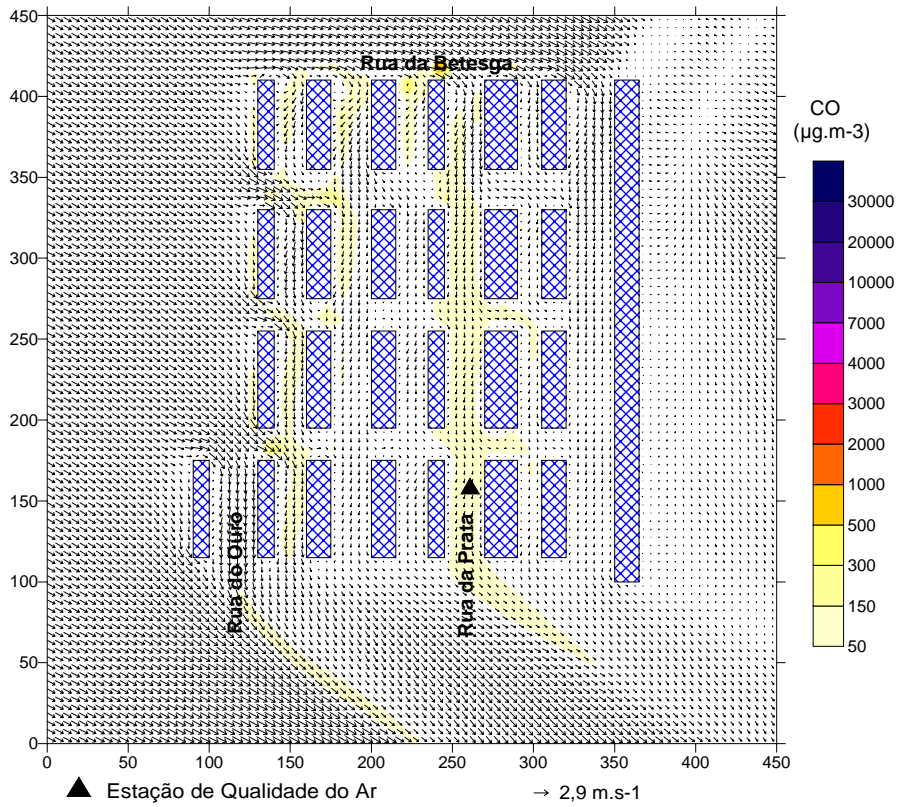


Figura A.2 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 3 horas.

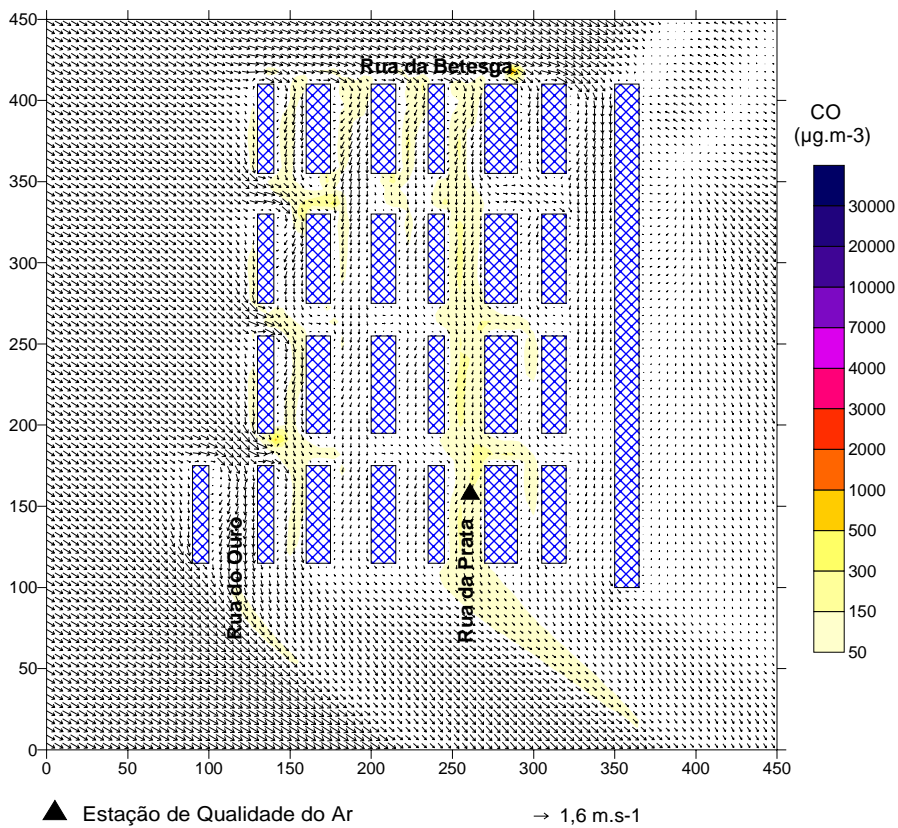


Figura A.3 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 4 horas.

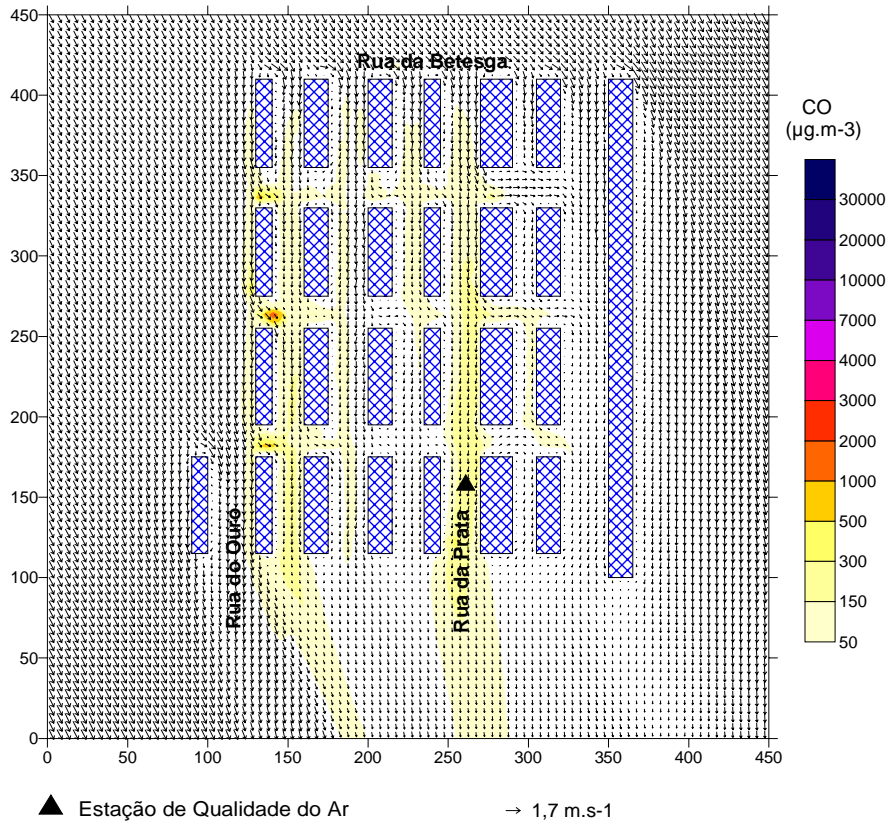


Figura A.4 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 5 horas.

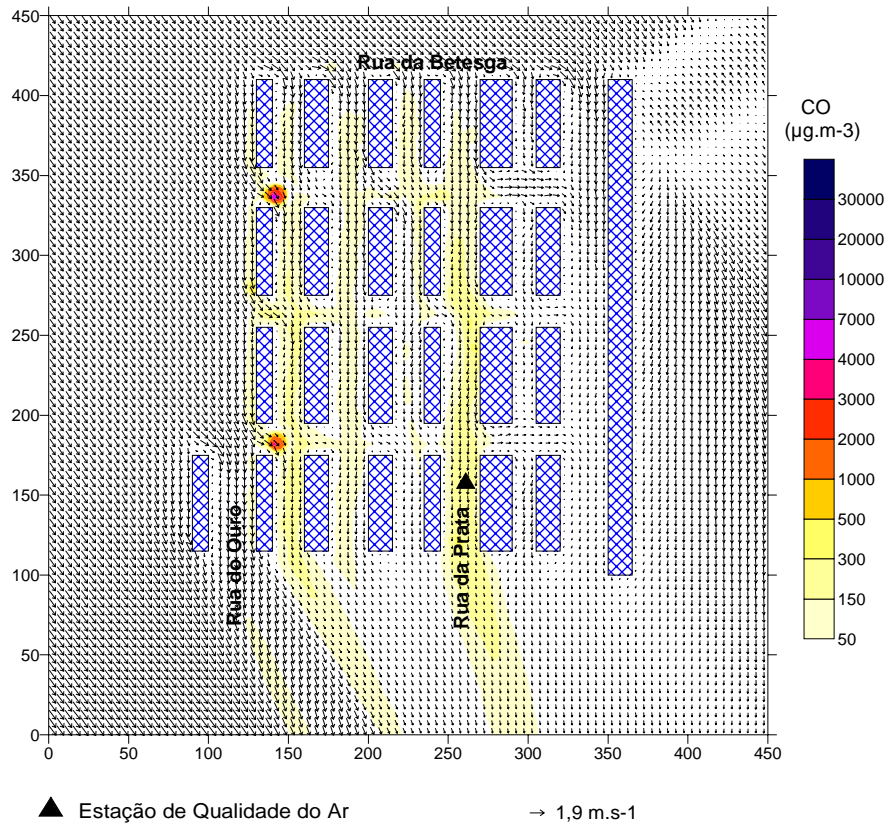


Figura A.5 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 6 horas.

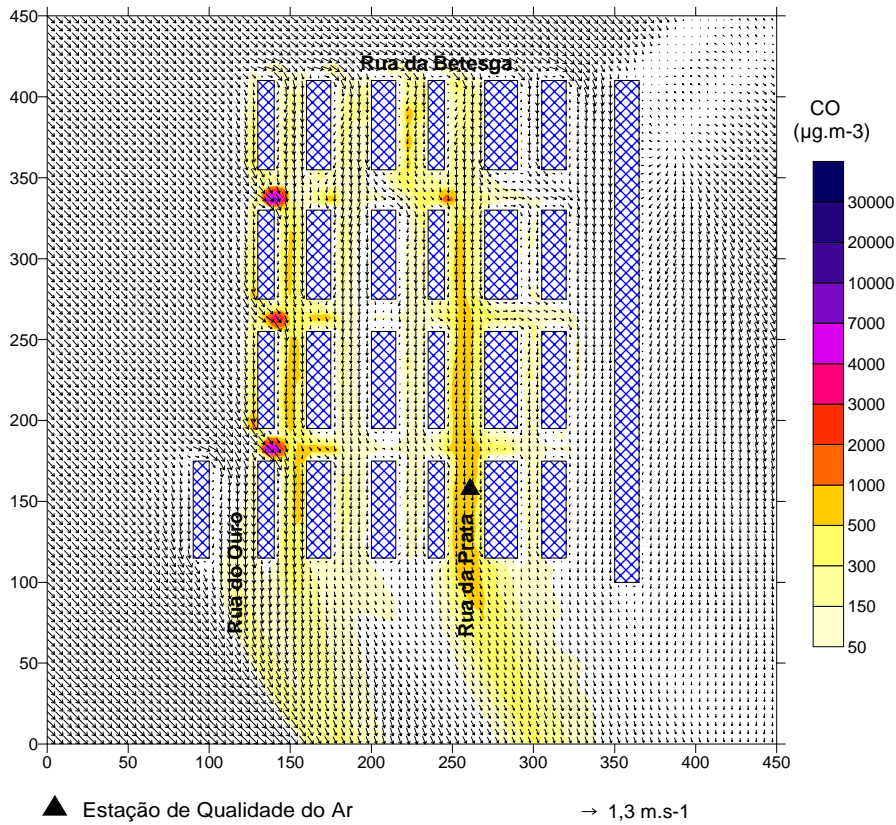


Figura A.6 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 7 horas.

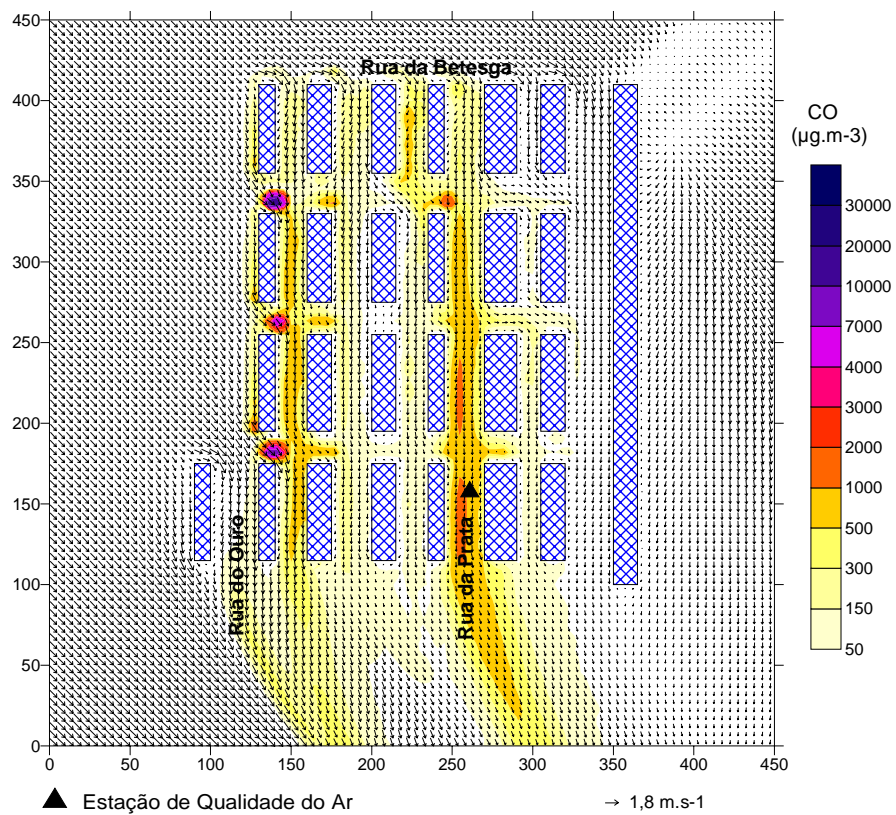


Figura A.7 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 8 horas.

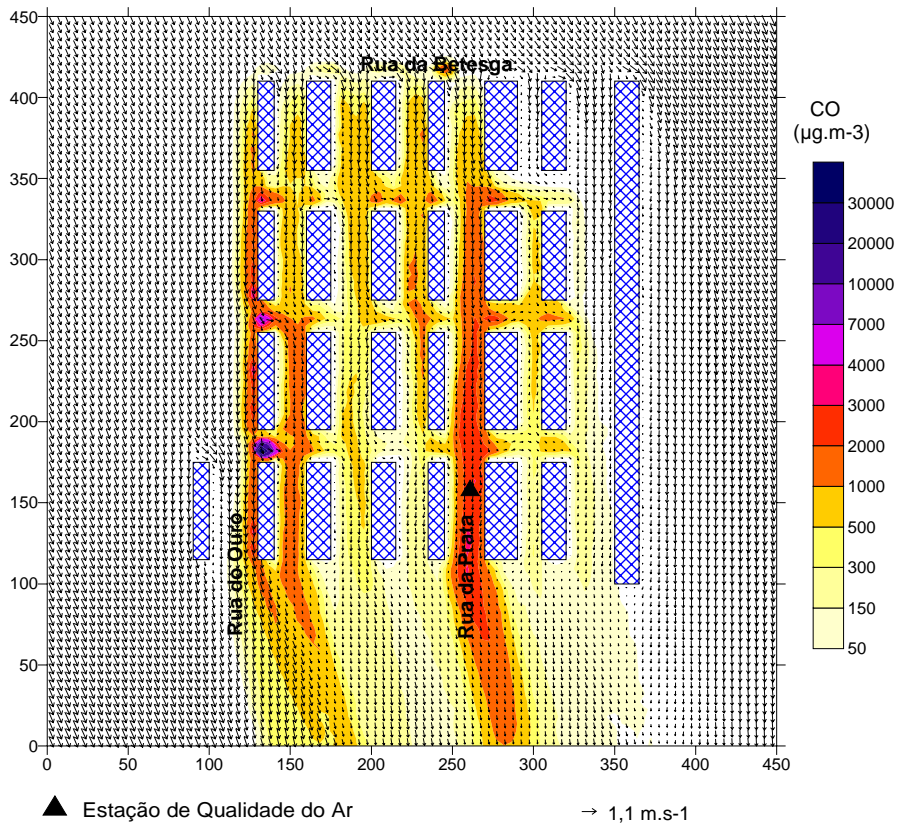


Figura A.8 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 10 horas.

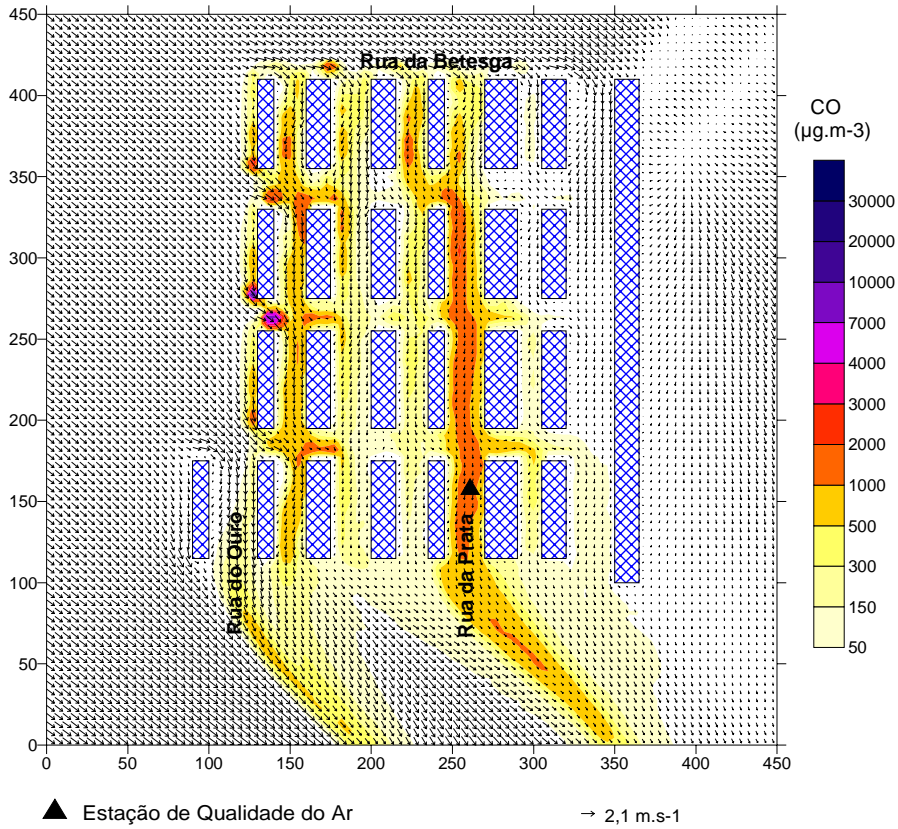


Figura A.9 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 11 horas.

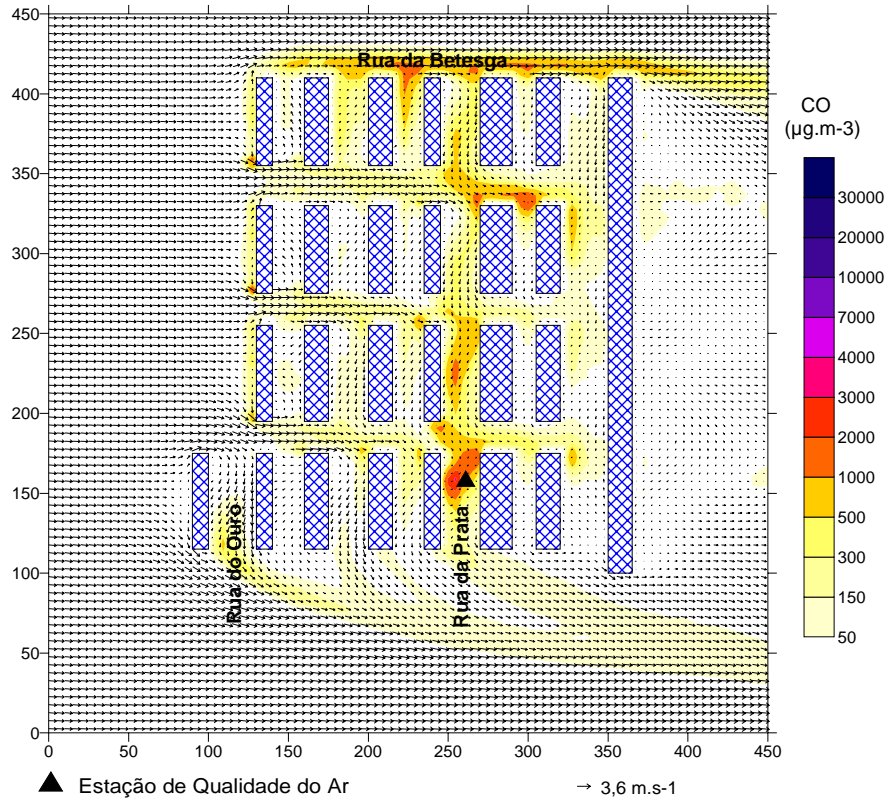


Figura A.10 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 12 horas.

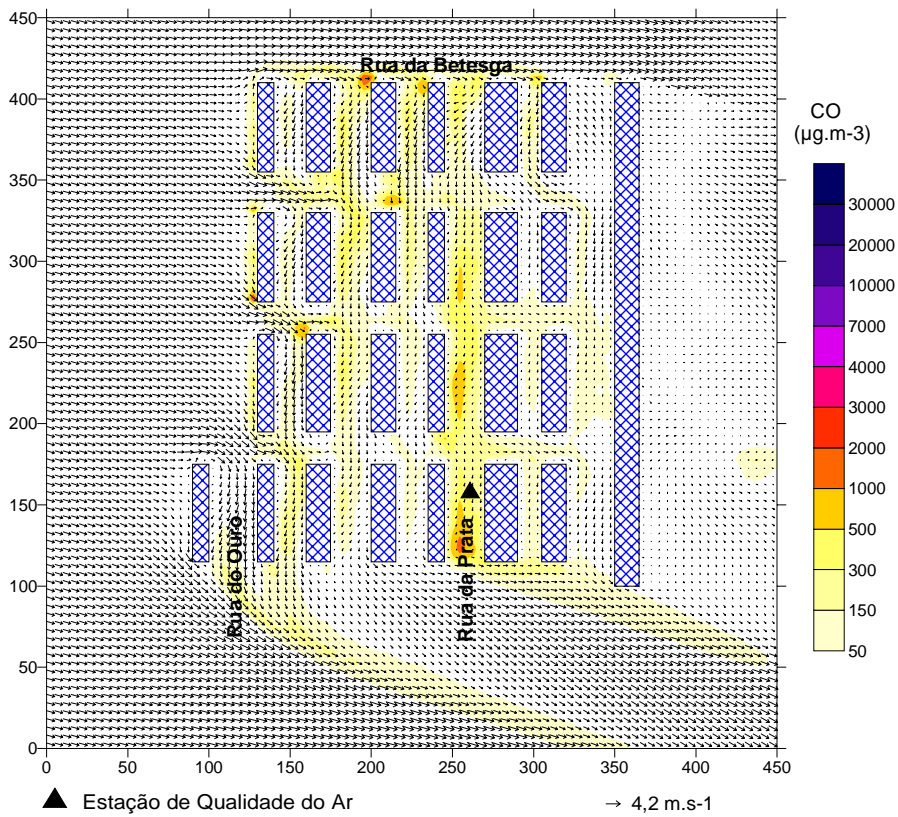


Figura A.11 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 14 horas.

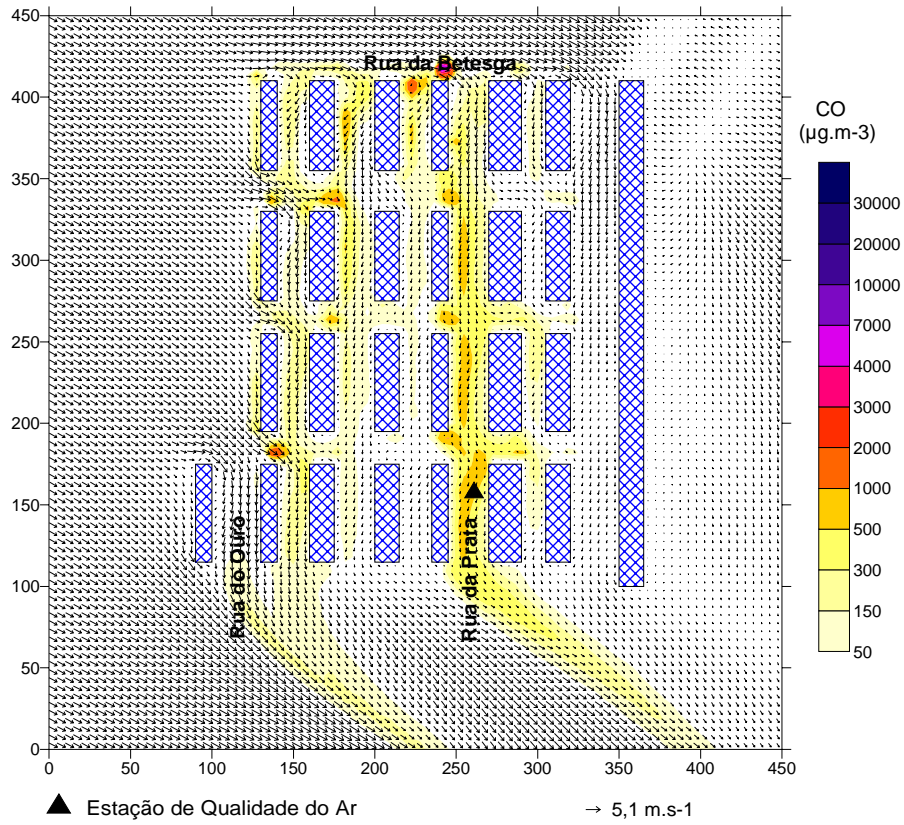


Figura A.12 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 15 horas.

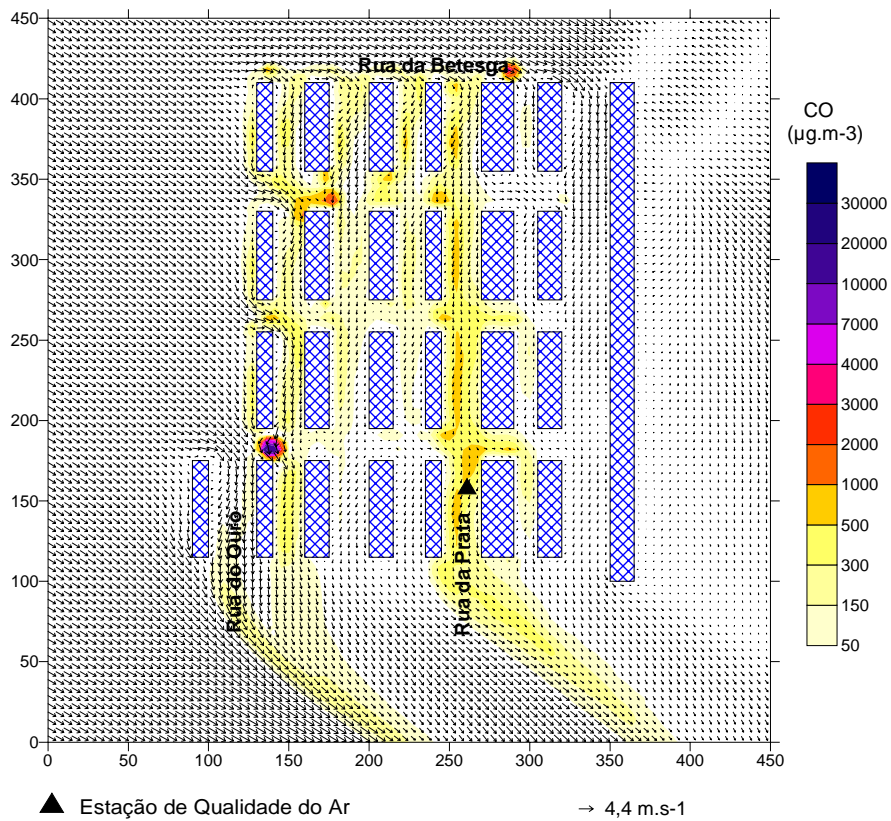


Figura A.13 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 16 horas.

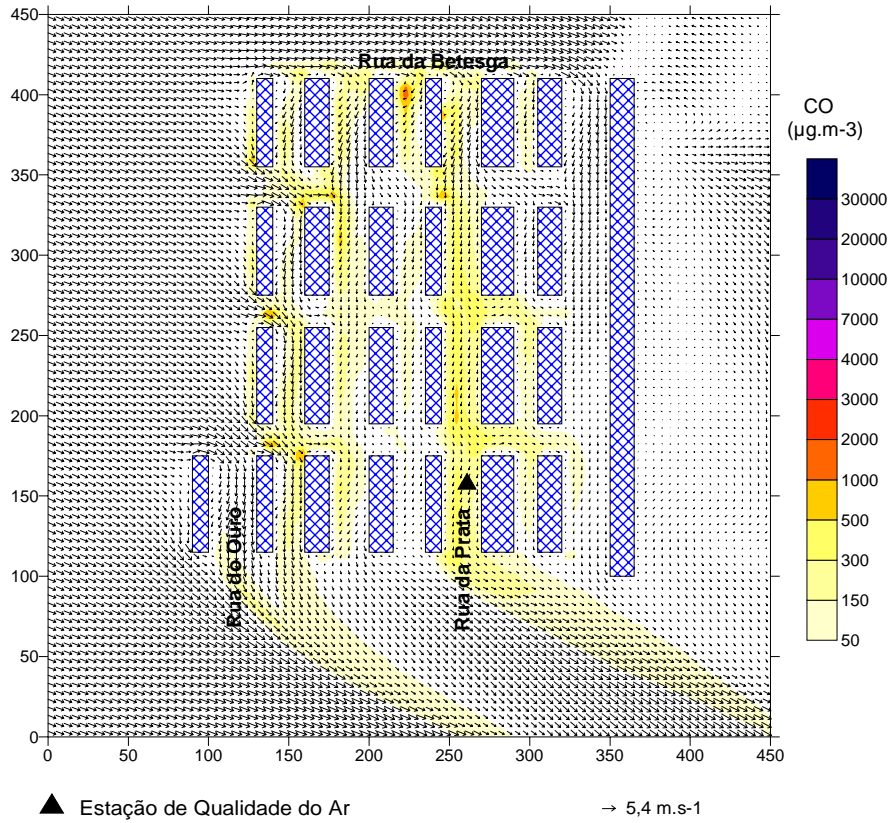


Figura A.14 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 17 horas.

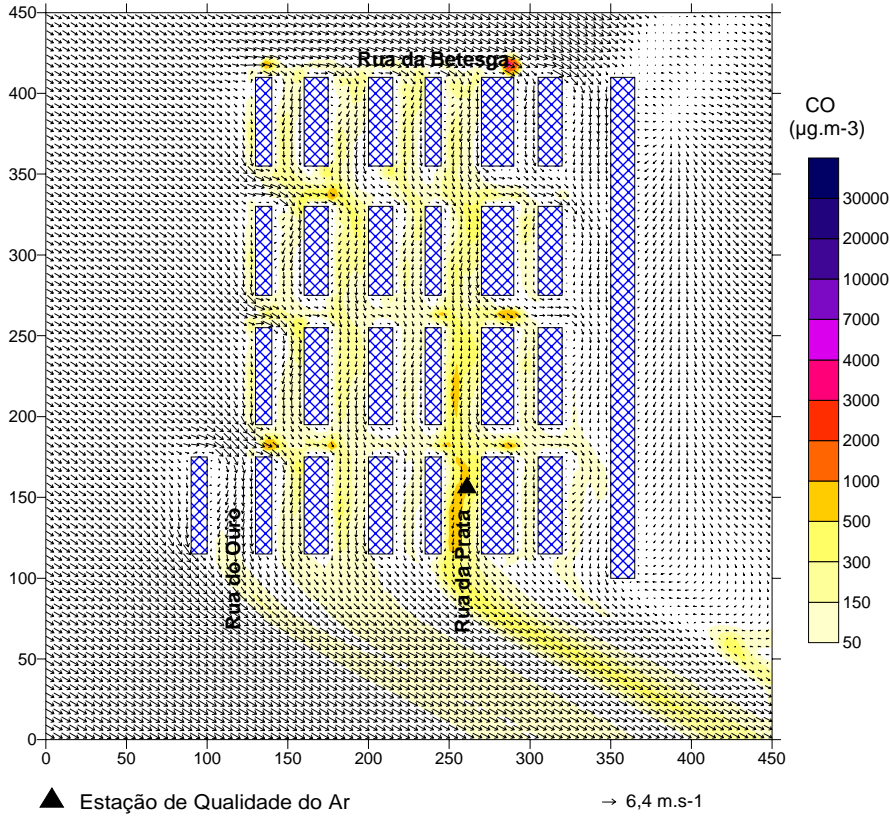


Figura A.15 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 18 horas.

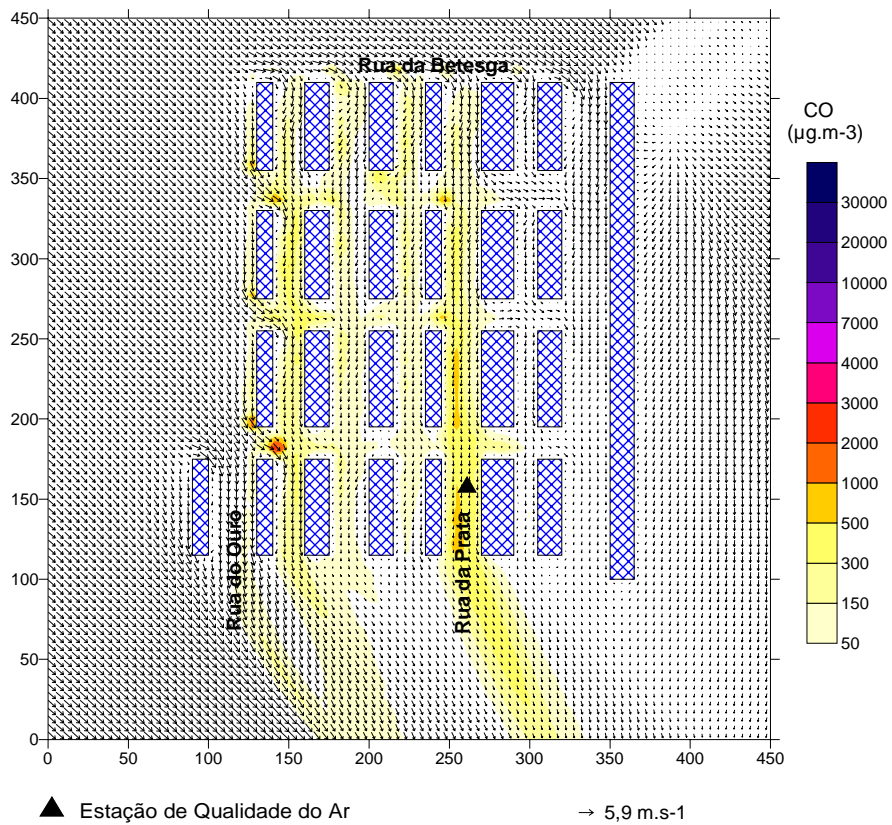


Figura A.16 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 19 horas.

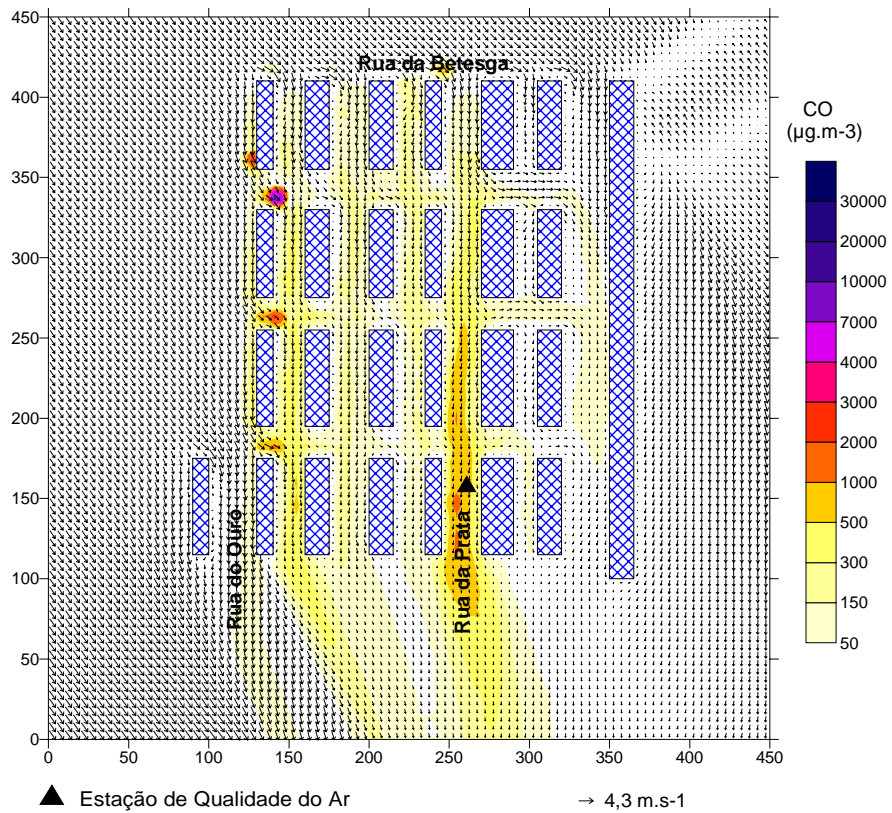


Figura A.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 20 horas.

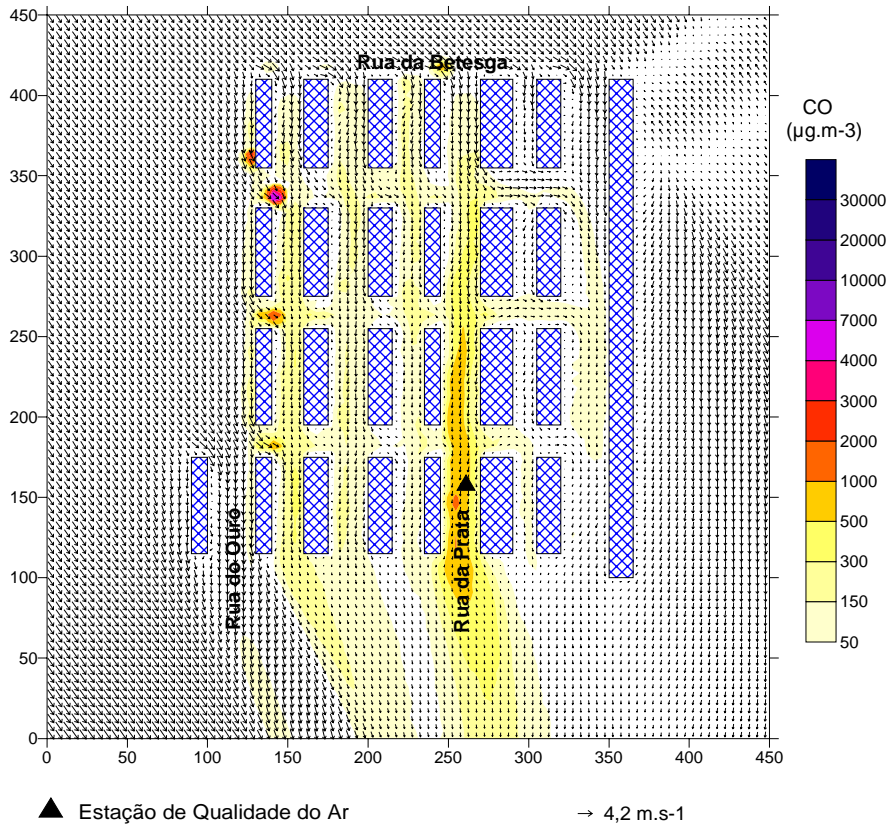


Figura A.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 21 horas.

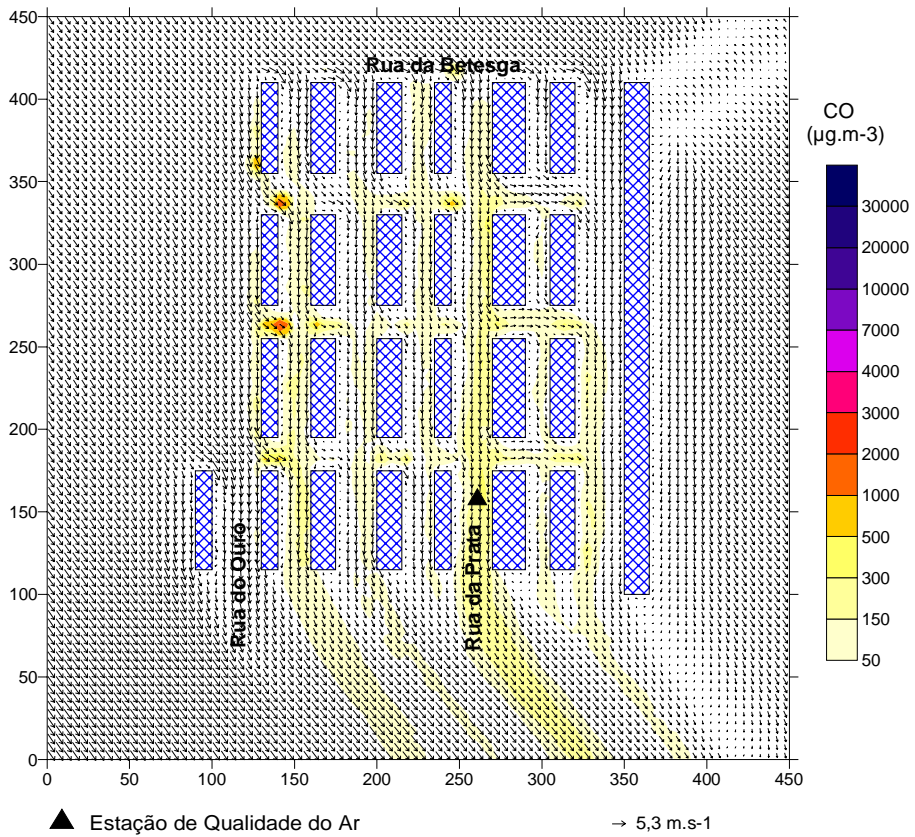


Figura A.19 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 22 horas.

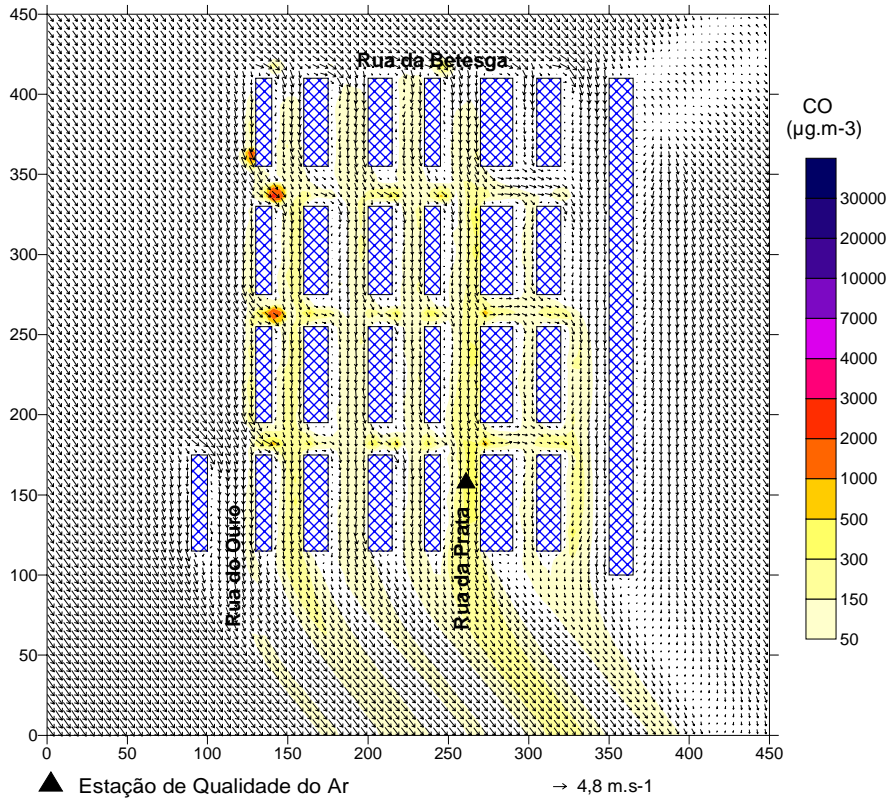


Figura A.20 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 23 horas.

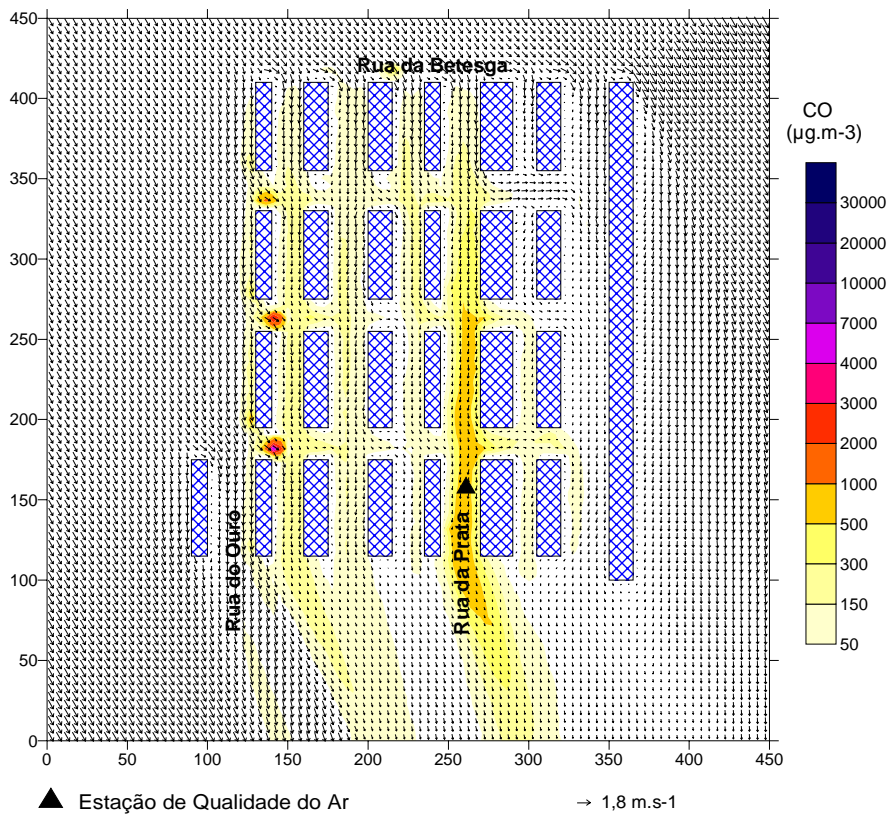


Figura A.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 24 horas.

Anexo B

Caso de Thessaloniki

Campos de velocidade e de concentração de CO

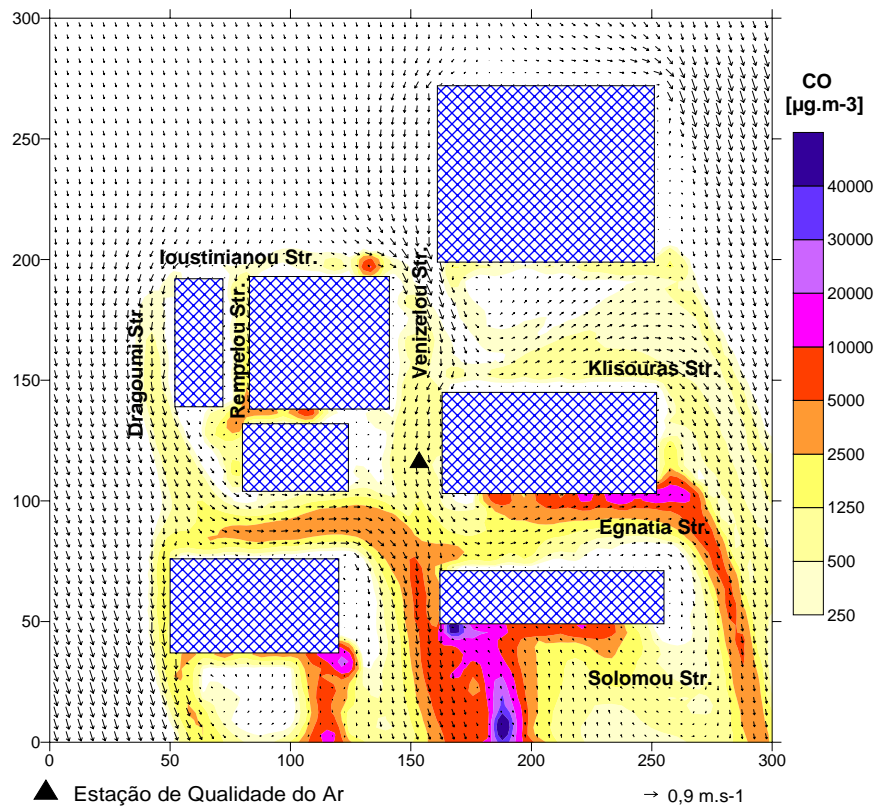


Figura B.1 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, à 1 hora.

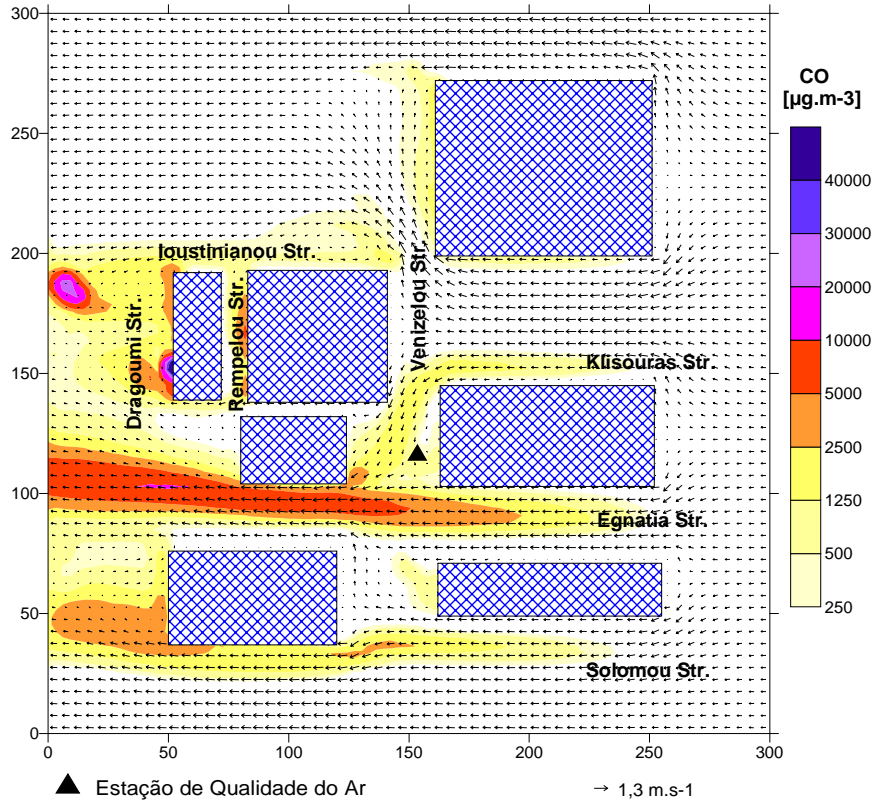


Figura B.2 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 3 horas.

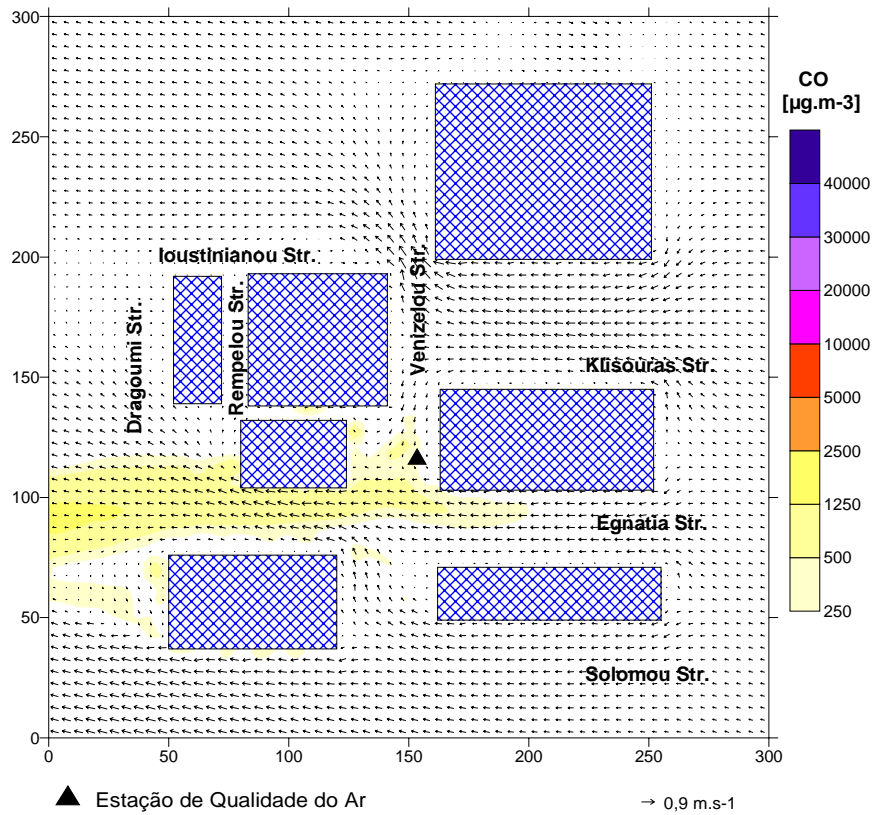


Figura B.3 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 4 horas.

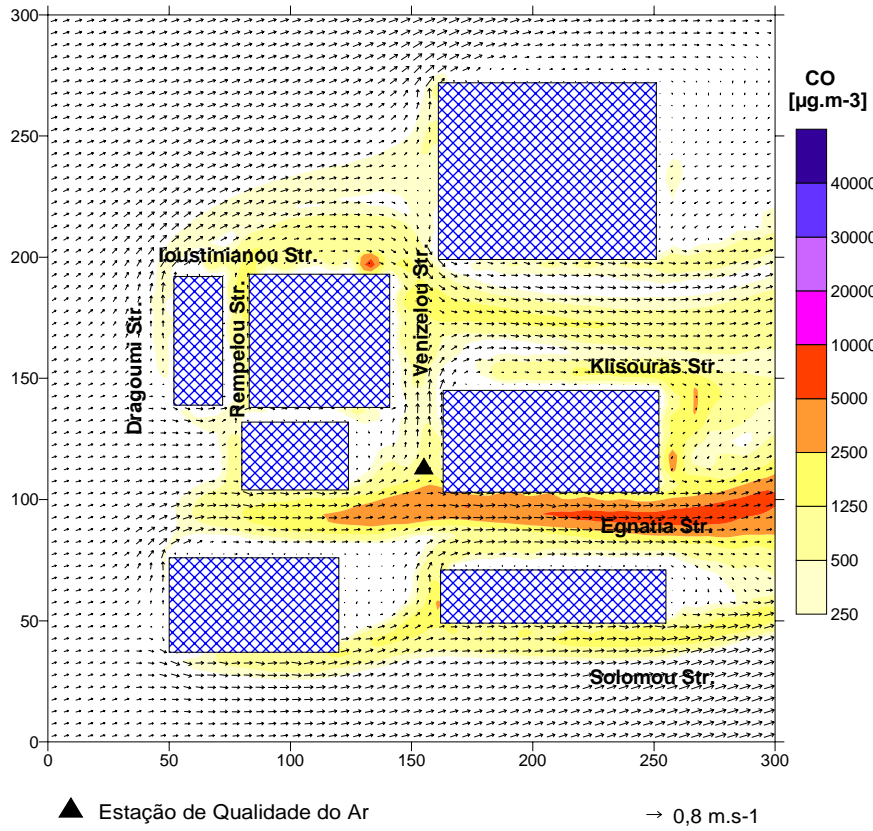


Figura B.4 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 5 horas.

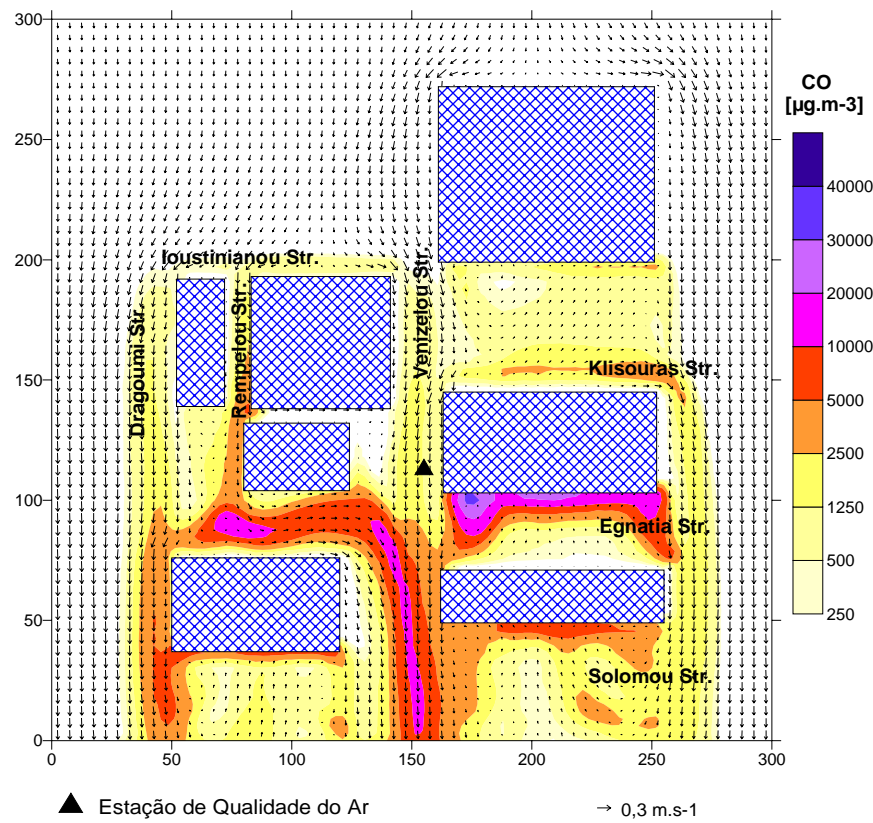


Figura B.5 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 6 horas.

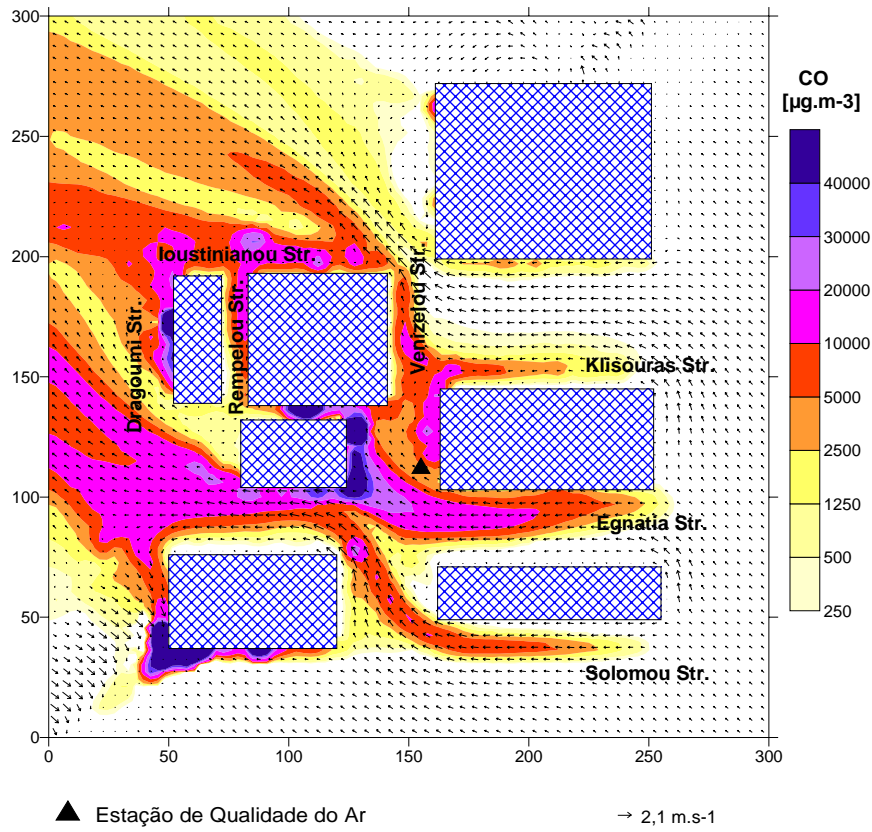


Figura B.6 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 8 horas.

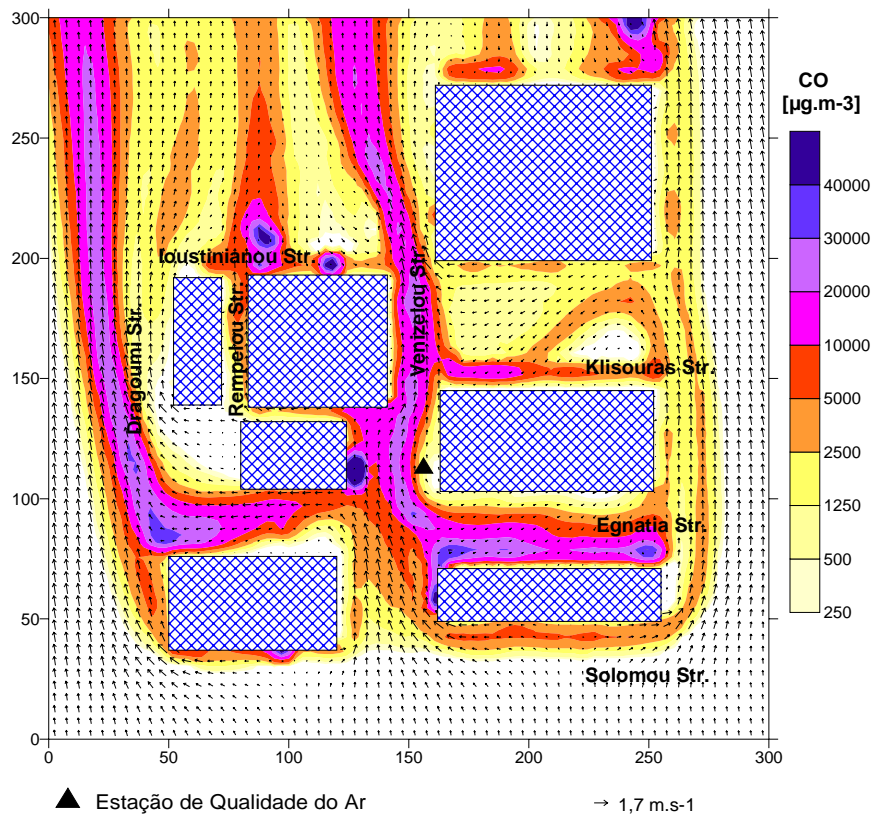


Figura B.7 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 9 horas.

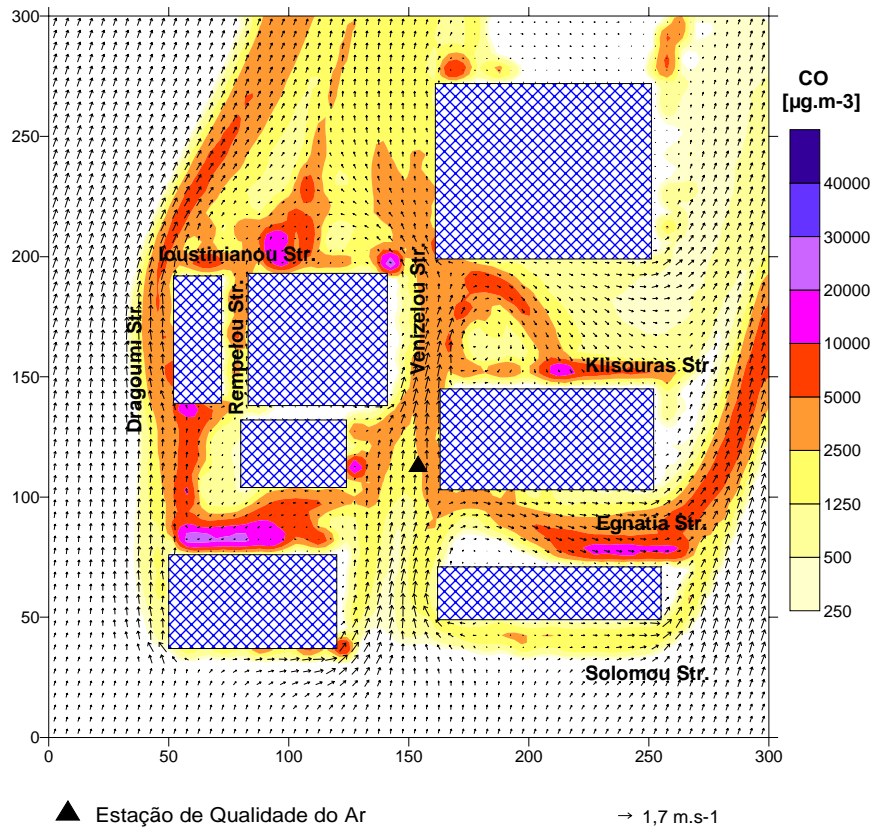


Figura B.8 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 10 horas.

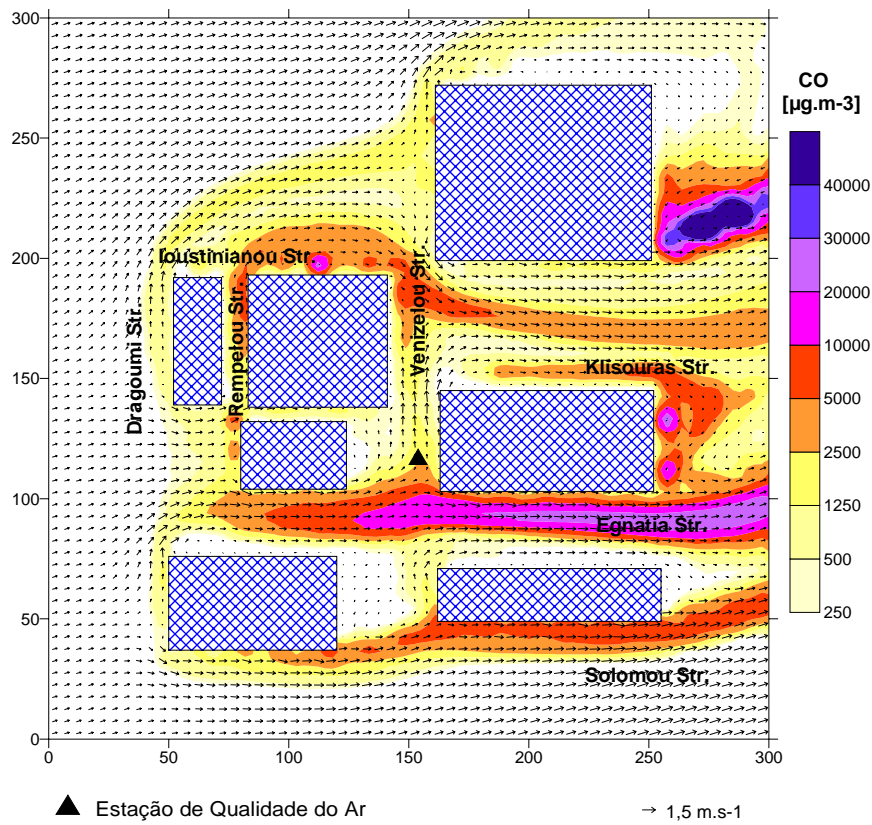


Figura B.9 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 12 horas.

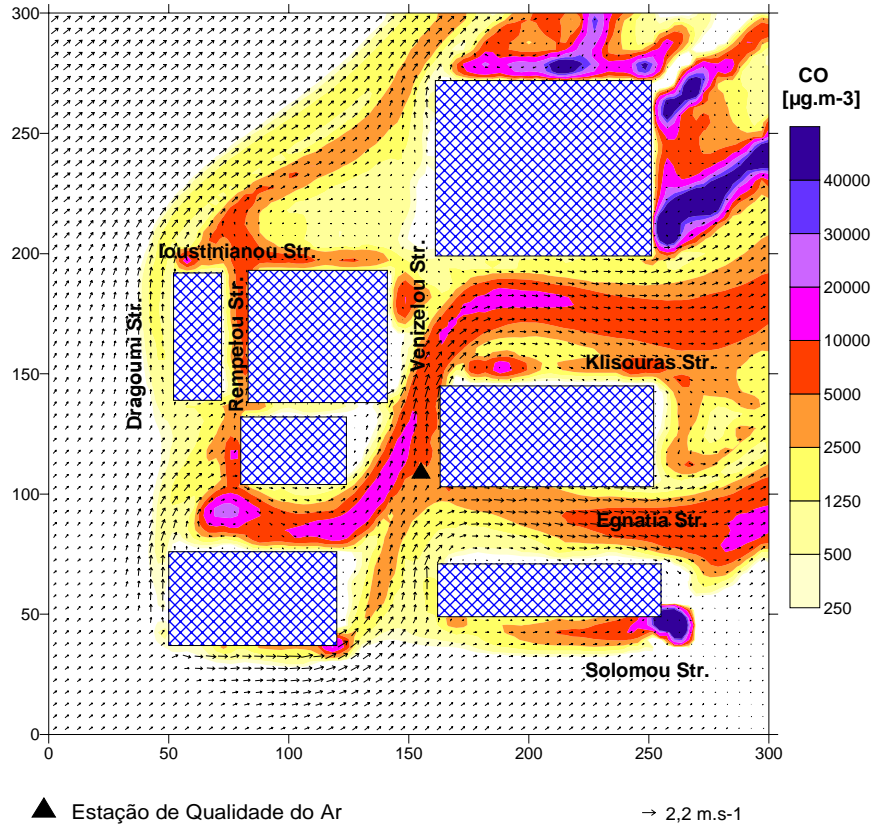


Figura B.10 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 13 horas.

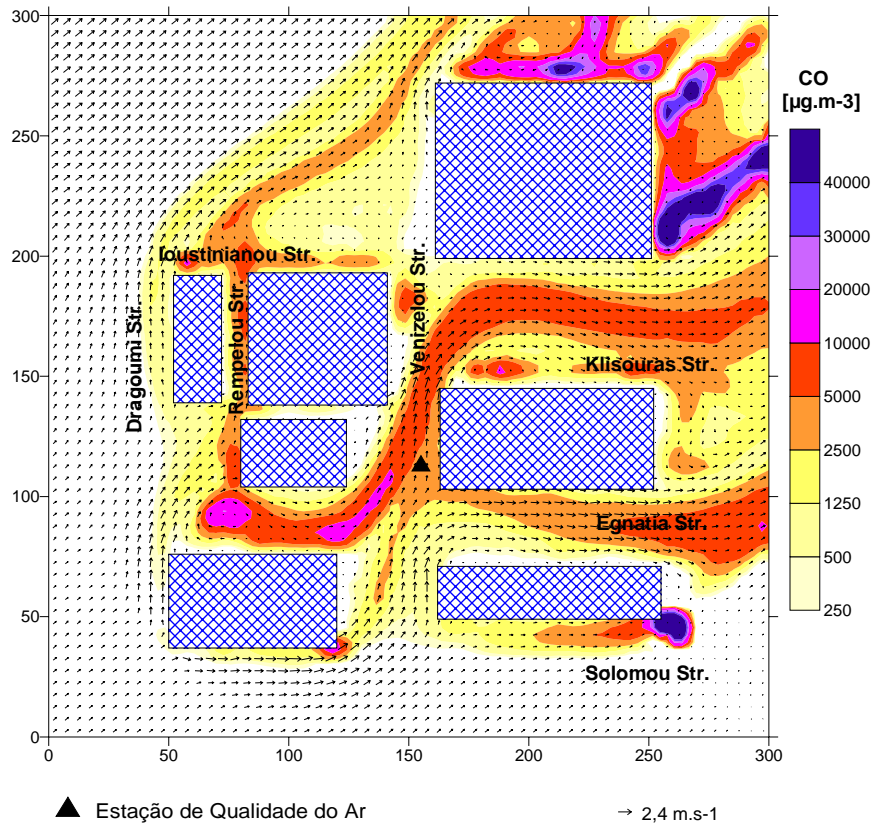


Figura B.11 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 14 horas.

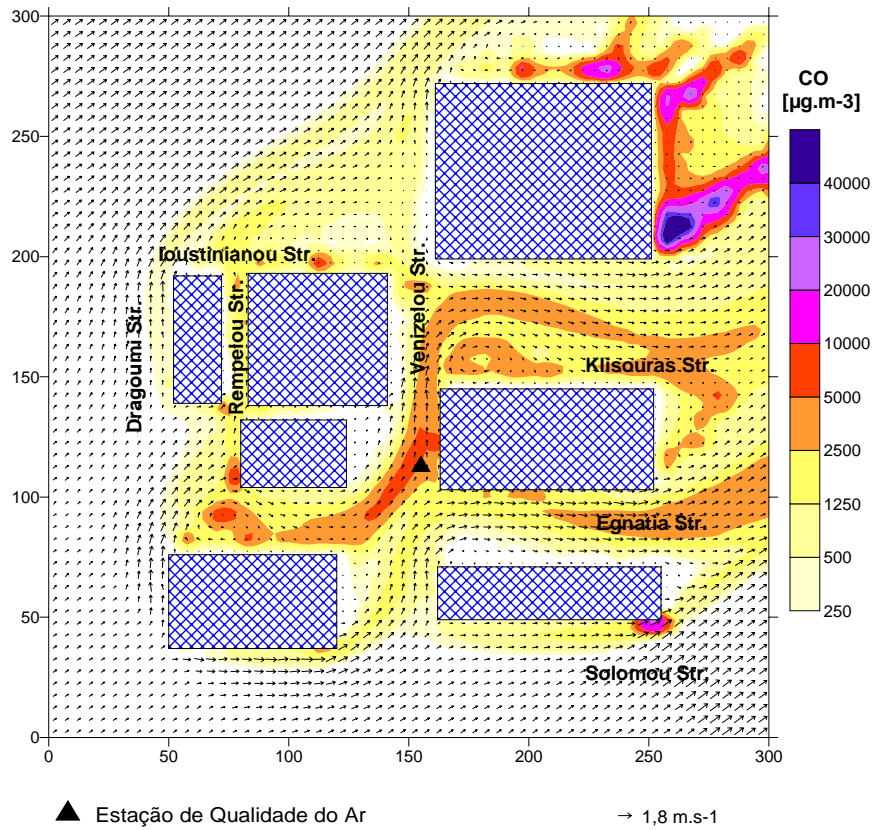


Figura B.12 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 15 horas.

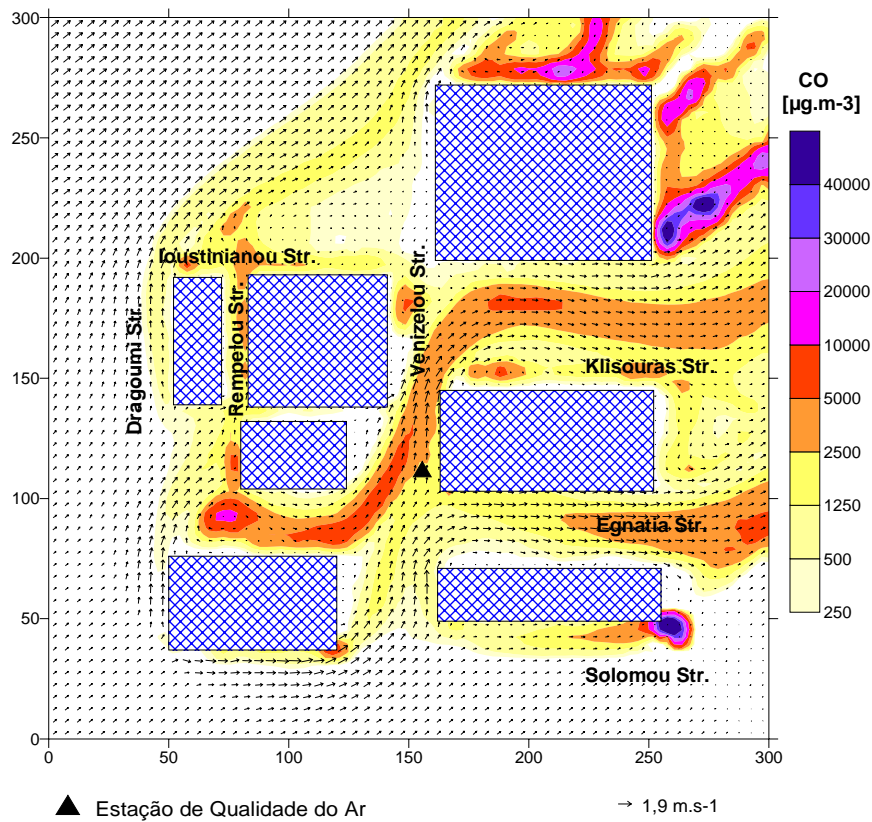


Figura B.13 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 16 horas.

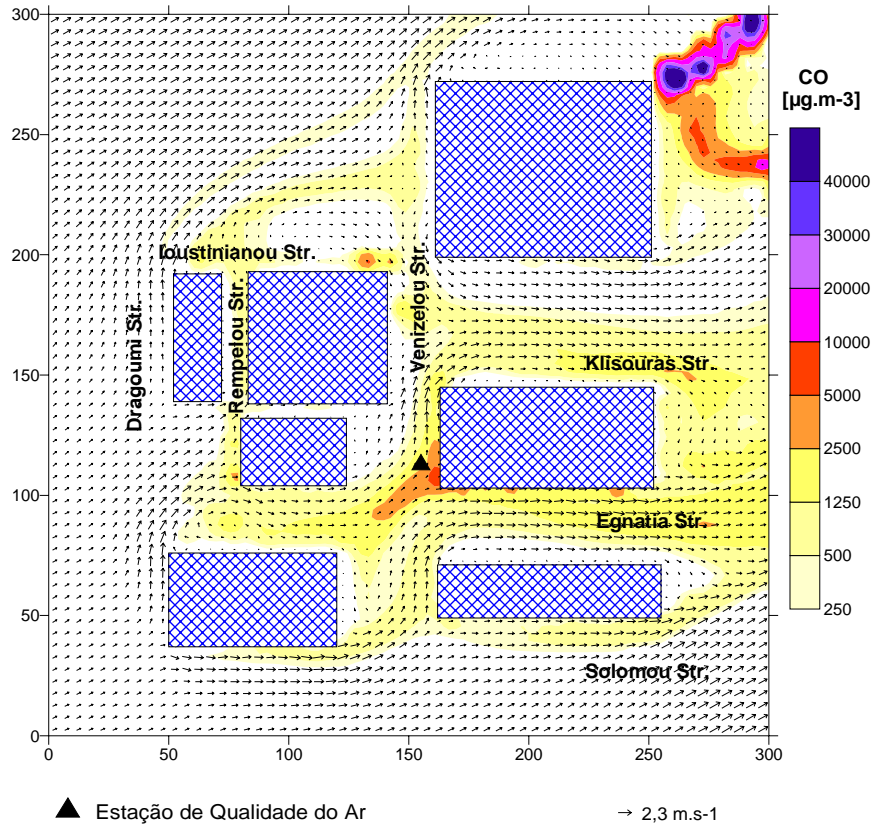


Figura B.14 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 17 horas.

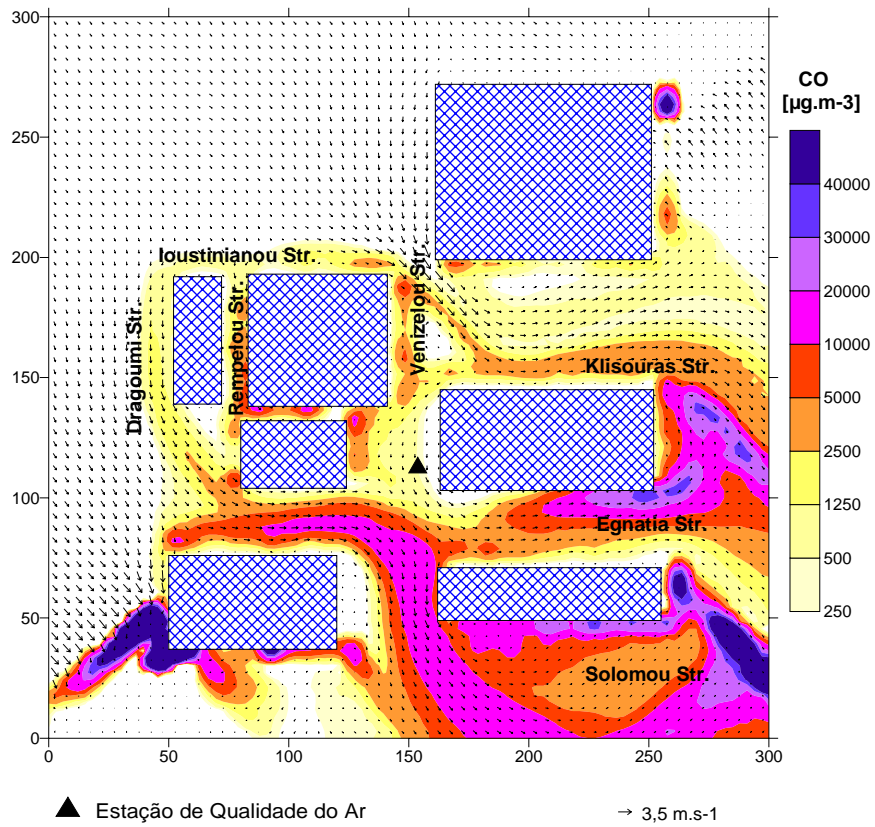


Figura B.15 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 18 horas.

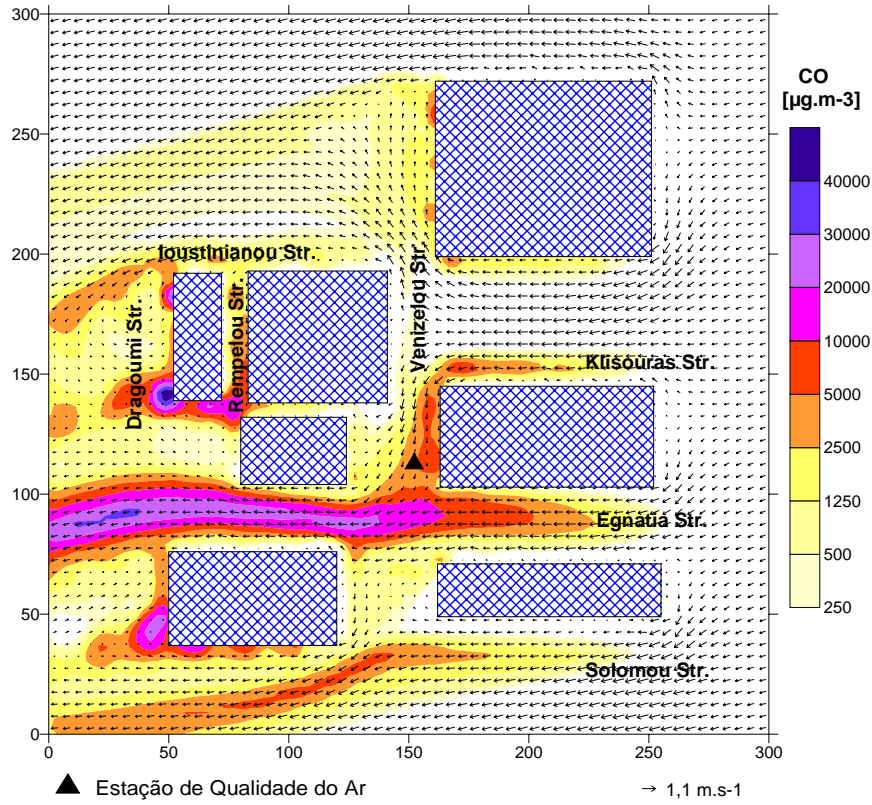


Figura B.16 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 19 horas.

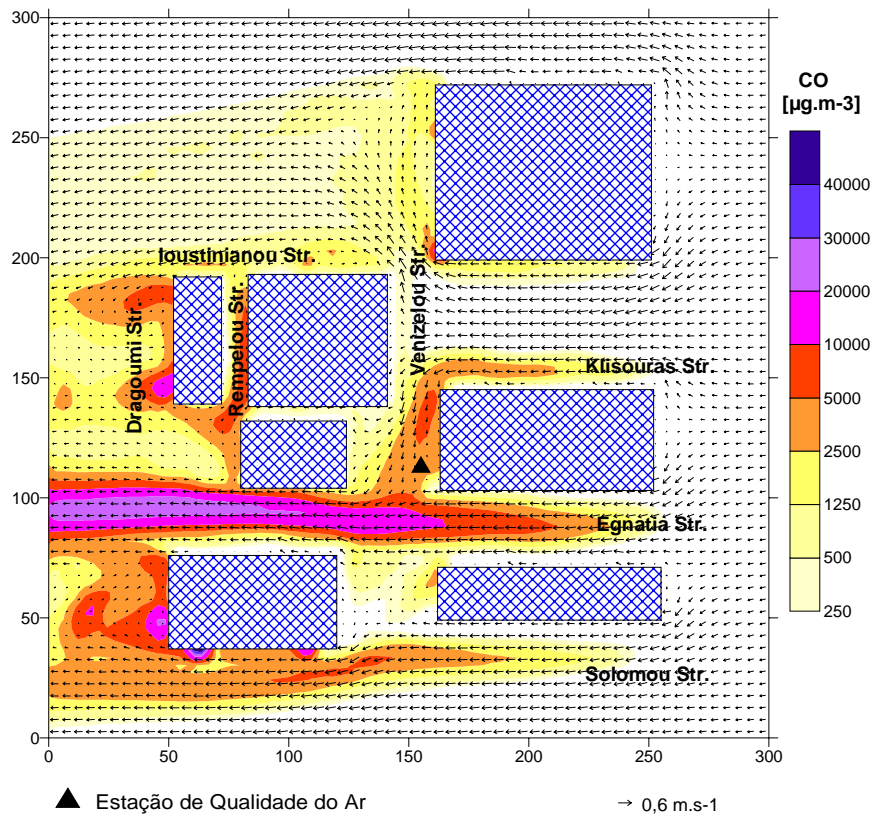


Figura B.17 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 20 horas.

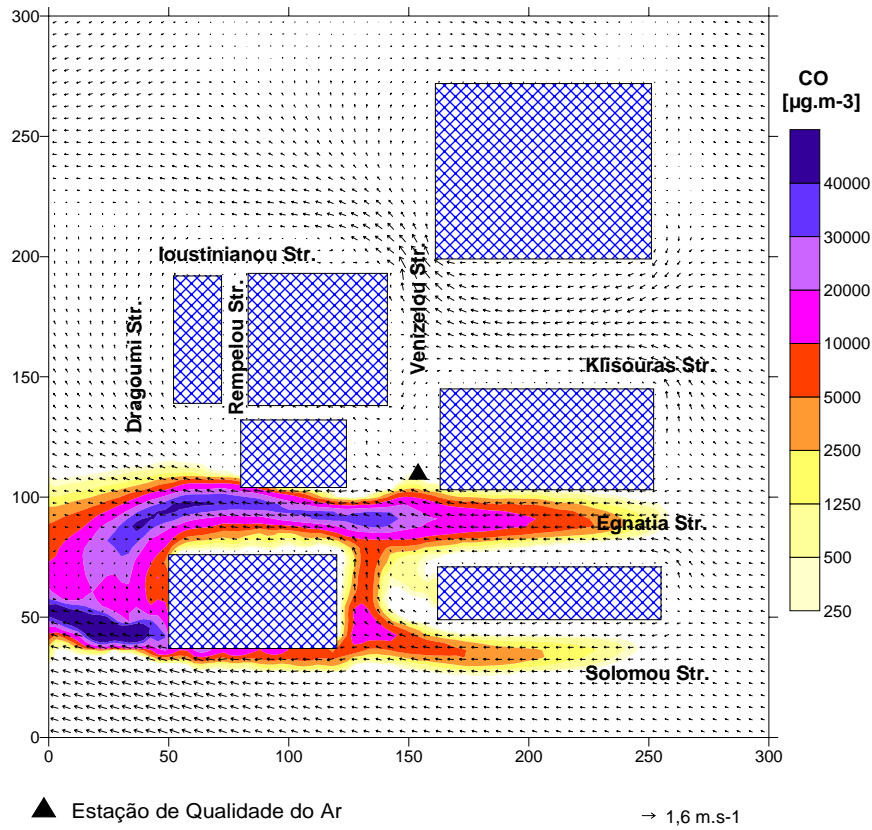


Figura B.18 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 21 horas.

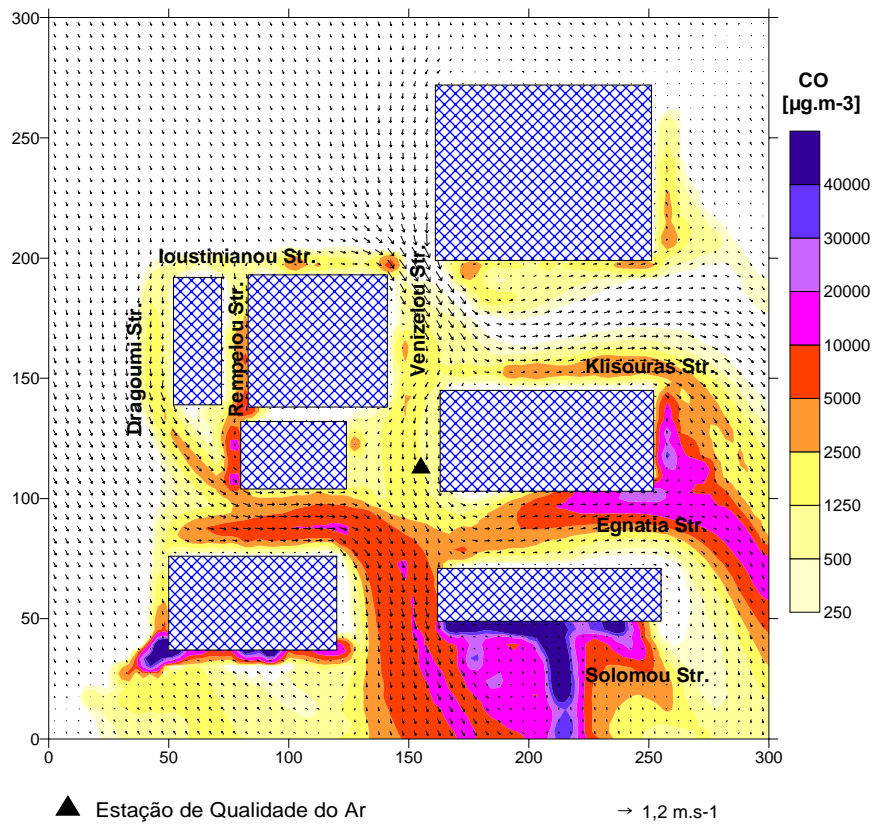


Figura B.19 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 22 horas.

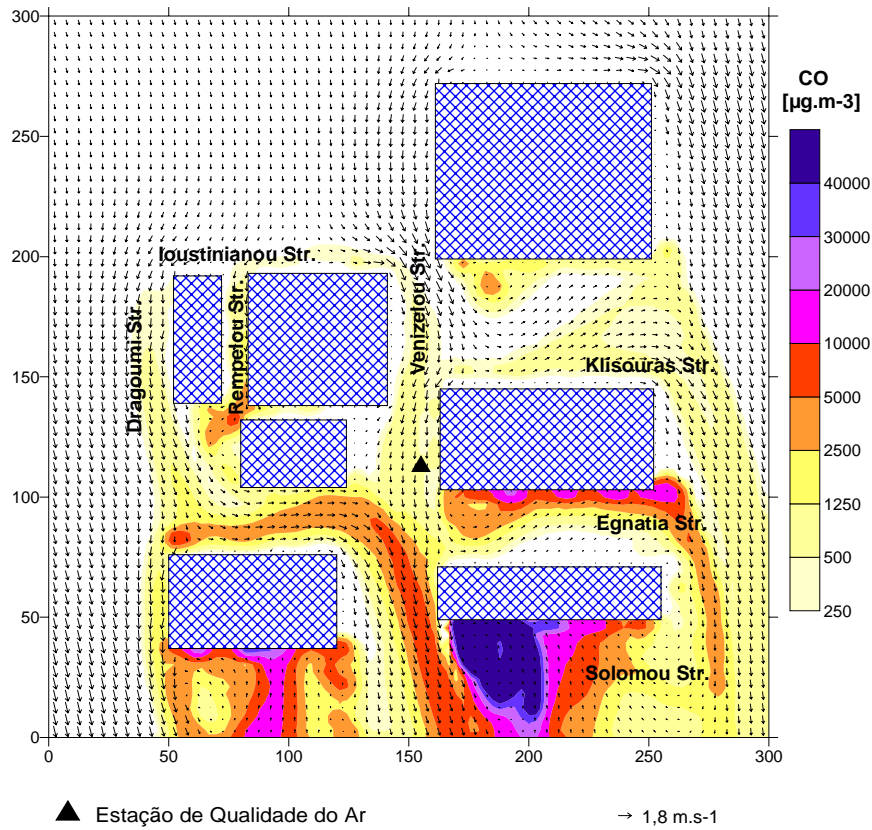


Figura B.20 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 23 horas.

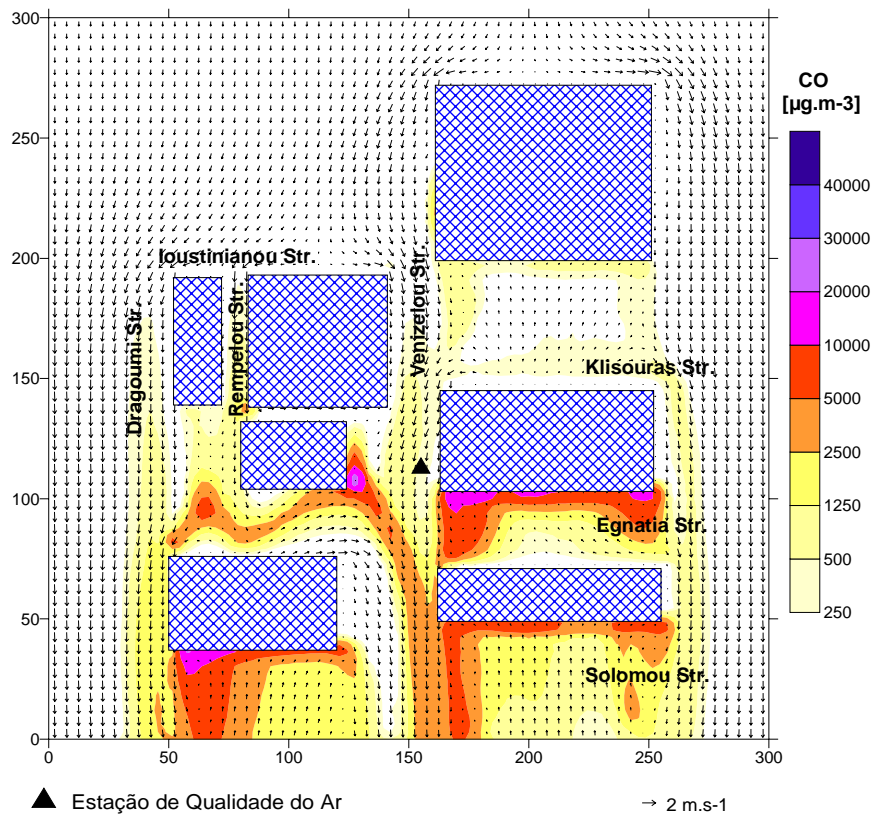


Figura B.21 - Campo de velocidades e de concentrações de CO a 6 m, às 24 horas.

