

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS  
Programa de Pós-Graduação em Meteorologia



Dissertação

**Modelagem da Poluição do Ar por Reações Fotoquímicas  
Associada à Fontes Veiculares na Região Metropolitana de  
Porto Alegre**

**Gustavo Copstein Cuchiara**

Pelotas, 2011

**Gustavo Copstein Cuhciara**

**Modelagem da Poluição do Ar por Reações Fotoquímicas Associada à Fontes Veiculares na Região Metropolitana de Porto Alegre**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Meteorologia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências (área do conhecimento: Meteorologia).

Orientador: Jonas da Costa Carvalho

Pelotas, 2011

**Banca examinadora:**

Prof. Dr. Jonas da Costa Carvalho (Presidente)

Prof. Dr. Saulo Ribeiro de Freitas (INPE)

Prof. Dr. Fabrício Pereira Härter (UFPel)

*Dedico este trabalho aos meus  
pais Debora e Paulo Renato.*

## **Agradecimentos**

Gostaria de agradecer a todos aqueles que de alguma forma participaram desta jornada tanto nas horas de trabalho como nos momentos de lazer e que com certeza foram muitos sendo impossível citar todos. Entretanto, gostaria de citar algumas pessoas que atuaram de forma mais direta:

Ao professor Dr. Jonas da Costa Carvalho, orientador, pelos conhecimentos transmitidos, dedicação e compreensão, sendo sua ajuda de importância fundamental para a realização deste trabalho.

Aos professores Dr. Saulo Ribeiro de Freitas e Dr. Fabrício Pereira Härter, componentes da banca, por suas críticas e sugestões na realização deste estudo.

A todos meus colegas do mestrado, onde cada um da sua maneira contribuiu para este trabalho, essa ajuda veio desde o companheirismo nas disciplinas até os momentos de descontração no laboratório. Um agradecimento especial ao colega Cristiano Eichholz que em nenhum momento hesitou em ajudar, principalmente na parte de programação em php.

A Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), pelos dados disponibilizados.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida.

A minha irmã Cristina, amiga e companheira de casa, pela amizade e companheirismo.

De uma forma muito especial gostaria de agradecer aos meus pais Paulo Renato de Moura Cuchiara e Debora Copstein Cuchiara, pelo apoio não somente nesta etapa mas em todas na minha vida. Em especial a grande ajuda recebida pela minha mãe, na parte textual da dissertação, em me manter motivado nos momentos difíceis e pelo grande relacionamento de amizade que temos.

*"Descobri como é bom chegar quando se tem paciência. E para se chegar, onde quer que seja, aprendi que não é preciso dominar a força, mas a razão. É preciso, antes de mais nada, querer. "*

*Amyr Klink*

## Resumo

CUCHIARA, Gustavo Cuchiara. **Modelagem da Poluição do Ar por Reações Fotoquímicas Associada à Fontes Veiculares na Região Metropolitana de Porto Alegre**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Meteorologia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Um dos maiores problemas originados pela poluição do ar em áreas urbanas é o provocado pelos oxidantes fotoquímicos, principalmente o ozônio troposférico ( $O_3$ ), considerado uma substância secundária nociva do ar. Os precursores deste poluente (óxidos de nitrogênio  $NO_x$ , monóxido de carbono CO e hidrocarbonetos HCs) são principalmente emissões antropogênicas, sendo os automóveis suas principais fontes. Durante as últimas décadas, em função do aumento na taxa de desenvolvimento industrial, é provável que tenha ocorrido acréscimo nas emissões atmosféricas, principalmente por fontes móveis (automóveis) nas regiões altamente urbanizadas, como é o caso da Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) – RS. O Brasil possui uma lei (n° 11.097) desde 2005, que objetiva incrementar a participação dos biocombustíveis na matriz energética nacional, na qual determina a adição de 2% de biodiesel à mistura de combustível no prazo de três anos, e 5% depois de oito anos da publicação da lei. Este trabalho realiza um estudo do comportamento das concentrações de  $O_3$  de superfície,  $NO_x$ , CO e HCs, através de simulações numéricas com o modelo *Weather Research and Forecasting with Chemistry* (WRF/Chem). O modelo foi validado no período de 5 a 12 de Janeiro de 2009 (168 horas). As condições meteorológicas no período de simulação estiveram caracterizadas por duas condições distintas. Essa diferença meteorológica resultou em diferentes padrões na concentração do  $O_3$  entre dois períodos, em que no primeiro houve uma forte variação diurna de  $O_3$  e no segundo essas alterações não ficaram tão evidentes. Em uma primeira etapa, foi realizada a avaliação de algumas variáveis meteorológicas simuladas, utilizando dados observados de duas estações na RMPA, uma instalada pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) e outra pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os resultados revelaram que o modelo simula bem a evolução diurna da pressão e da temperatura em superfície, mas não para a velocidade do vento. Em uma segunda etapa, foi realizada a inclusão de dados descrevendo as fontes de espécies químicas. Em uma terceira etapa, foi analisada a capacidade do modelo WRF/Chem em simular a formação de  $O_3$  a partir da emissão dos precursores através da comparação com dados observados nas estações de qualidade do ar de Esteio e Porto Alegre. Comparações entre  $O_3$  simulado e observado revelaram que o modelo simulou bem a evolução dos valores observados, entretanto, em muitas situações não reproduziu bem os valores dos máximos e mínimos de concentração. Em uma quarta etapa, com base na simulação de janeiro de 2009 utilizando as médias horárias do mês foi avaliada a concentração de  $O_3$ . Além da boa concordância com as duas estações, a análise mostrou que tanto os valores observados quanto os valores simulados de  $O_3$  não se aproximaram de zero no período da noite, quando ocorrem os mínimos. Na quinta e última etapa, foi apresentado um estudo preliminar quantitativo da influência do biocombustível nas concentrações de  $O_3$  na RMPA, sendo possível observar que existiu muito pouca diferença entre uma simulação que utilizou 0% e a outra com 20% de biodiesel na mistura do combustível.

Palavras-chave: ozônio troposférico, modelagem numérica, dispersão de poluentes, WRF/Chem.

### Abstract

CUCHIARA, Gustavo Cuchiara. **Modeling of Air Pollution by Photochemical Reactions Associated with Vehicular Sources in Metropolitan Area of Porto Alegre**. 2011. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Meteorologia. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

One of the main problems related to air pollution in urban areas is caused by photochemical oxidants, particularly troposphere ozone ( $O_3$ ), considered a harmful substance. The  $O_3$  precursors (carbon monoxide CO, nitrogen oxides  $NO_x$  and hydrocarbons HCs) are principally from anthropogenic emissions and vehicles are the main sources. Due to the increase of the urbanization and industrial development in recent decades, it is likely that has been an increased in air pollutant emissions, mainly by mobile sources in the highly urbanized and developed areas, such as the Metropolitan Area of Porto Alegre-RS. Brazil has a law (No. 11.097) since 2005, which aims to increase participation of biofuels in the national energy matrix, which determines the addition of 2% biodiesel to fuel mixture within three years, and 5% after eight years of publication of the law. This work performs a study of surface  $O_3$ ,  $NO_x$ , CO, and HCs concentration behavior, through numerical simulations with Weather Research and Forecasting model with Chemistry (WRF/Chem). To validate the model was chosen a period from January 5 to 12, 2009 (168 hours). Meteorological conditions in the simulation period were characterized by two distinct conditions. This meteorological difference resulted in different characterization of  $O_3$  concentration between the two periods, in which the first period there was a strong diurnal variation of  $O_3$  and in the second period and this variation were not so evident. In a first step, was evaluated some simulated meteorological variables, were used observational data from two stations in RMPA, one installed by the State Foundation of Environmental Protection Luiz Henrique Roessler (FEPAM) and the other installed by the National Meteorological Institute (INMET). The results showed that the model simulates well the diurnal evolution of pressure and temperature at the surface, but not for the wind speed. In a second step, was made the inclusion of data describing the sources of chemical species. In a third step, was performed the evaluation of model results of WRF/Chem in simulating the formation of  $O_3$  from the emission of precursors through the comparison with observed data at stations of air quality of Esteio and Porto Alegre. Comparisons between  $O_3$  simulated and observed revealed that the model simulates well the evolution of the observed values, but in many situations the model did not reproduce well the values of maximum and minimum concentration. In a fourth step, using the month time averages based on January 2009 simulation was assessed the concentration of  $O_3$ . Besides the good agreement with the two stations, the analysis showed that both the observed and simulated values of  $O_3$  did not approach zero at night, when the minima occur. The fifth and final step was presented a quantitative preliminary study of the effect of biofuel in the concentrations of  $O_3$  in RMPA, revealing that there was little difference between a simulation using 0% and the other using 20% biodiesel.



Keywords: tropospheric ozone, numerical modeling, pollutant dispersion, WRF/Chem.

## Lista de Figuras

	Pág.
Figura 1	Estrutura química do ozônio (O <sub>3</sub> )..... 25
Figura 2	Perfil do O <sub>3</sub> estratosférico sobre latitudes médias do hemisfério Norte (35°N), medido pelo satélite com o espectrômetro da <i>Jet Propulsion Laboratory</i> FTIR ( <i>Fourier transforminfrared</i> ). (Fonte:SEINFELD and PANDIS, 1998)..... 27
Figura 3a	Principais fontes de NOx..... 28
Figura 3b	Principais fontes de VOC..... 28
Figura 4	Área de estudo - Região Metropolitana de Porto Alegre..... 38
Figura 5a	Domínio da simulação..... 43
Figura 5b	Orografia da região coberta pelas grades computacionais Dados da Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM/NASA) 43
Figura 6	Detalhamento das áreas urbanas da RMPA a partir do AutoCAD..... 46
Figura 7	Detalhamento das áreas urbanas da RMPA a partir do AutoCAD..... 48
Figura 8	Grade computacional convertida em graus de latitude e longitude..... 49
Figura 9	Grade computacional sobre a RMPA e detalhamento das áreas de maior emissão veicular..... 49

Figura 10	Etapas para gerar a informação das emissões em formato binário ao modelo WRF/Chem.....	50
Figura 11a	Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 12 GMT (09 HL). Fonte:CPTEC/INPE.....	52
Figura 11b	Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 00 GMT (21 HL). Fonte:CPTEC/INPE.....	52
Figura 12	Localização da estação de monitoramento em Esteio (FEPAM) e em Porto Alegre (INMET).....	53
Figura 13	Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	54
Figura 14	Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade externa.....	54
Figura 15	Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	55
Figura 16	Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade externa. ....	56
Figura 17	Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	57
Figura 18	Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade externa.....	57
Figura 19	Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna. ....	59
Figura 20	Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade interna. ....	59
Figura 21	Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.....	60
Figura 22	Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade interna.....	60

Figura 23	Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.....	61
Figura 24	Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade interna.....	61
Figura 25	Evolução da altura da camada limite planetária simulada pelo WRF na localidade da estação de Esteio (FEPAM).....	63
Figura 26	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009.....	65
Figura 27	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	66
Figura 28	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009.....	66
Figura 29	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 06 de janeiro de 2009.....	67
Figura 30	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	67
Figura 31	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	68
Figura 32	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009.....	68
Figura 33	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	69
Figura 34	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	69
Figura 35	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	70
Figura 36	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	70
Figura 37	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	71
Figura 38	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	71

Figura 39	Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	72
Figura 40	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	73
Figura 41	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	73
Figura 42	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009. ....	74
Figura 43	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 06 de janeiro de 2009. ....	74
Figura 44	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	75
Figura 45	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	75
Figura 46	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	76
Figura 47	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	76
Figura 48	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	77
Figura 49	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	77
Figura 50	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	78
Figura 51	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	78
Figura 52	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	79
Figura 53	Concentração de O <sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	79
Figura 54	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	80
Figura 55	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	81

Figura 56	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009. ....	81
Figura 57	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 06 de janeiro de 2009. ....	82
Figura 58	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	82
Figura 59	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	83
Figura 60	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	83
Figura 61	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	84
Figura 62	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	84
Figura 63	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	85
Figura 64	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	85
Figura 65	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	86
Figura 66	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	86
Figura 67	Concentração de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	87
Figura 68	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	88
Figura 69	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 05 de janeiro de 2009. ....	88
Figura 70	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009. ....	89
Figura 71	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 06 de janeiro de 2009. ....	89
Figura 72	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	90

Figura 73	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 07 de janeiro de 2009. ....	90
Figura 74	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	91
Figura 75	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 08 de janeiro de 2009. ....	91
Figura 76	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	92
Figura 77	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 09 de janeiro de 2009. ....	92
Figura 78	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	93
Figura 79	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 10 de janeiro de 2009. ....	93
Figura 80	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	94
Figura 81	Concentração de NO <sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 11 de janeiro de 2009. ....	94
Figura 82	Comparação entre O <sub>3</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade externa..	96
Figura 83	Comparação entre O <sub>3</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	96
Figura 84	Comparação entre O <sub>3</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para grade interna.....	97
Figura 85	Comparação entre O <sub>3</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para grade interna.....	97
Figura 86	Comparação entre NO <sub>x</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	99
Figura 87	Comparação entre NO <sub>x</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.....	99
Figura 88	Comparação entre HCT simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade externa. ....	100

Figura 89	Comparação entre HCT simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade interna. ....	101
Figura 90	Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	102
Figura 91	Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.....	102
Figura 92	Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.....	103
Figura 93	Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade interna...	103
Figura 94	Localização da estação de monitoramento de Esteio (FEPAM) em relação à BR116 e à REFAP/PETROBRAS. Fonte: Google Earth.....	106
Figura 95	Comparação entre médias horárias mensais simuladas (preto) e observadas (cinza) para a estação de Esteio.....	107
Figura 96	Comparação entre médias horárias mensais simuladas (preto) e observadas (cinza) para a estação de Porto Alegre.	107
Figura 97	Comparação entre concentração de O <sub>3</sub> utilizando emissão total, D100 e B20, de acordo com a Tabela 11: a) Esteio e b) ESEF.....	109



## Lista de Tabelas

Tabela 1	Característica física do ozônio (O <sub>3</sub> ).....	Pág. 26
Tabela 2	Índice de qualidade do ar. Fonte: CONAMA.....	29
Tabela 3	Características do domínio da simulação e opções de configuração WRF/Chem.....	43
Tabela 4	Distribuição da frota veicular por categoria e em número de veículos na RMPA.....	44
Tabela 5	Consumo de combustível na RMPA.....	45
Tabela 6	Taxas de emissão para a RMPA.....	45
Tabela 7	Porcentagem de emissão de hidrocarboneto particionado por espécie.....	47
Tabela 8	Análise estatística das variáveis meteorológicas simuladas pelo modelo WRF, referentes a grade externa.....	58
Tabela 9	Análise estatística das variáveis meteorológicas simuladas pelo modelo WRF, referente a grade interna.....	62
Tabela 10	Análise estatística das concentrações de O <sub>3</sub> , CO, NO <sub>x</sub> e HCT simuladas pelo WRF/Chem, para as estações de Esteio e Porto Alegre (PA).....	104
Tabela 11	Taxas de emissão para a RMPA (ton/ano): “Total” considera todos os combustíveis (Tab. 5), “D100” considera somente diesel com mistura de 0% de biodiesel e “B20” considera somente diesel com mistura de 20% de biodiesel.....	109

## Lista de Anexos

	Pág.
Anexo A	Imagem das áreas urbanas da RMPA, retirada da Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional (METROPLAN)..... 117
Anexo B	Imagens do satélite GOES 10..... 118
Anexo C	Cartas sinóticas de superfície..... 122

## **Lista de Siglas e Abreviaturas**

AFWA - *Air Force Weather Agency*

ANFAVEA - Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores

ANP - Agência Nacional do Petróleo

BEIS - *Biogenic Emissions Inventory System*

BRAMS - *Brazilian Regional Atmospheric Modeling System*

CALGRID - *Californian Grid Model*

CAMx - *Comprehensive Air quality Model with extensions*

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CPTEC - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos

DETRAN/RS - Departamento de Trânsito

FAA - *Federal Aviation Administration*

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler

FSL - *Forecast System Laboratory*

GOES - Geostacionary Operational Environmental Satellite

IBGE - Instituto Brasileiro de Geometria e Estatística

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

INMET - Instituto Nacional de Meteorologia

MADE - *Modal Aerosol Dynamics Model for Europe*

*MATCH – Model of Atmospheric Transport and Chemistry*

*MM5 - Mesoscale Model*

*MOSAIC - Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry*

*MOZART4 - Model for OZone And Related chemical Tracers – Version 4*

*NASA - National Aeronautics and Space Administration*

*NCEP - National Center for Environmental Prediction*

*NCAR - National Center for Atmospheric Research*

*NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration*

*RETRO - REanalysis of the TROpospheric chemical composition*

*WRF - Weather Research and Forecast*

*U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency*

*SRTM - Shuttle Radar Topographic Mission*

## Sumário

	Pág.
1 INTRODUÇÃO.....	22
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	25
2.1 Ozônio na Baixa Atmosfera.....	25
2.2 Modelagem da Formação de Ozônio.....	31
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	38
3.1 Descrição do Local de Estudo.....	38
3.2 Descrição do Modelo WRF/Chem.....	39
3.3 Descrição do Modelo MOZART-4.....	41
3.4 Características da Simulação.....	42
3.4 Inventário de Emissões.....	44
3.5 Método para localização das fontes de emissão.....	47
4 RESULTADOS PRELIMINARES .....	51
4.1 Simulação das condições meteorológicas.....	51
4.2 Simulação das espécies químicas.....	72
4.3 Avaliação Mensal.....	106
4.4 Análise da introdução do Biodiesel.....	107
5 CONCLUSÕES.....	110
6 REFERÊNCIAS.....	112
7 ANEXOS.....	116

## 1 INTRODUÇÃO

A palavra "poluição" vem do Latin *pollutus*, que significa não limpo ou sujo. Uma maneira para definir a poluição do ar consiste em um estado da atmosfera na qual substâncias estão presentes em concentrações maiores que em um ambiente normal (atmosfera limpa). A concentração de um poluente é a razão entre a quantidade ou a massa deste e o volume da solução em que esse composto se encontra dissolvido, que neste estudo é o ar. Esta concentração vai depender da taxa em que este poluente é emitido e os processos de produção e remoção. As substâncias poluidoras podem ser de origem natural ou antropogênica e podem estar no estado gasoso, líquido ou sólido.

A compreensão das origens das emissões dos poluentes é requisito importante para a definição de estratégias eficientes de melhoria da qualidade do ar. Dependendo do nível em que esses poluentes se encontram na atmosfera, podem produzir efeitos significativos nos seres humanos, animais, vegetais, como também em materiais (SEINFELD, 1986). Esses efeitos adversos e indesejáveis podem resultar de uma rápida ou curta exposição a altas concentrações ou durante um longo período com baixos níveis de concentração.

Atualmente, um dos maiores problemas originados pela poluição do ar em áreas urbanas é o provocado por oxidantes fotoquímicos, sendo o principal deles o ozônio ( $O_3$ ), incluindo outras espécies como dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ), peroxiacetilnitrato (PAN) e peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ). O ozônio em superfície é formado por uma série de reações fotoquímicas complexas entre óxidos de nitrogênio ( $NO_x = NO + NO_2$ ) e compostos orgânicos voláteis (VOCs) na presença de luz solar (Derwent et al., 2003). Os automóveis são as principais fontes de emissão dos precursores de ozônio (ATKINSON-PALOMBO et al., 2006), não descartando a contribuição destes por fontes estacionárias (TAO et al., 2005).

O decréscimo de oxidantes fotoquímicos pode ser obtido pelo controle de seus precursores  $\text{NO}_x$  e VOCs (SEINFELD e PANDIS, 1998). O controle da redução do ozônio envolve principalmente as emissões de fontes móveis, que resulta em uma melhora proporcional da qualidade do ar. Entretanto, dependendo do estado inicial da atmosfera, é possível aumentar, diminuir ou não alterar os níveis dos oxidantes fotoquímicos, partindo de uma estratégia simples baseada numa redução das emissões dos precursores.

Muitas medidas têm sido tomadas por órgãos governamentais de todo mundo com o intuito de diminuir a quantidade de emissão na atmosfera. O Brasil possui uma lei (n° 11.097) desde 2005, que objetiva incrementar a participação dos biocombustíveis na matriz energética nacional, na qual determina a adição de 2% de biodiesel à mistura de combustível no prazo de três anos, e 5% depois de oito anos da publicação da lei. Esta lei, além de favorecer o quadro energético do país, pode ajudar na redução das emissões da queima de combustíveis automotivos, dando uma contribuição para a diminuição da poluição dos oxidantes fotoquímicos em grandes centros do Brasil. Mas até então, não existe nenhum estudo que quantifique a influência desta mudança no combustível no que diz respeito às concentrações dos poluentes na atmosfera.

Em função do aumento na taxa de urbanização e do desenvolvimento industrial durante as últimas décadas, é provável que tenha ocorrido acréscimo nas emissões atmosféricas de precursores de ozônio nas regiões do Brasil altamente urbanizadas e desenvolvidas. No Estado do Rio Grande do Sul a Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) é uma delas, por ser caracterizada por diferentes tipologias industriais, incluindo diversas fontes estacionárias: indústrias siderúrgicas, termoelétricas e incineradores. No entanto, a maior contribuição é originária de fontes móveis; cerca de 620 mil automóveis circulam na região, o que representam 20% do total de 3,1 milhões de veículos da frota total no Estado (TEIXEIRA et al., 2007).

O conhecimento sobre a poluição atmosférica bem como as ferramentas capazes de quantificar os impactos das diversas fontes de poluição evoluíram significativamente durante os últimos anos. Tal fato tem auxiliado poderes decisórios em muitas partes do mundo a reverter tendências de crescimento de emissões, pelo menos para alguns dos poluentes tradicionalmente mais relevantes (AMANN, 2001).

No que diz respeito ao estudo de emissão, transporte, deposição e concentração de poluentes na atmosfera, a modelagem numérica é um dos métodos mais importantes para o estudo da poluição fotoquímica. Modelos têm sido aplicados, recentemente, em diversas áreas urbanas, como a Cidade do México (México), Xangai, Hong Kong (China) e São Paulo (Brasil), para uma melhor avaliação da qualidade do ar.

Dentro da importância descrita acima, este trabalho tem como objetivo geral estudar o comportamento das concentrações de ozônio ( $O_3$ ) de superfície, óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ), monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos (HCs) na RMPA, através de simulações numéricas. Um objetivo adicional é realizar uma avaliação preliminar da introdução do biodiesel sobre a concentração de  $O_3$  na RMPA. O modelo utilizado é o WRF/Chem (*Weather Research and Forecasting/Chemical*), o qual é implementado sobre uma área cobrindo o Estado do Rio Grande do Sul, dando ênfase às fontes móveis da RMPA. Para a validação do modelo, os resultados são comparados com dados de concentração obtidos pelo monitoramento da qualidade do ar na RMPA. As informações do inventário de emissões bem como os dados de concentração são disponibilizadas pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM).

O presente trabalho propiciará informações relativas à formação dos contaminantes atmosféricos, promovendo o conhecimento do transporte e reações fotoquímicas na RMPA. A compreensão das origens dos poluentes é requisito importante para a definição de estratégias eficientes de melhoria da qualidade do ar em grandes áreas urbanas. Diante disso, este trabalho possibilitará um melhor entendimento da formação fotoquímica de ozônio em uma importante região metropolitana do país.



## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Ozônio na Baixa Atmosfera

O ozônio ( $O_3$ ) (do grego: o que tem odor) é um gás muito reativo, cujas moléculas, de difícil solubilidade na água, são compostas de três átomos de oxigênio (O) (Fig. 1). É um gás à temperatura ambiente, instável, altamente reativo e oxidante, diamagnético. O gás liquefaz à temperatura de  $-111,9^\circ C$  e possui ponto de congelamento a  $-251,4^\circ C$ . O  $O_3$  possui coloração azul-pálida, atingindo coloração azul-escura quando transita para o estado líquido.

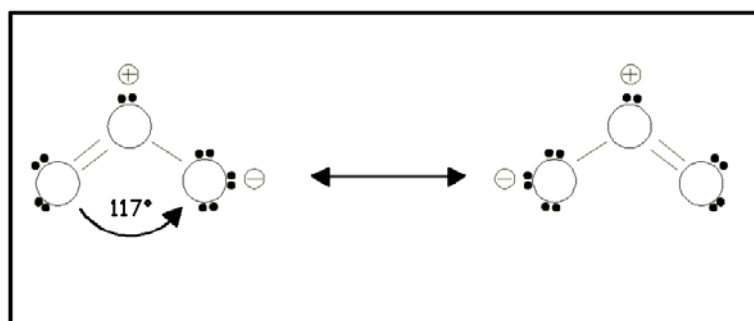


Figura 1 - Estrutura química do ozônio ( $O_3$ ).

Uma notável característica deste gás é sua capacidade de absorver luz solar na faixa do ultravioleta, o que o torna um 'escudo' natural da Terra (camada de ozônio) para os seres humanos e a outras formas de vida, para o qual esses raios são nocivos. A produção natural de ozônio ocorre com a colisão de uma molécula de  $O_2$  com um átomo de oxigênio. Sua destruição não-catalítica se deve ao fato dele absorver a radiação ultravioleta solar, sendo destruído por esse processo ou por reações com átomos de oxigênio. A destruição catalítica do ozônio ocorre devido à existência de átomos e moléculas, chamados de catalisadores, que reagem

eficientemente com o ozônio retirando um átomo de oxigênio de sua estrutura molecular. Este poluente é formado também em toda a parte inferior da atmosfera terrestre através de uma série de reações químicas envolvendo os precursores do ozônio e a luz solar, como os compostos orgânicos voláteis (VOC) e óxidos de Nitrogênio (NOx). Monóxido de carbono (CO) e metano (CH<sub>4</sub>) também contribuem para a formação de ozônio. Estes precursores são emitidos a partir de uma variedade de fontes artificiais, incluindo instalações industriais, usinas, aterros sanitários, e veículos motorizados. Emissões dos precursores provenientes de fontes naturais, tais como os relâmpagos, o solo e as árvores também contribuem para a formação do ozônio. O O<sub>3</sub> também se caracteriza pelo seu alto potencial de oxidação, que em presença de materiais inorgânicos ou orgânicos ocasiona a destruição deste. (tab. 1)

Tabela 1 - Característica física do ozônio (O<sub>3</sub>).

Massa molar relativa	48
Ponto de fusão	-251,4°C
Ponto de ebulição	-111,9°C
Densidade (0°C, 1013 hPa)	2,14 g/l
Fator de conversão (0°C, 1013 hPa)	1 ppb = 2,14 µg/m <sup>3</sup>

O O<sub>3</sub> é um gás residual que é produzido naturalmente em pequenas quantidades na atmosfera terrestre. Este gás está presente tanto na estratosfera quanto na troposfera em concentrações e razões de mistura diferentes (Fig. 2). A figura 2 mostra os perfis de concentração e de razão de mistura do O<sub>3</sub> na latitude de 35° N em setembro de 1996. Nota-se que os máximos da concentração e da razão de mistura ocorrem em diferentes altitudes. O valor máximo da concentração ocorre entre 20 e 30 km enquanto que para a razão de mistura ocorre entre 30 e 40 km. Uma quantidade significativa de ocorrência natural de O<sub>3</sub>, cerca de 10-15% do total da atmosfera, é encontrada na troposfera (FISHMAN, 1992).

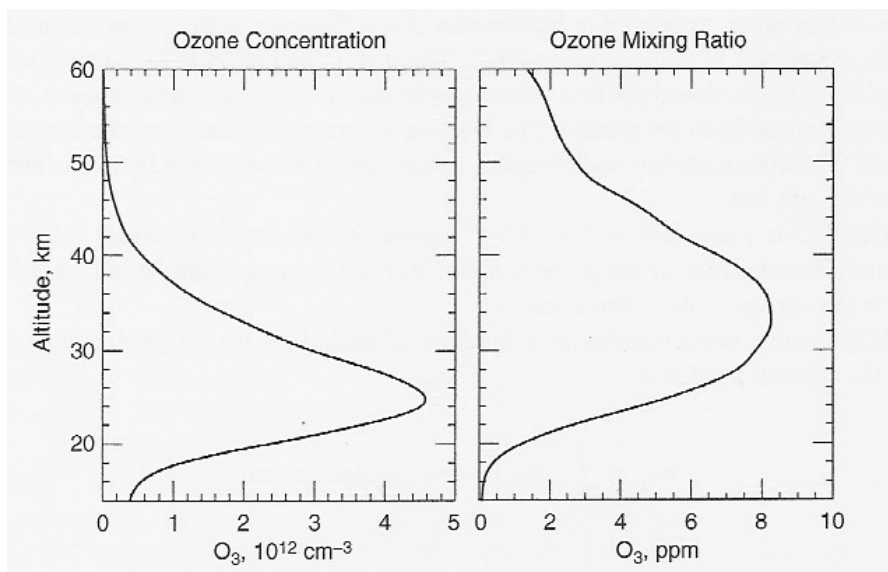


Figura 2 – Perfil do O<sub>3</sub> estratosférico sobre latitudes médias do hemisfério Norte (35° N), medido pelo satélite com o espectrômetro da *Jet Propulsion Laboratory FTIR (Fourier transform infrared)*.

(Fonte:SEINFELD and PANDIS, 1998)

A tentativa de explicar a base química da existência de O<sub>3</sub> na estratosfera começou há aproximadamente 85 anos atrás. Nos últimos 40 anos, no entanto, enquanto aumentava o entendimento sobre o papel de outras espécies atmosféricas precursoras do O<sub>3</sub>, ficou claro que as substâncias antropogênicas emitidas tinham o potencial de reduzir os níveis naturais do O<sub>3</sub> estratosférico. No mesmo período, foi descoberto que as mesmas emissões antropogênicas podem levar a um acréscimo no O<sub>3</sub> na troposfera. Ao passo que o O<sub>3</sub> estratosférico é essencial para o bloqueio da radiação ultravioleta, o O<sub>3</sub> no nível da superfície pode, em elevadas concentrações, levar a efeitos nocivos à saúde dos seres humanos. Esse duplo papel paradoxal do O<sub>3</sub> na atmosfera, na ocasião, deu ao O<sub>3</sub> estratosférico o título de “bom” ozônio e ao O<sub>3</sub> troposférico o título de “mal” ozônio.

A maior parte do O<sub>3</sub> (aproximadamente 90%) encontra-se na estratosfera, principalmente na altura entre 20 e 25 km (“Camada de Ozônio”). Nesta camada o ozônio absorve uma grande quantidade da radiação ultravioleta do sol, impedindo que a faixa do espectro da luz solar prejudicial aos seres vivos chegue à superfície da terra. O O<sub>3</sub> existente na baixa atmosfera (troposfera), em determinadas situações, tem um efeito prejudicial aos seres humanos, animais e plantas. Existem alguns fatores que contribuem negativamente para o agravamento das concentrações do

poluente nas proximidades do solo, principalmente nos meses de verão, onde a insolação intensiva e o suprimento suficiente das substâncias antropogênicas podem atingir valores que são prejudiciais a saúde dos seres humanos.

O O<sub>3</sub> troposférico pode ser tanto de origem natural quanto antropogênico, onde esta última representa uma parcela considerável. A formação de O<sub>3</sub> em uma atmosfera sobre uma região urbana está condicionada às emissões de NO<sub>x</sub> e VOCs. Emissões de instalações industriais e de utilidades elétricas, exaustão de veículos motorizados, vapor de gasolina e solventes químicos são uma das principais fontes de NO<sub>x</sub> e VOCs. As Figs. 3a e 3b representam a porcentagem das principais fontes dos precursores do ozônio troposférico.

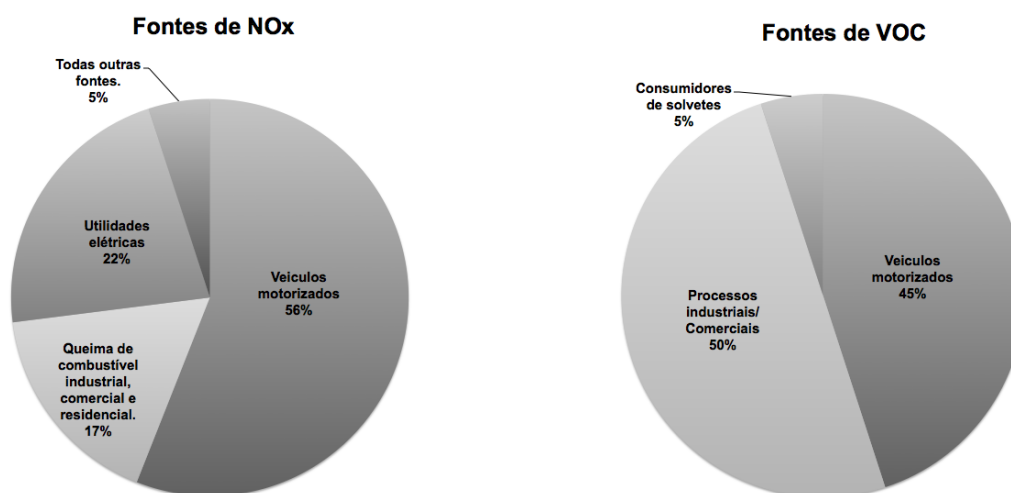


Figura 3a- Principais fontes de NOx.

Figura 3b- Principais fontes de VOC.

(Fonte: *United States Environment Protection Agency - U.S. EPA.*)

Pelo fato de envolver duas classes de precursores, uma questão importante é saber quanto de variação desses compostos é necessário para haver uma mudança na quantidade de formação de O<sub>3</sub>. Principalmente através do desdobramento da tropopausa na primavera e outono, o ozônio pode ser transportado da estratosfera até a camada de mistura, a uma altura de 1 - 2 km. Betts et al. (2000) mostraram que os *downdrafts* convectivos, que trazem o ar da baixa e média troposfera para a superfície, com baixas temperaturas potencial equivalentes, também transportam altas concentrações de O<sub>3</sub>.

A Resolução CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) nº 03 define como [...] “padrões de qualidade do ar as concentrações de poluentes atmosféricos que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde, a segurança e o bem-estar da

população, bem como ocasionar danos à flora e à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral” (CONAMA nº 03, 1990).

Ainda, segundo esta resolução fica estabelecida os conceitos de padrões primários e padrões secundários de qualidade do ar. Assim, o padrão primário de qualidade do ar se refere àquelas concentrações de poluentes que, ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população, enquanto o padrão secundário de qualidade do ar é definido como as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna, à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral (RESOLUÇÃO CONAMA nº 03/90). A tab. 2 apresenta o índice de qualidade do ar para o ozônio.

Tabela 2 – Índice de qualidade do ar. Fonte: CONAMA

Qualidade	Índice	Ozônio (ppm)	Significado
Boa	0 - 50	0 – 0,040	Praticamente não há riscos à saúde.
Regular	51-100	0,040 – 0,081	Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas), podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço. A população, em geral, não é afetada.
Inadequada	101 – 199	0,081 – 0,102	O indivíduo pode experimentar sintomas nas vias respiratórias (tosses e dores ao respirar).
Má	200 – 299	0,102 – 0,408	Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas), podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço. A população, em geral, não é afetada.
Péssima	maior que 299	maior que 0,408	Toda a população pode apresentar sérios riscos de manifestações de doenças respiratórias e cardiovasculares. Aumento de mortes prematuras em pessoas de grupos sensíveis.

Para a substância química ozônio os limites de concentração, nas camadas inferiores da atmosfera ou troposfera, referem-se tanto ao padrão primário quanto ao secundário. A Resolução CONAMA nº 03/90 estabelece, para o ozônio, a média

máxima referente a 1 (uma) hora de concentração o valor de zero virgula zero oitenta e uma partes por milhão de ar (0,081 ppm), que não deve ser excedida mais de uma vez por ano.

A concentração de  $O_3$  na atmosfera é influenciada por fatores meteorológicos, como intensidade da radiação solar, temperatura, velocidade e direção dos ventos e pela concentração dos precursores. Observações realizadas por Pudasainee et al. (2006) têm revelado que as concentrações de  $O_3$  aumentam com a intensidade de radiação e a elevação de temperatura. Poluentes primários responsáveis pela formação de  $O_3$  podem ser transportados de áreas urbanas e industriais a outras áreas, localizadas a distâncias remotas das fontes de poluição. Diante disso, a variação de  $O_3$  próximo à superfície pode ser considerada não somente em relação ao local das estações onde estão sendo realizadas as medidas de amostragem, mas também a nível regional. Em áreas urbanas, a produção de  $O_3$  fotoquímico pode aumentar com a emissão de  $NO_x$ , sendo assim menos sensível com a emissão de VOCs, como encontrado por Mazzeo et al. (2005) quando estudou esse poluente em Buenos Aires. Estes mesmos autores reportam que, contendo  $NO_x$  na atmosfera, a formação de  $O_3$  é dependente do mês e da taxa de emissão deste composto.

De acordo com as agências ambientais, tem sido enfatizado o controle da redução do ozônio envolvendo principalmente as emissões de fontes móveis. Historicamente, a maior parte das medidas de controle de poluição de  $O_3$  baseia-se no fato de que a redução nas emissões dos precursores leva a uma melhora proporcional da qualidade do ar. Entretanto, é possível aumentar, diminuir ou não alterar os níveis dos oxidantes fotoquímicos, dependendo do estado inicial da atmosfera, partindo de uma estratégia simples baseada numa redução das emissões dos precursores.

A camada limite planetária exerce uma importante função para determinar o nível de concentração de um poluente. A troposfera se estende desde a superfície até uma altitude média de 11 km, mas apenas os quilômetros mais baixos são influenciados pela superfície da terra. Podemos definir camada limite planetária como sendo a parte da troposfera que é diretamente influenciada pela presença da superfície terrestre, e responde as forçantes da superfície em uma escala espacial de uma hora ou menos. Essas forçantes incluem arrasto, evaporação e transpiração,

transferência de calor, emissão de poluentes e modificação do fluxo induzido pelo terreno (STULL, 1988).

No Brasil, estudos sobre os oxidantes fotoquímicos no ambiente são escassos. Entre estes trabalhos pode-se mencionar os realizados por Ynoue (1999), Grosjean et al. (1998), Cardoso (1997) e Andrade et al. (1996). Face ao acima exposto, o presente estudo é importante para o Sul do Brasil, pois é uma região onde a ocorrência de condições meteorológicas desfavoráveis para a dispersão, como inversões térmicas junto à superfície, podem causar altas concentrações de poluentes.

## 2.2 Modelagem da Formação de Ozônio

Os processos que governam o transporte e a dispersão de poluentes são numerosos e complexos não sendo possível descrevê-los sem a utilização dos modelos matemáticos, instrumentos indispensáveis para a gestão ambiental (TIRABASSI, 2005).

Dentro desse contexto, a simulação numérica é um dos métodos mais importantes para o estudo da poluição fotoquímica na atmosfera. Entretanto, a simulação e previsão da qualidade do ar é um processo complexo e não linear, pois envolve fatores meteorológicos e processos químicos; na atmosfera real estes processos são acoplados. De uma maneira geral, os modelos de dispersão usam equações matemáticas que calculam concentrações em vários locais, descrevendo a dinâmica e a termodinâmica da atmosfera, a dispersão de poluentes e de substâncias químicas, além dos processos físicos e químicos dentro da pluma.

Nos modelos matemáticos, a aproximação teórica ao problema é subdividida em duas formulações: Euleriano e Lagrangiano. Na formulação Euleriana, considera-se o movimento do fluido observado a um sistema de referência fixo (em relação à Terra). Normalmente, esta aproximação se baseia na resolução numérica da equação da conservação de massa discretizada sobre uma grade espaço-temporal fixa. Na formulação Lagrangiana, é utilizado um sistema de referência que segue o movimento da atmosfera. Atualmente, fazem parte desta classe todos os modelos que acompanham a nuvem de poluentes em "elementos" discretos, como segmento *puff* ou partículas fictícias.

O presente estudo requer um modelo de qualidade do ar capaz de simular não somente o transporte e dispersão de poluentes, mas também a função de compostos secundários por reações químicas (BRASSEUR et al., 2003). Nestes casos, os modelos Eulerianos são os mais indicados, pois descrevem estes problemas com mais facilidade (matemática e computacional). Neste contexto, existem poucos estudos relacionados à dispersão e reação química sobre áreas urbanas. Para uma melhor avaliação da qualidade do ar, aplicações foram realizadas em algumas regiões altamente urbanizadas, como a Cidade do México (México), Xangai e Hong Kong (China) (TIE et al., 2006 e 2009; GENG et al., 2006; JIANG et al., 2008).

Tie et al. (2006) estudaram a formação dos oxidantes fotoquímicos na Cidade do México, usando o WRF/Chem. Foram implementadas no modelo emissões horárias de 17 espécies químicas incluindo  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}$  e 14 hidrocarbonetos. As medidas de superfície foram obtidas através de 20 estações distribuídas pelo centro da cidade. Foi utilizado um domínio de 190 km x 200 km, com resolução horizontal de 3 km x 3 km e 31 níveis na vertical. As simulações foram realizadas para um estudo de caso compreendendo o período entre 6 e 11 de maio de 2003. Este período foi escolhido devido à ocorrência de céu claro, caracterizado por uma condição favorável a ação dos oxidantes fotoquímicos e uma forte concentração de  $\text{O}_3$ . Os resultados foram avaliados mediante a comparação dos dados modelados com os observados pelas estações de superfície. A magnitude e o tempo de simulação diurna do ciclo de  $\text{O}_3$ ,  $\text{CO}$  e  $\text{NO}_x$ , e o máximo e o mínimo de concentração de  $\text{O}_3$  foram em geral consistentes com as observações em superfície. Os autores concluíram, baseado na análise dos resultados, que a forte variação do ciclo de  $\text{O}_3$  foi principalmente atribuída a variações fotoquímicas, enquanto o ciclo diurno de  $\text{CO}$  e  $\text{NO}_x$  ocorreu devido às variações de emissões e da altura da camada limite planetária.

Geng et al. (2006) estudaram as concentrações de VOC e de  $\text{O}_3$  observadas em uma estação de qualidade do ar instalada na cidade de Xangai, de 15 à 26 novembro de 2005. Neste período, houve uma forte variação diurna e de dia para dia na razão de mistura desses poluentes. Esses dados foram separados em dois períodos por possuírem características distintas. De 15 a 21 de novembro, foi determinado o primeiro período, caracterizado por uma variação diurna de  $\text{O}_3$  que teve um padrão irregular, com máximas concentrações de apenas 20 - 30 ppbv. De



21 a 26 de novembro, foi determinado o segundo período, que se caracterizou por uma forte variação diurna na concentração de  $O_3$ , com concentrações máximas entre 40 - 80 ppbv durante o dia e concentrações mínimas durante a noite. A concentração de VOC mudou rapidamente de 30 - 50 ppbv durante o primeiro período para 80 - 100 ppbv durante o segundo período. Foi utilizado o modelo WRF/Chem para estudar as causas da formação e da variabilidade do ozônio sobre uma região na China chamada de *Yangtze River Delta*. O domínio de simulação foi configurado com 1200 km x 1200 km, resolução horizontal de 12 km x 12 km e 31 níveis na vertical. A modelagem mostrou que as condições meteorológicas eram distintas entre os dois períodos e esse foi um fator determinante para as diferentes concentrações de  $O_3$  e VOCs. Durante o primeiro período, as condições meteorológicas foram caracterizadas por ventos fortes em superfície e céu encoberto por nuvens, resultando em uma camada limite planetária alta durante a noite e um rápido transporte de poluentes. Em contraste, o segundo período caracterizou-se por céu limpo e ventos fracos em superfície, resultando em uma baixa altura para camada limite planetária e lento transporte de poluentes durante a noite. Este trabalho mostrou a eficiência do modelo WRF/Chem na modelagem de ozônio troposférico.

Jiang et al. (2008) investigaram um episódio de forte e contínua poluição fotoquímica durante o tufão *Nari* sobre a cidade de Hong Kong, de 14 a 19 de setembro de 2001. Neste período, 11 estações regionais de monitoramento da qualidade do ar estavam em funcionamento. Foram observadas altas concentrações de  $O_3$ , CO e  $NO_x$ , onde a máxima concentração de  $O_3$  atingiu 191 ppbv e a visibilidade atmosférica caiu para 1,8 km. As simulações foram realizadas com o modelo WRF/Chem com 3 domínios aninhados: o domínio 1 (grade externa), com 81 x 61 pontos e resolução de 75 km, cobriu toda a região da China, Japão e península Coreana; o domínio 2, com 97 x 61 pontos e resolução de 25 km, cobriu parte do sul da China e a Ilha de Taiwan; o domínio 3 (grade interna), com 61 x 61 pontos e resolução de 8,33 km, compreendeu a região da China denominada *Pearl River Delta*. Foram considerados 31 níveis para as grades na vertical, com num total de 10 níveis na camada limite planetária. Foram utilizados dados de reanálise do *National Center for Environmental Prediction* (NCEP) ( $1^\circ \times 1^\circ$ ) como condições de contorno. O melhor coeficiente de correlação entre os valores de concentração simulada e o observada de  $O_3$  foi de 0,84. A simulação mostrou as condições meteorológicas com altas temperaturas, baixa umidade relativa, forte radiação solar, uma corrente de ar

do quadrante norte e uma camada limite estável, o que resultou na formação e contínua poluição fotoquímica.

Mais recentemente, Tie et al. (2009) utilizaram o modelo WRF/Chem para analisar a rápida mudança de  $O_3$  e de seus percussores durante um período de dez dias na cidade Xangai. Neste estudo, foi observada uma rápida mudança de  $O_3$  que ocorreu durante os dias 02 a 11 de agosto de 2007. Durante os dez dias, foi registrado um máximo decréscimo de  $O_3$  de 100 - 130 ppbv para 20 - 30 ppbv no período diurno. Os dados das medições de superfície foram coletados em 5 estações sobre a cidade de Xangai. O WRF/Chem foi utilizado com um domínio de 600 km x 600 km e resolução horizontal de 6 km x 6 km. Os resultados mostraram que as magnitudes calculadas e a variação diurna de  $O_3$  aproximaram-se dos resultados medidos na área urbana, mas foram subestimados em uma estação instalada na área rural nas proximidades de uma indústria de petróleo. O cálculo da rápida mudança na concentração de  $O_3$ , de seus precursores e dos aerossóis foram consistentes com os dados medidos, sugerindo que o modelo é capaz de captar a rápida mudança de  $O_3$ . Na análise do modelo, as condições atmosféricas tiveram grande importância no controle de  $O_3$  em superfície. Durante o verão, existe um sistema de alta pressão subtropical persistente ao Sul de Xangai sobre o Oceano Pacífico (SUBH). Durante o período de 2 a 5 de agosto, observou-se que a SUBH estava enfraquecida, resultando em ventos calmos à superfície. Como havia ventos fracos, foi possível observar a existência de uma brisa marítima, que gerou um padrão cíclico nas direções do vento. Como resultado, foi observada a formação de altas concentrações de  $O_3$  sobre a região. No período de 6 a 11 de agosto, a SUBH ganhou força, resultando no aumento da velocidade do vento em superfície e consequentemente no rápido transporte de poluentes, diminuindo as concentrações de  $O_3$  sobre a cidade de Xangai. Esse estudo mostrou que o WRF/Chem é uma boa ferramenta para avaliar fortes variações na concentração de  $O_3$ .

No Brasil, são poucos os estudos nessa área, podendo-se mencionar o trabalho de Freitas et al. (2005) que avaliou o modelo BRAMS para a Região Metropolitana de São Paulo. Foram realizadas comparações entre os dados de concentração de poluentes em superfície provenientes de quatro estações automáticas para monitoramento da qualidade do ar e os resultados de modelagem. O modelo BRAMS foi configurado com duas grades aninhadas: a grade externa, com

um domínio de 448 km x 448 km e resolução horizontal de 16 km x 16 km e a grade interna com um domínio de 168 km x 168 km e resolução de 4 km x 4 km. As duas grades foram configuradas com 33 níveis verticais. O primeiro período de simulação foi de 2 a 5 agosto de 1999 e o segundo período foi de 11 a 14 de agosto de 1999. De uma maneira geral, houve uma boa concordância entre valores de concentração simulados e observados, com um coeficiente de correlação acima de 0,7 para todas as estações consideradas.

Dallarosa et al. (2007) simularam a concentração de ozônio e de seus precursores em uma região influenciada pela termoeletrica de Candiota - RS. A simulação fotoquímica foi conduzida em dois períodos distintos: no verão (de 24 a 26 de janeiro de 2003) e no inverno (de 10 a 12 de agosto de 2004). O modelo RAMS (*Regional Atmospheric Modelling System*) foi utilizado para a obtenção dos campos meteorológicos, que foram utilizados como dados de entrada para o modelo fotoquímico CIT. O RAMS foi configurado com aninhamento de duas grades, onde a grade externa tinha 75 x 75 pontos e resolução de 10 km e a grade interna tinha 66 x 38 pontos e resolução de 5 km. Foram usados 30 níveis verticais em coordenadas sigma, com um espaçamento inicial de 50 metros junto a superfície e uma amplificação com um fator de 1,2 acima de 2 mil metros. Os dados de emissões foram baseados em um inventário pré-existente denominado AP-42. Os resultados simulados revelaram altas concentrações de ozônio em períodos com altas temperaturas, altas concentrações de vapor d'água e ventos fracos em superfície. As simulações foram localizadas longe das emissões, favorecendo o tempo de mistura e de reação entre os precursores para a formação do O<sub>3</sub>.

Borrego et al. (2009) apresentaram um estudo com o objetivo de avaliar a poluição fotoquímica sobre a RMPA. Para isso, dois modelos fotoquímicos foram utilizados: CAMx (*Comprehensive Air quality Model with extensions*) e CALGRID (*Californian Grid Model*). Estes dois modelos foram alimentados com dados meteorológicos simulados pelo modelo MM5 (*Meso-scale Model*), para um período de verão. Na simulação meteorológica, foram utilizados os dados de análise do NCEP para a inicialização. O domínio, centrado sobre Porto Alegre, cobria uma área de 600 km x 600 km com resolução horizontal de 12 km x 12 km. A simulação meteorológica foi avaliada através da comparação com os dados observados da estação meteorológica do Aeroporto Salgado Filho e obteve uma boa resposta. Os dados das emissões antropogênicas foram estimados pelo inventário de emissões

globais *REanalysis of the TROpospheric chemical composition* (RETRO). Os modelos químicos não puderam ser avaliados devido à falta de dados de monitoramento da qualidade do ar. Entretanto, a comparação entre os modelos químicos mostraram uma similaridade de comportamento no que diz respeito à simulação do NO<sub>2</sub>, mas algumas discrepâncias com relação à simulação de O<sub>3</sub>. Foi observado que a concentração de O<sub>3</sub> ultrapassa os níveis estipulados pelas metas brasileiras de qualidade do ar.

No Brasil foi sancionada a lei do biodiesel ( nº 11.097, de 13 de janeiro de 2005), “biocombustível derivado de biomassa renovável para uso em motores a combustão interna com ignição por compressão ou, conforme regulamento para geração de outro tipo de energia, que possa substituir parcial ou totalmente combustível de origem fóssil”. O biodiesel substitui total ou parcialmente o óleo diesel de petróleo em motores ciclo diesel automotivos (de caminhões, tratores, camionetas, automóveis, etc) ou estacionários (geradores de eletricidade, calor, etc). Pode ser usado puro ou misturado ao diesel em diversas proporções. A mistura de 2% de biodiesel ao diesel de petróleo é chamada de B2 e assim sucessivamente, até o biodiesel puro, denominado B100. No Brasil não existe nenhum estudo de modelagem computacional relacionado ao impacto que essa mistura de biodiesel possa causar para a qualidade do ar.

Na cidade de Bangucoque (Tailândia) o governo tailandês busca alternativas para ao petróleo importado e pretende utilizar 10% de mistura de biocombustível antes de 2012. Com isso, Milt et al. (2009) realizaram um estudo com o objetivo de analisar a formação de ozônio através de um modelo de trajetória tipo *Box*, avaliando o impacto que essa mudança teria na qualidade do ar. O método utilizado foi o OZIPR (U.S.EPA *United States Environmental Protection Agency*), que é capaz de simular processos químicos e físicos complexos na baixa troposfera através do uso de um modelo de trajetória. Os dados simulados foram comparados com os medidos em estações de monitoramento de qualidade do ar da *Thai Pollution Control Department*. O período escolhido para a simulação foi de quatro dias com altas concentrações de ozônio em janeiro de 2006. Foram, também, simulados cenários futuros para a concentração de O<sub>3</sub> em 2012. Este estudo mostrou que mesmo com a inserção de pequenas quantidades de biocombustível já puderam ser verificados acréscimos de 16 ppbv no pico de formação de ozônio. E na avaliação de um possível cenário para 2012, estimando que haja aumento da frota até 2012, esses

autores notaram que esse acréscimo pode chegar a 48 ppbv na concentração do ozônio.

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição do Local de Estudo

A Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) está localizada no meio-leste do Rio Grande do Sul, o estado mais ao sul do Brasil, compreendendo 31 municípios distribuídos sobre uma área de 9825,61 km<sup>2</sup> (Fig. 4). A população da RMPA é de, aproximadamente, 36% (4,06 milhões de habitantes) da população do Estado (IBGE, 2009). É uma região altamente urbanizada, com uma densidade populacional 414,7 hab./km<sup>2</sup>, e caracterizada por diferentes tipologias industriais, incluindo diversas fontes fixas (refinarias, siderúrgicas, termoeletricas) e fontes móveis (aproximadamente 620 mil veículos circulando).

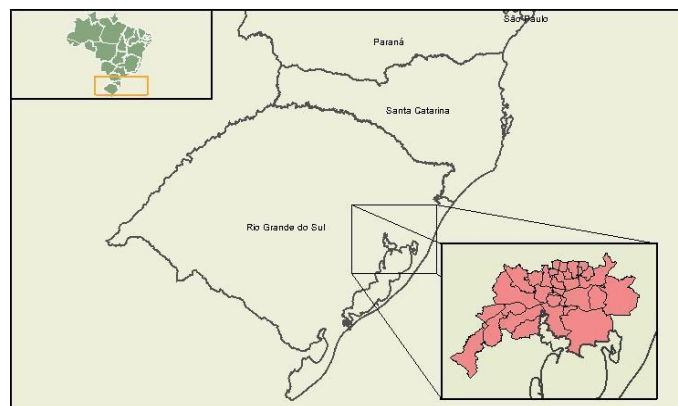


Figura 4 - Área de estudo - Região Metropolitana de Porto Alegre.

A RMPA sofre influência de emissões de diferentes origens: fontes estacionárias como refinarias de óleos, siderúrgicas, petroquímica, termoelétrica e queima de resíduo hospitalar e, de maior relevância, fontes móveis. A frota veicular nesta região compreende 37% da frota de 3,1 milhões de veículos do estado do Rio Grande do Sul, distribuídos nas seguintes categorias: automóveis, camionetes - caminhonetas, ônibus - microônibus, ciclomotores – utilitários motocicletas - motonetas, caminhões e tratores. Existe a predominância da categoria de automóveis, ou seja, cerca de 866.938 unidades (TEIXEIRA et al.,2007).

A RMPA é fortemente influenciada pela passagem de sistemas de alta pressão, acompanhados de massas de ar polar, que tem como consequência dias consecutivos de céu claro, ventos fracos, camadas limites baixas e altas intensidades de radiação solar, as quais são características que favorecem a concentração de poluentes. O clima da RMPA é caracterizado por estações claramente definidas e precipitação bem distribuída ao longo do ano. De acordo com o sistema internacional de classificação de clima de Köppen, a área de estudo tem clima subtropical úmido (Cfa) com temperatura média acima 22°C durante os meses mais quentes do ano. A direção predominante dos ventos é de sudeste, seguida pela direção de nordeste.

O transporte de poluentes emitidos na RMPA está sob a influência de circulações locais: brisa marítima, com a relativa proximidade do Oceano Atlântico; brisa lacustre, pelo fato da RMPA estar localizada a norte da Laguna dos Patos; escoamento vale-montanha, geradas pela complexidade do terreno e pela não-homogeneidade do tipo de superfície. Nesta situação, o estudo da dispersão dos poluentes através de modelagem numérica precisa ser realizado empregando sistemas de modelos não-estacionários e não-homogêneos (CARVALHO *et al.*, 2002).

### **3.2 Descrição do Modelo WRF/Chem**

O modelo *Weather Research and Forecasting* (WRF) é um sistema computacional de previsão do tempo em mesoescala designado tanto para o serviço operacional quando para as necessidades de pesquisa. O esforço no desenvolvimento do WRF tem sido realizado através de uma parceria de

colaboração do *National Center for Atmospheric Research* (NCAR), *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA), *National Center for Environmental Prediction* (NCEP), *Forecast Systems Laboratory* (FSL), *Air Force Weather Agency* (AFWA), *Naval Research Laboratory*, *Oklahoma University*, *Federal Aviation Administration* (FAA). O WRF é um modelo totalmente compressível, Euliano e pode ser integrado em modo não hidrostático. Neste modelo são calculadas as componentes da velocidade do vento, a perturbação da temperatura potencial, a perturbação do geopotencial e a perturbação da pressão em superfície e várias quantidades físicas. Possibilita, também, gerar outras variáveis, incluindo energia cinética turbulenta e as razões de mistura de vapor d'água, chuva/neve e água/gelo das nuvens. A física do modelo inclui, ainda, cálculo de turbulência não-local para camada limite planetária e determinação de radiação de onda longa e onda curta em várias bandas espectrais.

Além do cálculo dinâmico, um modelo químico é totalmente acoplado (*online*) com o WRF (WRF/Chem). Em geral, a maioria dos sistemas de modelos de qualidade do ar considera uma série de acoplamentos de processos físicos e químicos tais como transporte, deposição, emissão, transformações químicas, interação de aerossóis, fotólise e radiação. Em Grell et al. (2005) é dada uma descrição mais detalhada dos módulos que descrevem o WRF/Chem, tais como transporte, deposição seca, emissões, parametrização de aerossóis e frequência das fotólise.

WRF/Chem é disponibilizado em forma de um pacote que faz parte do modelo WRF. Consiste dos seguintes componentes: deposição seca, acoplada ao esquema solo/vegetação; quatro esquemas para as emissões biogênicas: opção sem emissão biogênica; cálculo *online* das emissões biogênicas, tais como Simpson et al. (1995); modificações *online* pelo usuário - como o EPA *Biogenic Emissions Inventory System* (BEIS); cálculo *online* das emissões biogênicas provenientes do MEGAN). Para as emissões antropogênicas o modelo possui três opções: opção de não usar emissão antropogênica; emissão antropogênica especificada pelo usuário como aquelas disponibilizadas pelo inventário EPA NEI-99; dado de emissão global de *REanalysis of the Tropospheric chemical composition* (RETRO).

O modelo também possibilita várias escolhas para os mecanismos químicos na fase gasosa, incluindo os mecanismos RADM2, RACM, CB-4 e CBM-Z. Para o esquema de fotólise, três escolhas podem ser feitas: esquema Madronich acoplado



com hidrometeoros, aerossóis e parametrizações convectivas; esquema de fotólise *Fast-J* acoplado com hidrômetros, aerossóis, e parametrizações convectivas; ou esquema de fotólise FTUV. Para os esquemas de aerossóis, três escolhas também podem ser realizadas: a escolha do *Modal Aerosol Dynamics Model for Europe* (MADE/SORGAM); *Model for Simulating Aerosol Interactions and Chemistry* (MOSAIC) e, ainda, pode-se optar por um simples módulo de aerossóis a partir do GOCART.

O modelo WRF/Chem oferece, também, outras escolhas para seus usuários, tais como o efeito direto e indireto dos aerossóis através da interação com a radiação solar, fotólise e rotinas de microfísica. Possui uma opção de transporte de poluentes, na qual o mecanismo químico, deposição, e etc. são desativados. Disponibiliza também um modelo de ascensão da pluma (*plumerise*) para tratar as emissões de queimadas florestais (FREITAS, et al.2007).

### 3.3 Descrição do modelo MOZART-4

A condição inicial e de contorno de química é fornecida pelo modelo global de transporte/química MOZART-4 (*Model for OZone And Related chemical Tracers–Version 4*). MOZART um modelo *off-line* que requer campos meteorológicos de modelos climáticos ou assimilação com análises de modelos atmosféricos. É construído sobre a estrutura do *Modelo of Atmospheric Transport and Chemistry* (MATCH). Fluxos convectivos de massa são diagnosticados pelo modelo, usando os médios e baixos níveis das formulas de transporte convectivo de Hack (1994) e um esquema de convecção profunda de Zhang e MacFarlane (1995). Difusão vertical junto a camada limite é baseado na parametrização de Holstlag e Boville (1993). A deposição úmida é baseada na formulação de Brasseur et al. (1998) e o transporte advectivo incorpora a forma de fluxo do algoritmo de transporte semi-Lagrangiano de Lin e Rood (1996).

O MOZART pode ser adaptado para qualquer dado meteorológico e qualquer inventário de emissões. Possuindo diversos mecanismos químicos, representação de aerossóis, taxas de fotólises, esquema para o albedo, deposição seca *online*, calculo *online* das concentrações de vapor d'água e emissões de

vegetação baseadas no *Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature* (MEGAN).

### 3.4 Características da Simulação

Para a validação do modelo sobre a RMPA, foi escolhido um período que compreendesse as características necessárias para o favorecimento da concentração de poluentes, e com o tempo necessário para a formação do poluente principal do estudo (ozônio). Para uma análise mais abrangente, também foi escolhido um período adicional cujas características não favorecessem a formação do O<sub>3</sub>. No período escolhido, sobre a RMPA, as medições de concentração apresentaram uma forte variação diurna e de dia-para-dia do O<sub>3</sub>, com características bem distintas durante esses dois períodos. O período favorável (PF) à concentração do ozônio começou às 00 UTC do dia 5 e terminou a 00 UTC do dia 9 de janeiro e o período desfavorável (PD) a concentração do ozônio começou às 00 UTC do dia 9 e terminou a 00 UTC do dia 12 de janeiro de 2009. Uma descrição das características meteorológicas da simulação será apresentada na seção 4.1.

O domínio de simulação foi configurado com um aninhamento de duas grades, centradas na cidade de Porto Alegre. A grade externa, responsável pela representação dos sistemas e circulações regionais, foi configurada com 130 x 130 pontos, resolução horizontal de 20 km e 31 níveis na vertical. Esta grade compreende uma área sobre o estado do Rio Grande do Sul e parte do estado de Santa Catarina. A grade interna, responsável pela representação das circulações locais na RMPA, foi configurada com 125 x 125 pontos, resolução horizontal de 5 km e 31 níveis na vertical (Fig. 5a). Dados de análise NCEP FNL, com resolução espacial de 1° x 1°, foram utilizados para condição inicial e de contorno da meteorologia. Um resumo sobre a configuração do modelo WRF/Chem é apresentado na tab. 3.

A Fig. 5b apresenta a orografia da região coberta pelas grades computacionais. Estes dados foram obtidos através da missão realizada pela National Aeronautics and Space Administration (NASA), chamada Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM).

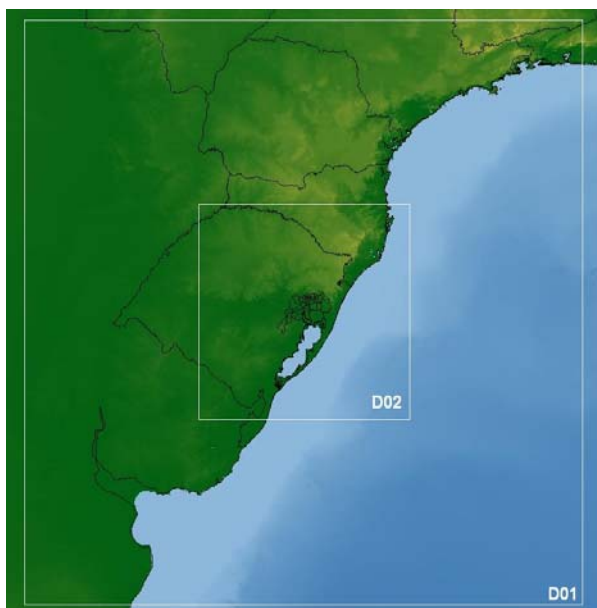


Figura 5a - Domínio da simulação

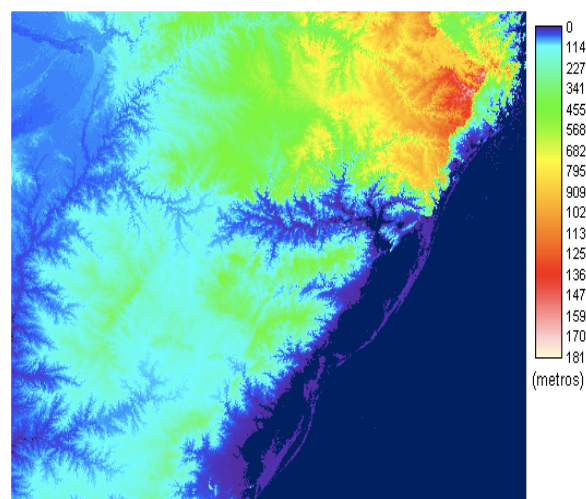


Figura 5b – Orografia da região coberta pelas grades computacionais. Dados da Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM/NASA)

Os dados das fontes de emissões veiculares dos poluentes precursores do ozônio foram informados pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM). O inventário de emissões e a metodologia de localização das fontes serão apresentados nas seções 3.5 e 3.6, respectivamente.

Tabela 3 - Características do domínio da simulação e opções de configuração do WRF/Chem.

Domínio	Grade externa	Grade interna
Período	5 a 12 de Janeiro de 2009	
Dados de inicialização	FNL resolução 1° x 1°	
Níveis na vertical	31 camadas	31 camadas
Simulação do pacote químico	sim	sim
Grade horizontal (x,y)	130 x 130	125 x 125
Espaçamento da grade	20 km	5 km
Passo no tempo	120 s	30 s
Microfísica	WSM3-class simple ice scheme	
Esquema de advecção	5ª na horizontal/ 3ª na vertical	
Radiação de onda longa	RRTM	
Radiação de onda curta	GODDARD	
Camada superficial	Monin-Obukhov (JanjicEta)	
Modelo de cobertura da superfície	NOAH	
Camada Limite	Mellor-Yamada-Janjic TKE	
Parametrização de cumulus	Grell-Devenyi ensemble scheme	
Mecanismo químico	RADM2	
Deposição Seca	Wesley, 1989	
Emissão biogênica	Não	
Opção de fotólise	Madronich, 1987	
Opção de aerossol	MADE/SORGAM	

### 3.5 Inventário de Emissões

O inventário de fontes veiculares da RMPA foi realizado pela FEPAM no âmbito de um projeto estruturante FINEP-FAPERGS (Projeto Estruturante em Agroenergia (Biodiesel) do RS – Subprojeto Ambiental, Processo 0800042). Foi baseado em metodologia desenvolvida pela U.S. EPA e os fatores de emissão utilizados foram fornecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), com correções e adequações sugeridas para a região de estudo.

Os dados referentes à frota de veículos foram obtidos no Departamento de Trânsito do Estado do Rio Grande do Sul (DETRAN/RS). Como a região estudada não apresenta Postos de Inspeção Veiculares (PIV'S), com equipamentos capazes de mensurar a quilometragem média rodada pelos veículos, toda a abordagem do estudo foi feita em função da frota circulante. O inventário foi organizado de forma que a frota de veículos fosse dividida em categorias, conforme a tab.4. A tabela mostra a distribuição da frota na RMPA, por categoria e por número de veículos. Apesar de apresentarem diferentes subcategorias, conforme orientação da Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) pode ser utilizada uma média para a variável referente à quilometragem.

Tabela 4 - Distribuição da frota veicular por categoria e em número de veículos na RMPA.

Categoria dos veículos	Número de veículos (1000 unidades)
Veículos quatro rodas ciclo Otto/ Gasolina	1.078.855
Veículos quatro rodas ciclo Otto/ Álcool	69.422
Motocicletas e motonetas	258.015
Caminhões	40.584
Caminhonetes	13.397
Camionetas	11.564
Micro-ônibus	4.436
Ônibus	9.954
<b>TOTAL</b>	<b>1.486.227</b>

Fonte: DETRAN/RS, 2009.

Em conjunto com os dados do DETRAN, as informações referentes ao consumo de combustível são importantes para a caracterização das emissões atmosféricas da RMPA. Os volumes de combustível consumidos foram obtidos junto

a Agência Nacional do Petróleo (ANP). Há uma considerável discrepância entre o volume real consumido e os valores compilados, pois não é possível afirmar que um veículo abastecido em determinado município transite apenas no mesmo. O consumo de combustível na RMPA está evidenciado na tab. 5, onde podemos notar que um total de 1.836.358.411 litros são consumidos anualmente na RMPA.

Tabela 5 - Consumo de combustível na RMPA.

Combustível	Consumo (Litros)
Gasolina	913.838.962
Álcool	185.907.727
Diesel	736.611.722
<b>TOTAL</b>	<b>1.836.358.411</b>

Fonte: ANP (2009)

A RMPA, apesar de ser quase na sua totalidade urbana, apresenta municípios com uma população rural relativamente considerável. Sendo assim, os dados de consumo ficam ponderados pela população urbana de cada município, que posteriormente são corrigidos, levando em consideração o número de veículos e um fator de correção para consumo.

O cálculo das taxas de emissão é dado pela seguinte expressão geral:

$$E_{pol,ano} = \sum_{ano-modelo} F_e \times N \times C \times A \times 10^6 \quad (1)$$

onde  $E$  é a taxa de emissão do poluente (t/ano),  $F_e$  é o fator de emissão do poluente (g/km),  $A$  é a autonomia dos veículos (km/l),  $C$  é o consumo de combustíveis (l/ano) e  $N$  é o número de veículos. As taxas de emissão de óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ), monóxido de carbono (CO), hidrocarboneto total (HCT) e material particulado (MP) são apresentadas na tab. 6.

Tabela 6 - Taxas de emissão para a RMPA.

Combustível	Emissões macro (ton/ano)			
	$NO_x$	CO	HCT	MP
Gasolina	5.884	108.756	7.500	702
Álcool	1.094	16.418	2.245	-
Motos	2.396	17.234	627	-
Diesel	18.605	2.474	824	349
<b>Total</b>	<b>27.979</b>	<b>144.883</b>	<b>11.196</b>	<b>1.051</b>

Observações das concentrações de poluentes na RMPA indicam que os picos de emissão dos precursores de ozônio ocorrem nas primeiras horas da manhã e no final da tarde. Os ciclos diurnos de emissão podem ser considerados conforme a Fig. 6, em que é apresentado o peso de emissão de cada precursor no período de 24 horas. Esses pesos foram atribuídos levando em consideração dados de médias horárias de concentração observadas pela FEPAM e são utilizados para terminar o ciclo diurno das taxas de emissão para o modelo WRF/Chem.

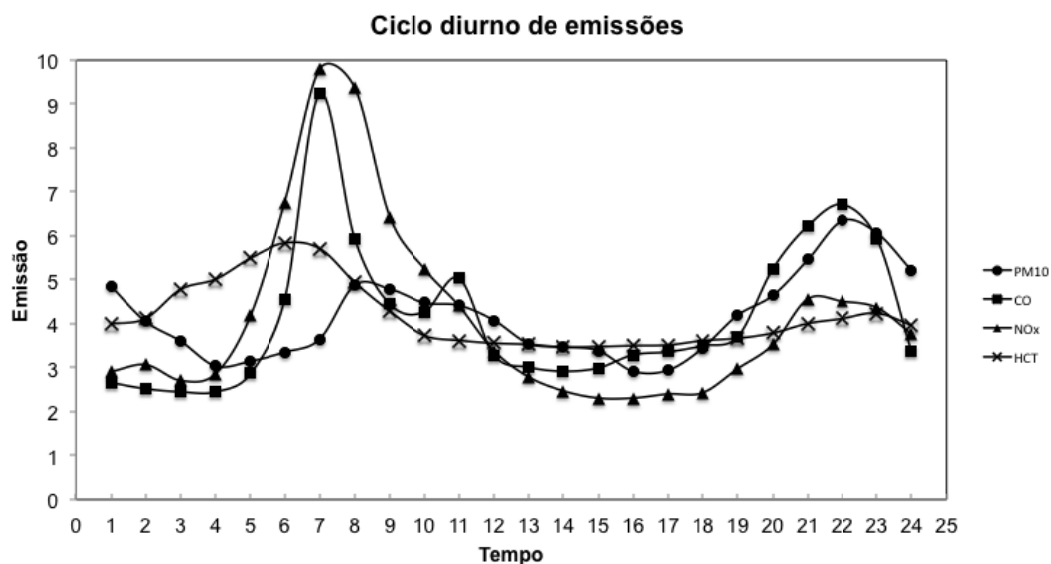


Figura 6 – Ciclo diurno de emissões na RMPA. Fonte: FEPAM

As taxas de emissão do hidrocarboneto são informadas pela FEPAM como hidrocarboneto total (HCT). A FEPAM não possui a informação do hidrocarboneto não-metano particionado em cada uma de suas espécies para as fontes móveis da RMPA. Assim, a tab. 7 mostra a partição do hidrocarboneto não-metano, a qual foi realizada tomando como base o trabalho de Grosjean et al. (1998) para a cidade de Porto Alegre, o trabalho de Campos et al. (1999) para a cidade do Rio de Janeiro e e o trabalho de Ying et al. (2009) para a cidade do México. Maiores detalhes sobre cada uma das espécies podem ser encontradas no manual do modelo (*WRF/Chem User's Guide*).

Tabela 7 - Porcentagem de emissão de hidrocarboneto particionado por espécie.

Espécie	Porcentagem (%)
HC3	29,8
HC5	9,26
HC8	2,47
OL2	13,31
OLT	4,46
OLI	8,13
TOL	22,66
XYL	9,81

### 3.6 Método para localização das fontes de emissão

Uma das principais diferenças entre simular a dispersão de poluentes com e sem química é a inclusão de dados descrevendo as fontes de espécies químicas. Esta informação precisa ser preparada externamente ao modelo WRF/Chem e impõe ao usuário a necessidade de entender a complexidade dos dados de emissão bem como ter o controle sobre a especificação e mapeamento das emissões no domínio de simulação. Nesta seção, apresenta-se a metodologia através da qual os dados de emissão são gerados em um domínio de simulação genérico.

Os dados de emissões antropogênicas (fontes veiculares) foram fornecidos pela FEPAM a partir de um inventário de fontes, o qual foi descrito na seção 3.4. Foram disponibilizados dados de emissões anuais de NO<sub>x</sub>, CO, HCT e MP para os 31 municípios da RMPA. Essas fontes emissoras foram informadas ao modelo WRF/Chem através da sua localização dentro da grade computacional. Para atingir esse objetivo, obteve-se a localização não somente dos municípios da RMPA como também de suas áreas urbanas e/ou de maior circulação veicular. A ferramenta utilizada para padronizar as informações relativas à metodologia de transformação de fontes emissoras em pontos de grade em uma mesma base de referência foi o *software* AutoCAD. As localizações dos municípios e das áreas urbanas foram obtidas a partir de mapas georreferenciados disponíveis no site do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) ([http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default\\_prod](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/default_prod)) em arquivos no formato *Shapefile*. Foi utilizado o *software* Surfer para converter os dados do formato *Shapefile* para o formato *Auto Desk Drawing Interchange*.

Inicialmente, os mapas de cada município foram abertos no Surfer e convertidos para o formato *Golden Software Blanking* com a finalidade de obter as coordenadas dos contornos de cada município e, a seguir, essas coordenadas foram exportadas para o AutoCAD (Figs. 7 e 8). Cabe salientar que a vantagem de utilizar o software AutoCAD deve-se ao fato de que as regiões extraídas do site do IBGE não foram alteradas e estão georeferenciadas, permitindo que qualquer informação que necessite ser sobreposta estará também no mesmo padrão de referência.

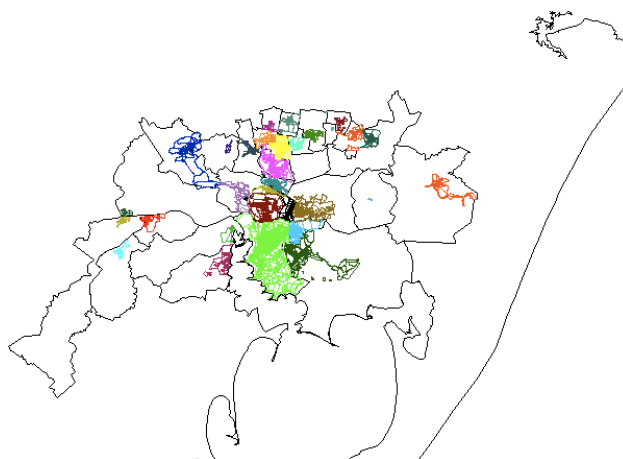


Figura 7 – Detalhamento das áreas urbanas da RMPA a partir do AutoCAD

A próxima etapa consistiu em montar a grade computacional para poder informar a localização das fontes como condição ao modelo. As coordenadas dessa malha foram determinadas em UTM (*Universal Transverse Mercator*) e, posteriormente, foram convertidas para graus de latitude e longitude, de forma que as coordenadas dos pontos da grade e da localização das fontes emissoras coincidisse precisamente. Assim, foram criadas grades computacionais com as dimensões e resoluções das grades 1 e 2 do modelo WRF/Chem (Fig. 8), o que permitiu a correlação entre os pontos de grade e as áreas de maior emissão na RMPA (Fig.9). Uma melhor visualização da localização da RMPA é dada no anexo A.



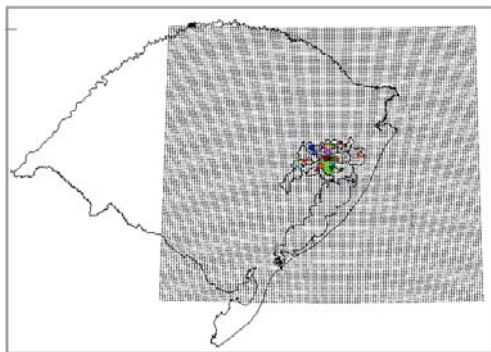


Figura 8 – Grade computacional convertida em graus de latitude e longitude  
Exemplo para a grade 2 do modelo.

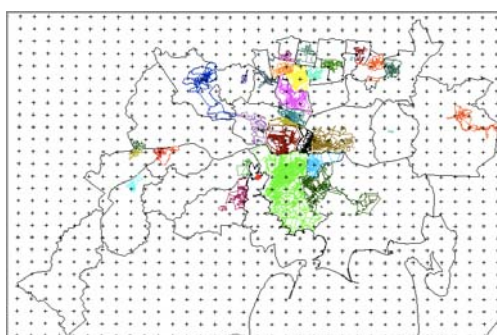


Figura 9 – Grade computacional sobre a RMPA e detalhamento das áreas  
de maior emissão veicular.

Um arquivo contendo as informações de emissão em formato de grade foi gerado a partir de um pré-processador desenvolvido em linguagem PHP (*Personal Home Page*). A linguagem de programação em PHP foi escolhida pela fácil montagem de uma matriz com o número de elementos pré-determinado. Na sequência, utilizou-se o processador “*pre\_convert\_emission*” para gerar a informação das emissões em formato binário ao modelo WRF/Chem. Um resumo destas etapas é apresentado no fluxograma abaixo (Fig. 10):

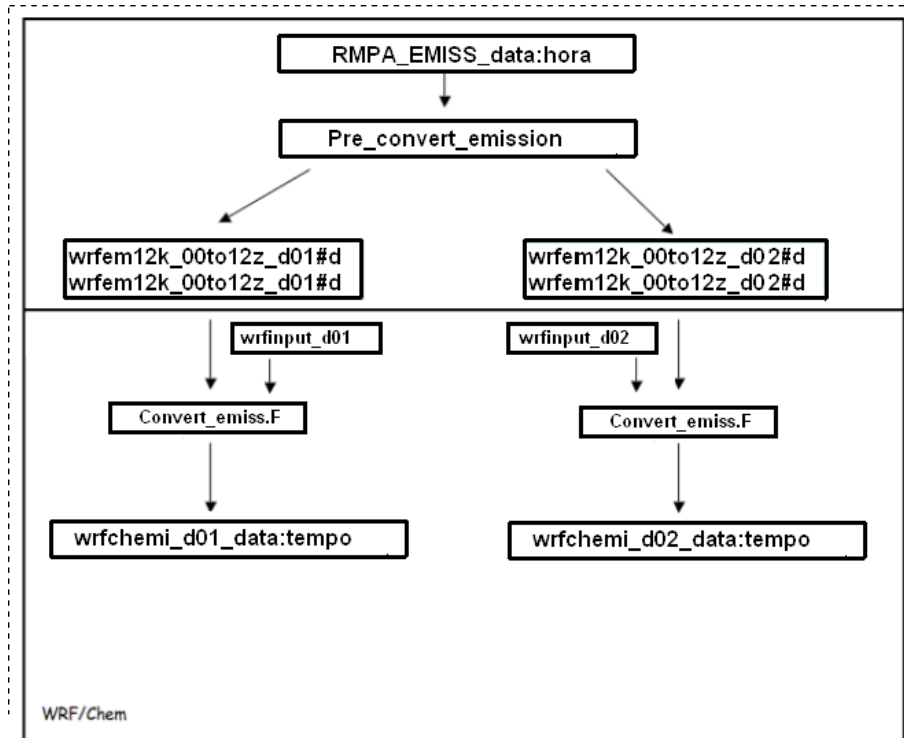


Figura 10 – Etapas para gerar a informação das emissões em formato binário ao modelo WRF/Chem.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1 Simulação das condições meteorológicas**

Muitos estudos mostram que as condições meteorológicas são um dos fatores mais importantes para a formação da poluição fotoquímica. Estes fatores incluem camada limite estável, intensa radiação solar, céu claro, ventos fracos, alta temperatura, baixa umidade, etc. (JIANG et al., 2008). As condições meteorológicas no período de simulação (05 a 12 de janeiro de 2009) estiveram caracterizadas por duas condições distintas. Na primeira, entre os dias 05 e 09 de janeiro de 2009, a RMPA esteve sob condições de céu claro e ventos fracos em superfície. Na segunda, entre os dias 09 e 12 de janeiro de 2009, as condições meteorológicas eram de céu encoberto e ventos moderados em superfície.

As Figs. 11a e 11b mostram as cartas sinóticas de superfície disponibilizadas pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC/INPE), referentes ao dia 05 as 12 GMT (09 HL – Hora Local) e dia 09 as 00h GMT (21 HL – Hora Local). A sequência das cartas sinóticas de superfície para os horários 00, 12 e 18 GMT e os sete dias de simulação são apresentadas nas Figs. C1 a C21 do Anexo C. Pela carta do dia 05 (Fig. 11a), pode-se notar que as condições meteorológicas no primeiro período da simulação estiveram caracterizadas pela presença de um centro de alta pressão sobre a RMPA. Na estação de verão os sistemas de alta pressão não são tão intensos como na estação de inverno, mesmo assim, o centro destes sistemas tem por característica ventos fracos e baixa altura de camada limite planetária, favorecendo a concentração de poluentes. Na carta sinótica do dia 05 as 12 GMT (Fig. C2 do Anexo C), uma isóbara de 1016 hPa está fechada sobre a RMPA, evidenciando a existência de um sistema de alta pressão.

Nos dias 06 e 07 este sistema de alta pressão desloca-se para o oceano Atlântico unindo-se ao cinturão subtropical de alta pressão (CSAP). Esta característica só é quebrada no dia 08 as 00h GMT (Fig. C9 do Anexo C), onde a passagem de um sistema frontal resulta em um aumento na nebulosidade sobre a RMPA. No dia 09 às 00 GMT (Fig. 11b) a carta sinótica de superfície mostra a presença de um cavado que se estende do Paraguai, passando pelo Paraná, Santa Catarina e norte do Rio Grande do Sul, até o oceano Atlântico. Este cavado é desconfigurado alguns dias pelo CSAP, como por exemplo, no dia 10 (00 GMT), e volta a ficar mais evidente nos dias 10 às 12 GMT (Fig. C16 Anexo C) e 12 às 00 GMT (Fig. C21 Anexo C). O sistema frontal, o cavado e a borda do CSAP, foram as possíveis causas da intensificação dos ventos e a entrada de nebulosidade no segundo período de simulação. Portanto, o primeiro período (de 05 a 09 de janeiro) esteve caracterizado por condições meteorológicas favoráveis à formação de  $O_3$ , enquanto o segundo período (de 09 a 12 de janeiro) esteve caracterizado por condições que não favoreceram a formação e o aumento das concentrações de  $O_3$ .

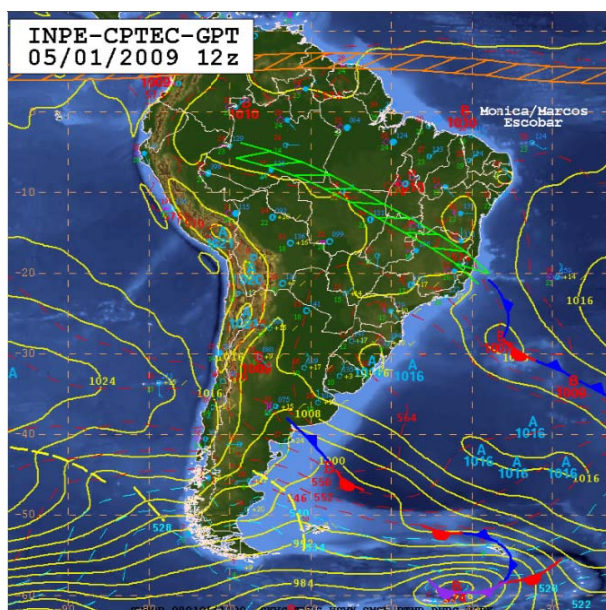


Figura 11a - Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 12 GMT (09 HL).  
Fonte:CPTEC/INPE

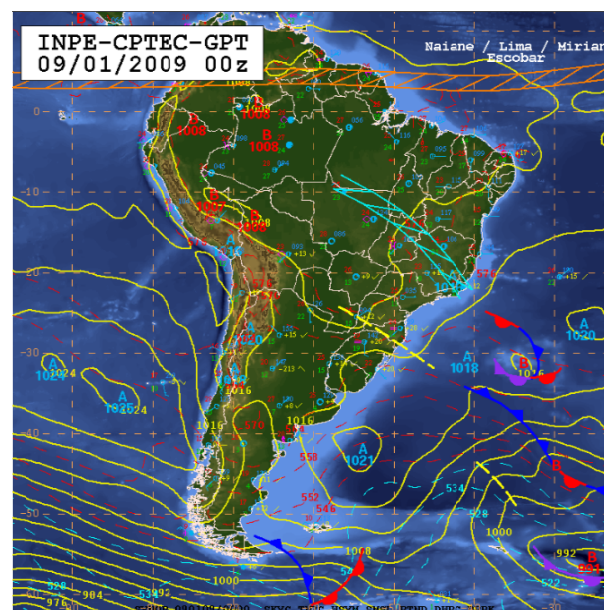


Figura 11b - Carta sinótica do dia 09 de janeiro às 00 GMT (21 HL).  
Fonte:CPTEC/INPE

Outro importante fator que pode ter impacto sobre a formação do ozônio é o efeito da nebulosidade na fotoquímica (GENG et al. 2007). No anexo B é apresentado nas Figs. B1 a B14 uma sequência de imagens de satélite, do canal

realçado do satélite GOES 10, das 03 e 18 GMT (00 e 15 HL), para todo o período simulado. É possível observar que havia céu claro sobre o Estado do Rio Grande do Sul no primeiro dia de simulação (Fig. B1 do Anexo B), sendo que esta é uma condição favorável para gerar altas concentrações de ozônio devido a necessidade de radiação solar para a formação desse poluente. Essa condição foi alterada somente a partir do dia 09 (Fig. B9 do Anexo B), onde na imagem das 03 GMT pode-se notar a nebulosidade devido ao sistema frontal. Nas imagens seguintes, a nebulosidade permanece influenciando a região até o dia 11 às 18 GMT, devido a formação do cavado. A nebulosidade varia durante os últimos dias de simulação entre nuvens baixas, médias e altas.

A fim de realizar uma avaliação dos resultados meteorológicos modelados, utilizaram-se os dados obtidos em duas estações de monitoramento. A primeira, instalada pela FEPAM no município de Esteio (-29,85 °; -51,17 °) (Fig. 12), que fornece dados horários de variáveis meteorológicas (pressão, temperatura do ar, direção e velocidade do vento, umidade relativa). E a segunda, instalada no 8º DISME/INMET em Porto Alegre (-30,05 °; -51,16 °) (Fig. 11), que registra dados horários das variáveis meteorológicas.

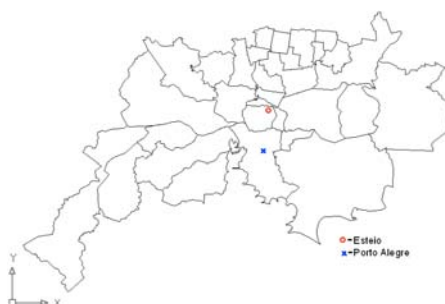


Figura 12 - Localização das estações de monitoramento em Esteio (FEPAM) e em Porto Alegre (INMET).

As comparações entre as variáveis meteorológicas simuladas pelo modelo WRF e observadas pelas estações em Esteio e Porto Alegre são apresentadas nas Figs. 13 a 18 para a grade externa (grade 1) do modelo, e nas Figs. 19 a 25 são apresentadas as mesmas comparações para a grade interna (grade 2). Com a finalidade de analisar o desempenho do modelo nas duas resoluções, as comparações foram realizadas para os campos meteorológicos e para as concentrações de poluentes.

As Figs. 13 e 14 mostram comparações entre os valores de pressão ao nível da superfície, para a grade externa. Os resultados mostram que o modelo acompanha razoavelmente bem a evolução da pressão, entretanto apresenta uma tendência de subestimar os valores observados na estação de Esteio (Fig. 13). Já para a estação de Porto Alegre, Fig. 14, o modelo não apresenta tanta defasagem entre os valores observados e simulados da pressão acompanhando bem a tendência dos valores medidos, observam-se valores modelados subestimados apenas no último dia de simulação.

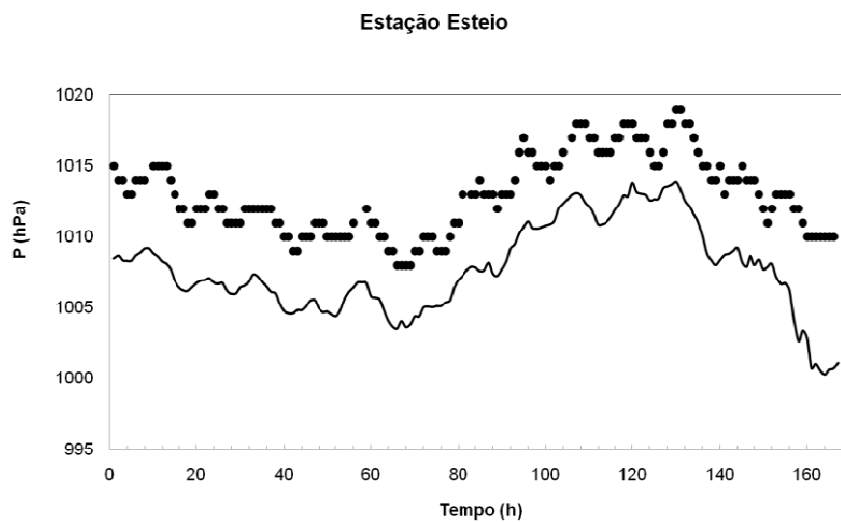


Figura 13 - Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

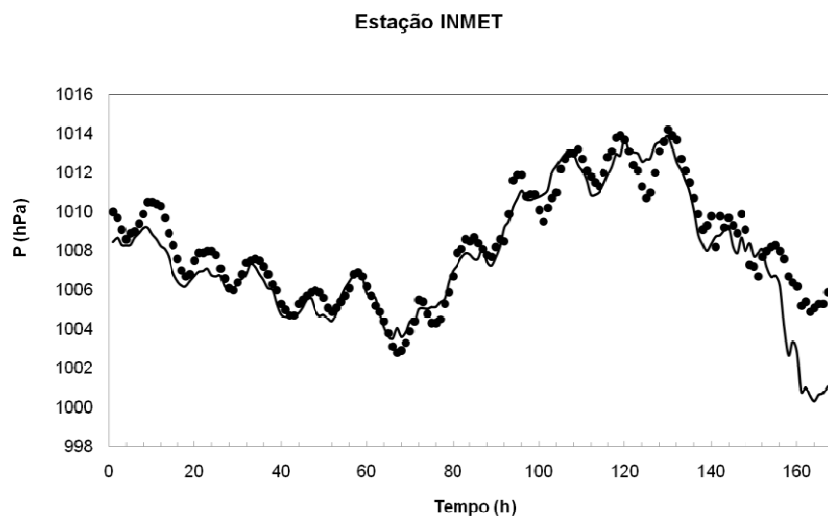


Figura 14 - Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade externa.

As Figs. 15 e 16 mostram as comparações para a evolução da temperatura ao nível da superfície nas estações de Esteio e Porto Alegre, referentes à grade externa. Na estação de Esteio (Fig. 15), nos cinco primeiros dias (120h), os valores de temperatura simulados no período da noite acompanham bem os valores observados. Já para o sexto dia (10) de simulação, o modelo superestimou o valor da temperatura mínima. Pode-se notar também que os máximos de temperatura foram subestimados pelo modelo no segundo e terceiro dia (06 e 07) de simulação e nos três últimos dias (09,10 e 11). Entretanto, foram bem reproduzidos no primeiro e no quarto dia (05 e 08). Na estação de Porto Alegre (Fig. 16), as temperaturas mínimas simuladas no período da noite superestimam os valores observados no segundo, terceiro e quinto dia de simulação (06,07 e 09). É possível observar que o modelo subestima os valores máximos observados nesta estação no segundo e terceiro dia de simulação (06 e 07). Pode-se notar também que o modelo superestima os valores de temperatura máximas no quinto e sexto dia (09 e 10) e que simula bem as condições de temperatura diurna no primeiro, quarto e sétimo dia de simulação (05,08 e 11).

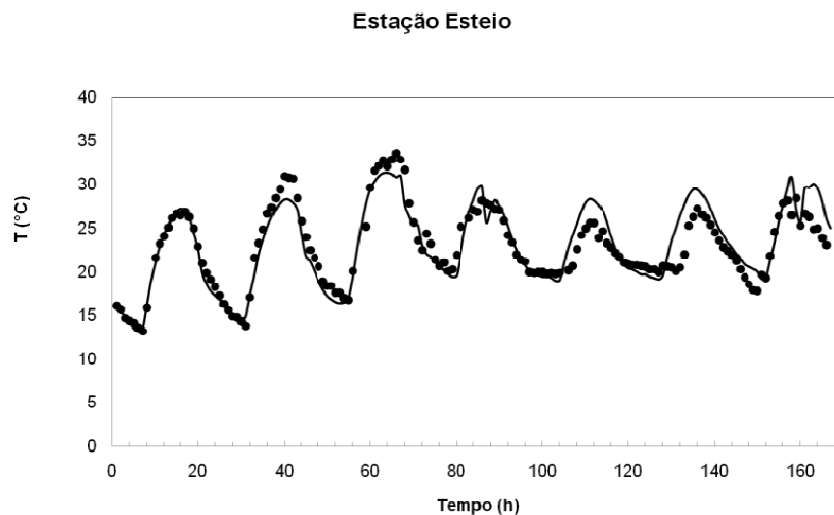


Figura 15 - Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

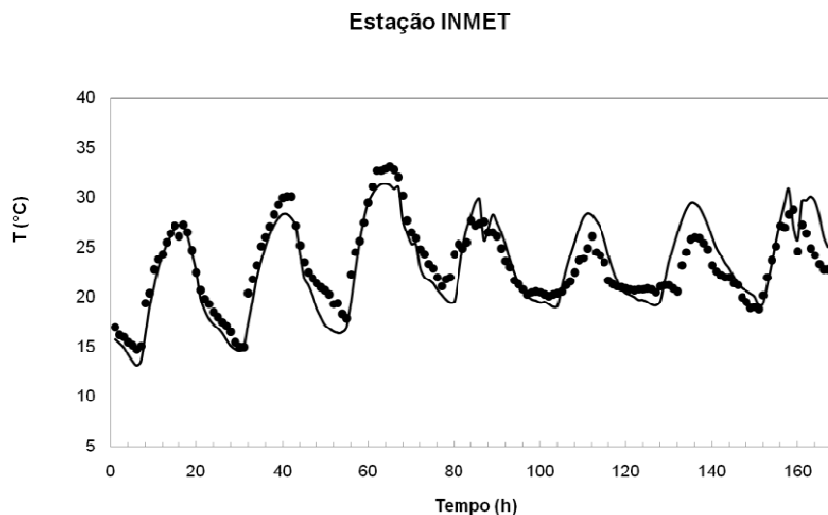


Figura 16 - Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade externa.

Enquanto os valores de pressão e temperatura simulados são similares aos observados nas estações de Esteio e Porto Alegre, os valores de velocidade do vento não apresentaram o mesmo comportamento. Nota-se na Fig. 17, a qual se refere à comparação da grade externa para a estação de Esteio, que a velocidade do vento simulada apresentou uma evolução razoável em relação à observada somente nos primeiros quatro dias de simulação (96h) e no final do último dia (11 de janeiro). Na estação de Porto Alegre (Fig. 18), pode-se observar que na grade externa o modelo superestimou os valores da velocidade do vento para todo o período de simulação e que valores razoáveis foram obtidos somente até o quarto dia de simulação (96h).



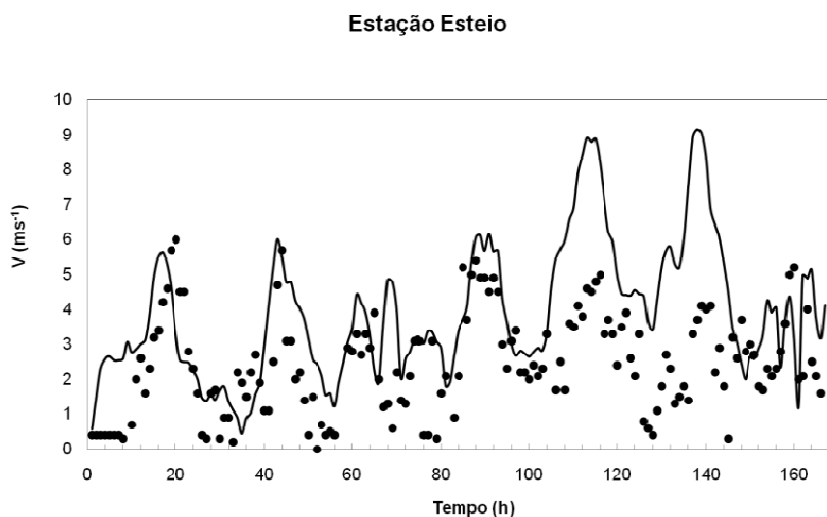


Figura 17 - Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

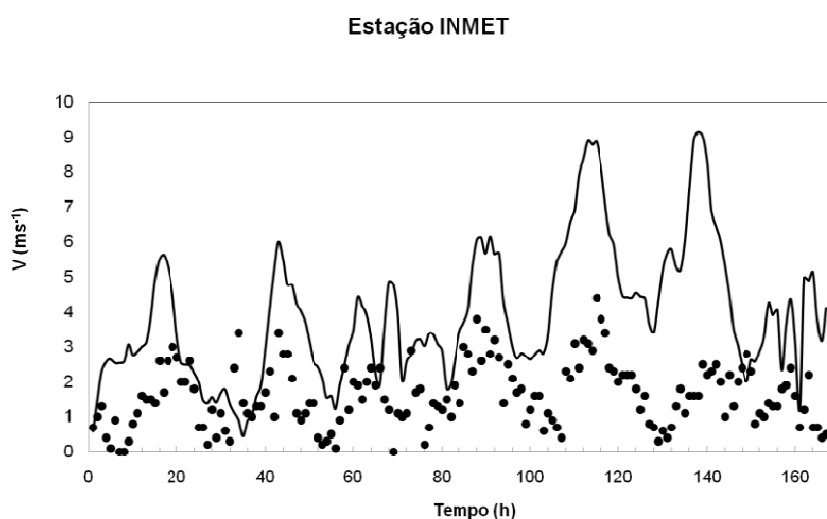


Figura 18 - Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade externa.

Para analisar quantitativamente as diferenças entre simulação e observação, apresenta-se na tab. 8 o resultado de uma análise estatística das variáveis avaliadas nas Figs. 13 a 18. Os índices estatísticos considerados são correlação (R) e Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE). Na teoria da probabilidade e estatística, a correlação, também chamada de coeficiente de correlação, indica a força e a direção do relacionamento linear entre duas variáveis aleatórias, que neste estudo são os resultados calculados pelo modelo e os observados pelas estações de monitoramento. O parâmetro RMSE da idéia da magnitude do módulo (sem levar em

conta do sinal) do erro do modelo. Confirmando a análise realizada nas figuras, os índices estatísticos apresentaram resultados satisfatórios para pressão e temperatura, mas baixa correlação para a velocidade do vento.

Tabela 8 – Análise estatística das variáveis meteorológicas simuladas pelo modelo WRF, referentes a grade externa.

Variável	Estação	R	RMSE (mb)
Pressão	FEPAM	0,92	5,37
	INMET	0,93	1,30
			RMSE (°C)
Temperatura	FEPAM	0,92	1,83
	INMET	0,90	2,03
			RMSE (ms <sup>-1</sup> )
Velocidade do vento	FEPAM	0,53	2,24
	INMET	0,49	2,85

Para a grade interna (grade 2), as Figs. 19 e 20 apresentam comparações entre os valores observados e simulados de pressão ao nível da superfície para as estações de Esteio e de Porto Alegre, respectivamente. A Fig. 19 mostra que o modelo acompanhou bem a evolução da pressão para praticamente todo o período simulado na estação de Esteio. Entretanto, os valores calculados subestimaram aos valores observados no último dia (11). Para a estação de Porto Alegre (Fig. 20), os resultados simulados subestimaram consideravelmente os valores observados.

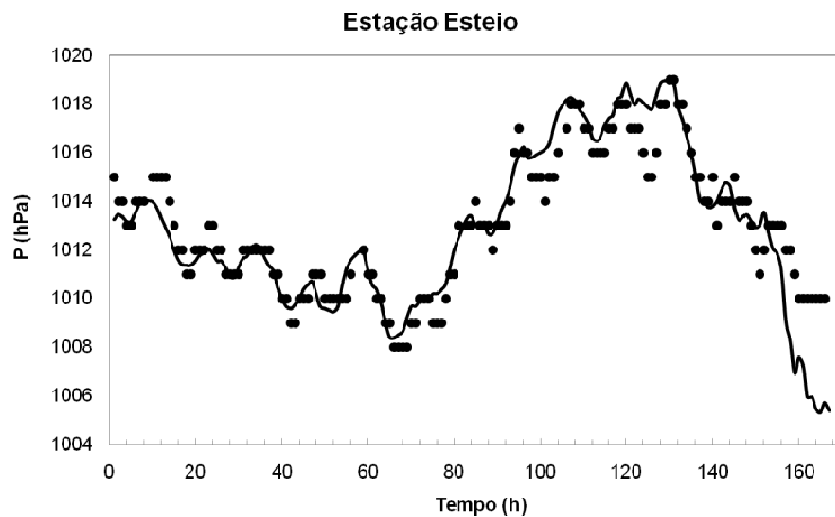


Figura 19 - Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.

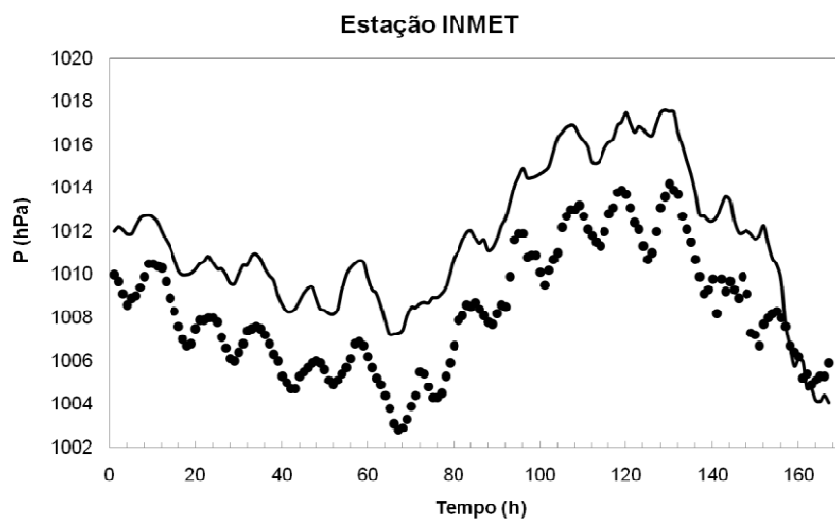


Figura 20 - Comparação entre pressão simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade interna.

As Figs. 21 e 22 mostram as comparações para a evolução da temperatura em superfície na localidade das estações de Esteio e Porto Alegre para a grade interna. Para a estação de Esteio (Fig. 21), os valores mínimos de temperatura simulados superestimaram os valores observados no primeiro e último dia (05 e 11). Pode-se notar também que o modelo subestimou os valores de temperaturas máximas no segundo e terceiro dia (06 e 07) e superestimou no quinto e sexto dia de simulação (09 e 10). Na estação de Porto Alegre (Fig. 22), o modelo simulou bem as temperaturas mínimas, superestimando os valores observados no segundo dia

(06) e no sétimo dia (11). Para as temperaturas máximas o modelo simulou bem o primeiro e último dia (05 e 11), subestimou o segundo e o terceiro (06 e 07) e superestimou os outros três dias (08, 09 e 10).

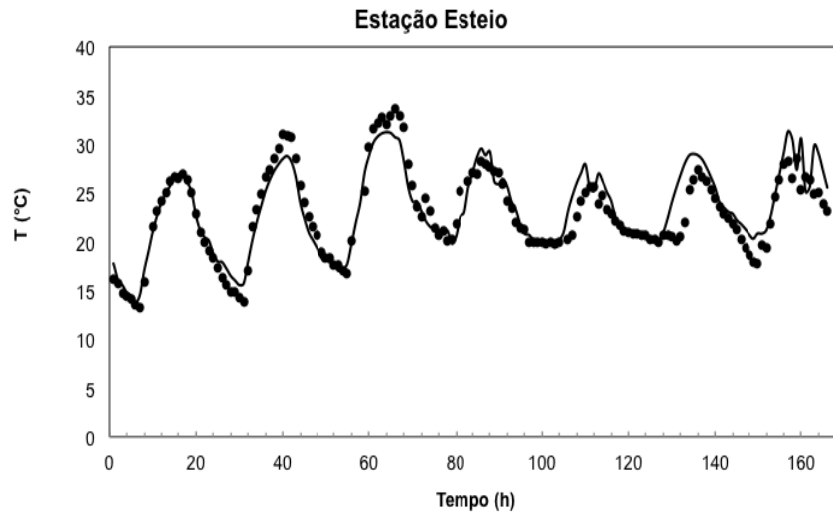


Figura 21 - Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.

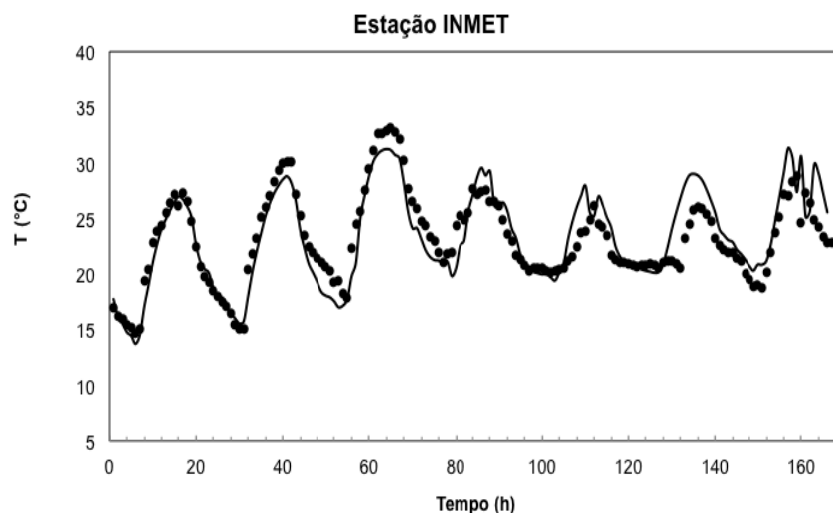


Figura 22 - Comparação entre temperatura simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade interna.

Os valores de velocidade do vento simulados para a grade interna nas estações de Esteio e Porto Alegre são apresentados nas Figs. 23 e 24, respectivamente. As comparações foram semelhantes as da grade externa, em que nos primeiros quatro dias de simulação (96h) os ventos simulados acompanharam

razoavelmente bem a evolução, enquanto que nos últimos quatro dias (08, 09, 10 e 11) o modelo mostrou algumas discrepâncias entre os valores simulados e observados, superestimando os valores da velocidade do vento.

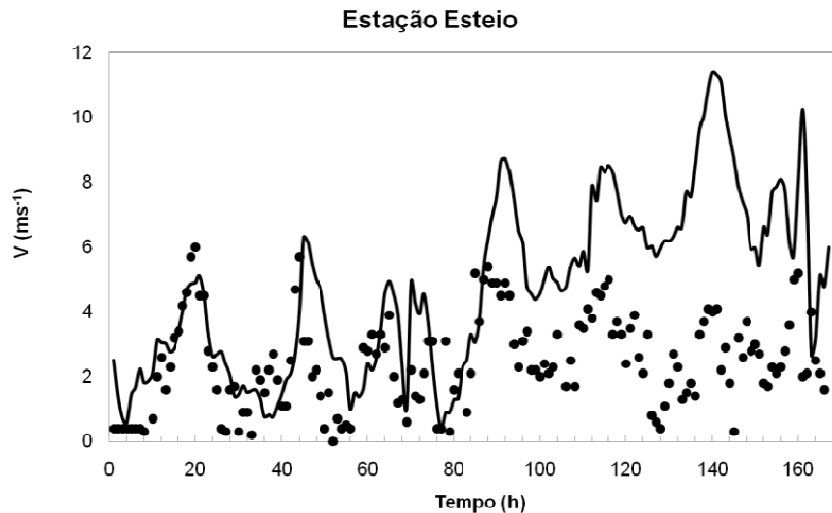


Figura 23 - Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.

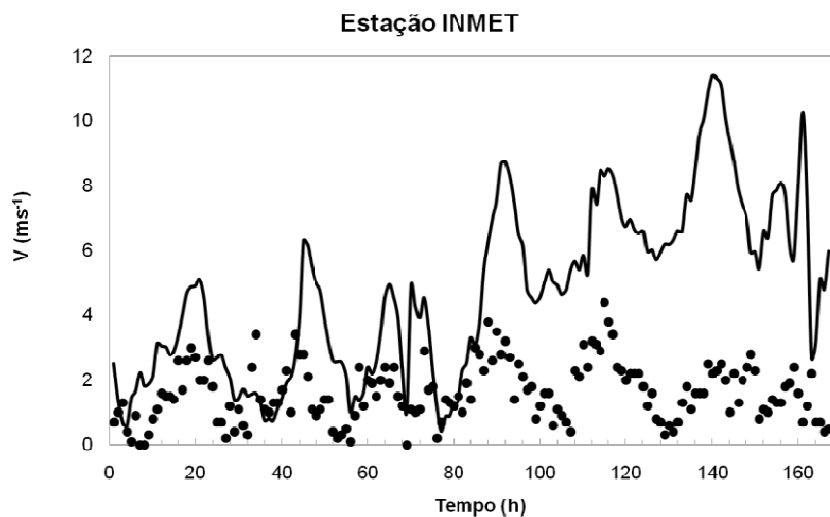


Figura 24 - Comparação entre velocidade do vento simulada (linha) e observada (ponto) na estação de Porto Alegre (INMET), para a grade interna.

Uma análise estatística para os resultados das simulações na grade interna é apresentada na tab. 9. Os índices considerados são os mesmos utilizados para a grade externa, ou seja, correlação (R) e Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE). A análise estatística confirma os bons resultados para pressão e temperatura do ar e

apenas razoáveis para a velocidade do vento. Estes resultados são similares aos obtidos para a grade externa (grade 1).

Tabela 9 – Análise estatística das variáveis meteorológicas simuladas pelo modelo WRF, referente a grade interna.

Variável	Estação	R	RMSE (mb)
Pressão	FEPAM	0,92	1,28
	INMET	0,93	3,47
			RMSE (°C)
Temperatura	FEPAM	0,90	1,81
	INMET	0,93	1,92
			RMSE (ms <sup>-1</sup> )
Velocidade do vento	FEPAM	0,46	3,33
	INMET	0,41	3,96

A Fig. 25 apresenta a evolução da altura da camada limite planetária simulada pelo modelo WRF na localização da estação de monitoramento de Esteio, entre os dias 05 e 12 de janeiro. Pode-se observar que a simulação da altura camada limite nos três primeiros dias (05, 06 e 07) mostrou uma clara variação diurna, com valores máximos durante o dia e valores muito baixos durante a noite. Nos outros dias (08, 09, 10 e 11) a camada limite planetária foi mais baixa e apresentou uma variação diurna irregular em relação aos dias anteriores. Este comportamento está relacionado à mudança das condições de grande escala, o que provocou variação da nebulosidade devido à chegada de um sistema frontal e da formação de um cavado. Existe uma clara evidência de que a altura da camada limite no primeiro período foi maior que no segundo período. De um modo geral, as alturas da camada limite simuladas pelo WRF, para o primeiro período indicaram forte mistura turbulenta na vertical durante o dia, que deve provocar a diminuição da concentração dos precursores de ozônio na RMPA. No final do dia, quando a altura da camada limite diminui consideravelmente, as concentrações dos poluentes

devem aumentar. No segundo período, as diferenças entre a noite e o dia já não foram tão evidentes, ocorrendo a diminuição da mistura turbulenta durante o dia e o aumento da concentração dos precursores do ozônio durante a noite na RMPA.

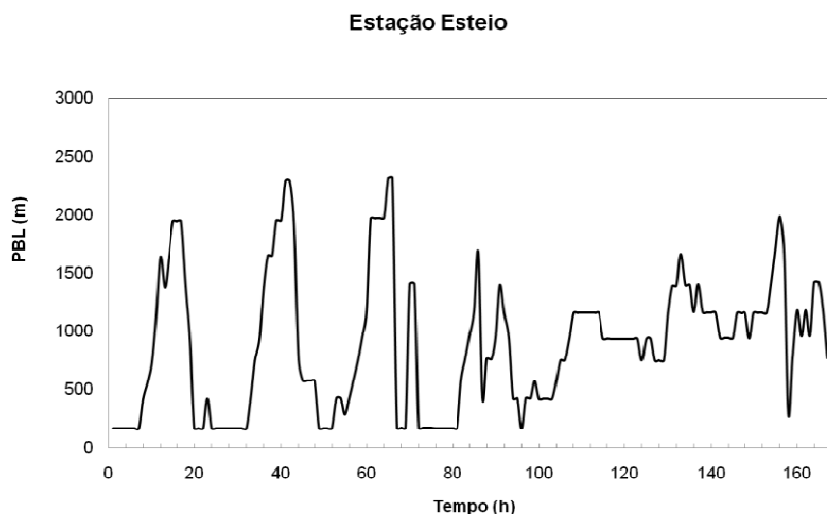


Figura 25 – Evolução da altura da camada limite planetária simulada pelo WRF na localidade da estação de Esteio (FEPAM).

Para verificar como ocorreu o transporte de poluentes na RMPA, foi realizado uma breve análise da circulação do vento na região. A área é caracterizada por consideráveis variações do uso e cobertura do solo, com centros urbano-industriais e também com a presença de grandes reservatórios de água. Naturalmente, o transporte de poluentes emitidos nesta região está sob a influência de circulações locais, como brisa marítima, brisa lacustre, escoamento de vale/montanha e circulação de ilha de calor urbano. As variações do tipo de superfície têm consequências diretas no campo de vento horizontal, gerando acelerações e estagnações do vento em algumas áreas.

As Figs. 26 a 39 apresentam os campos de direção e intensidade do vento, simuladas pelo WRF na região onde está localizada a RMPA. As figuras mostram a circulação do vento simulada na grade interna às 00 e às 12 HL (Hora Local) para o período de 05 a 11 de janeiro de 2009. Às 00 HL do dia 05, observou-se que o WRF simulou ventos de intensidade fraca e sem direção predominante sobre a RMPA. A velocidade do vento continuou fraca durante o dia (12 HL) e os efeitos da brisa lacustre influenciaram sua intensidade e direção em algumas regiões, sendo possível visualizar que sobre a RMPA e no seu entorno, áreas de estagnação e indefinição do campo de vento. Às 00 HL do segundo dia (06), a direção do vento

passou a ser de leste em algumas regiões da RMPA e norte-nordeste em outras, apresentando maiores intensidades quando comparadas ao dia anterior. Ventos de nordeste podem estar ocorrendo por efeito do escoamento descendo a partir da Serra Geral (escoamento de vale/montanha). Neste mesmo dia, às 12 HL, a direção do vento apresentou predominância de sudeste, mas novamente os efeitos de circulação local alteraram a configuração sobre a RMPA, onde foi possível observar ventos mais intensos do quadrante leste devido a brisa marítima. No dia 07 de janeiro, às 00 HL (Fig. 30), o vento estava com fraca intensidade e novamente com predominância da direção nordeste, o que novamente evidencia o efeito do escoamento vale/montanha. O escoamento também foi muito influenciado pela posição do centro de alta pressão sobre a região e, assim, permitiu determinar claramente a predominância da direção do vento. Às 12 HL (Fig. 31), a velocidade do vento continuou fraca e os efeitos da brisa lacustre e marítima influenciaram a direção do vento, onde foi possível visualizar áreas de estagnação e convergência do campo de vento sobre e no entorno da RMPA. Na Fig. 32, referente à noite do dia 08 (00 HL), o escoamento do vento comportou-se de forma muito semelhante ao dia anterior, com predominância da direção nordeste, mas foi perceptível um maior deslocamento do centro de alta pressão para o oceano, sendo o momento em que este centro uniu-se ao cinturão subtropical de alta pressão (CSAP), resultando na diminuição da intensidade do vento. A ocorrência dos ventos de nordeste pode ser justificada pela posição característica do CSAP, que durante o verão tem forte influência sobre os ventos no estado do Rio Grande do Sul. Durante o dia (às 12 HL), a direção do vento sobre a RMPA passou a ser de sudeste, influenciada pela chegada de um sistema frontal ao Estado, que deslocou-se rapidamente para o oceano sem atingir a RMPA. Na noite do dia 09 de janeiro (00 HL), o escoamento continuou de sudeste e ocorreu a diminuição da velocidade do vento. Às 12 HL, os ventos tornaram-se moderados e com direção de leste-sudeste. Às 00 HL do dia 10, o vento continuou a escoar do quadrante leste com alguma variação de sudeste, e ocorrendo alguma calmaria do vento ao norte da RMPA. Durante a tarde (Fig. 37), a componente do vento de leste predominou e a intensidade passou de fraca a moderada. Na noite do dia 11 de janeiro (Fig. 38), ocorreu uma situação muito semelhante à noite do dia 10 de janeiro, mas com forte evidência de circulação vale/montanha a partir da Serra Geral. Às 12 HL, o escoamento sobre a RMPA esteve sobre a influência da brisa marítima, com ventos de leste-nordeste.



De um modo geral, os dias 5 e 6 de janeiro (às 12 HL) apresentaram condições meteorológicas propícias para gerar altas concentrações de ozônio na RMPA, ou seja, altas temperaturas e ventos fracos. Já durante os dias 9, 10, 11 e 12 de janeiro (às 12 HL), as condições meteorológicas não foram tão propícias para gerar altas concentrações de ozônio na RMPA.

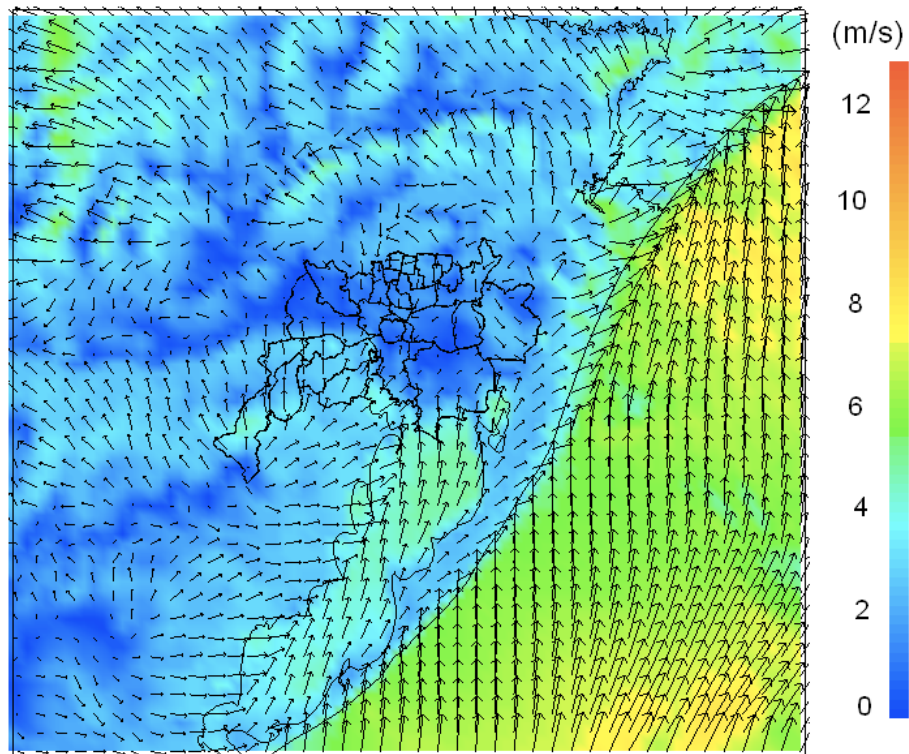


Figura 26 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009.

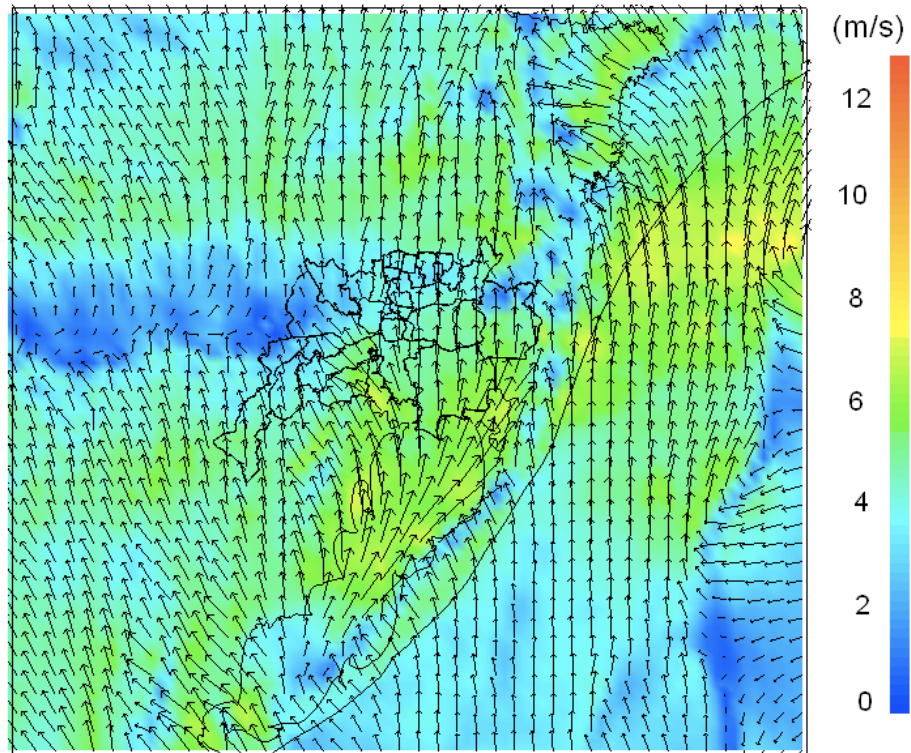


Figura 27 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 05 de janeiro de 2009.

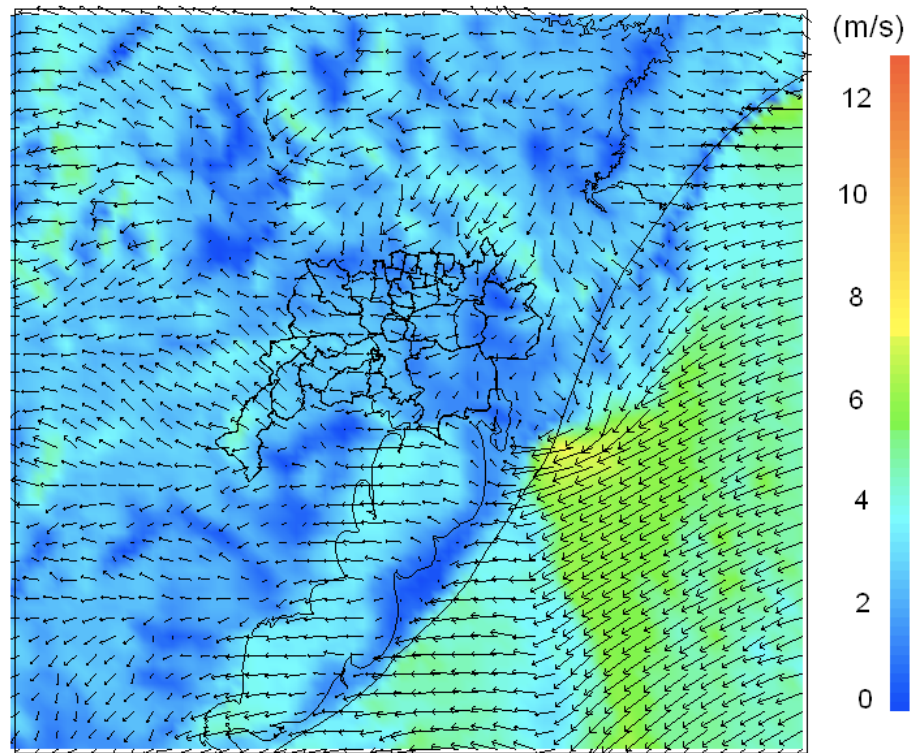


Figura 28 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

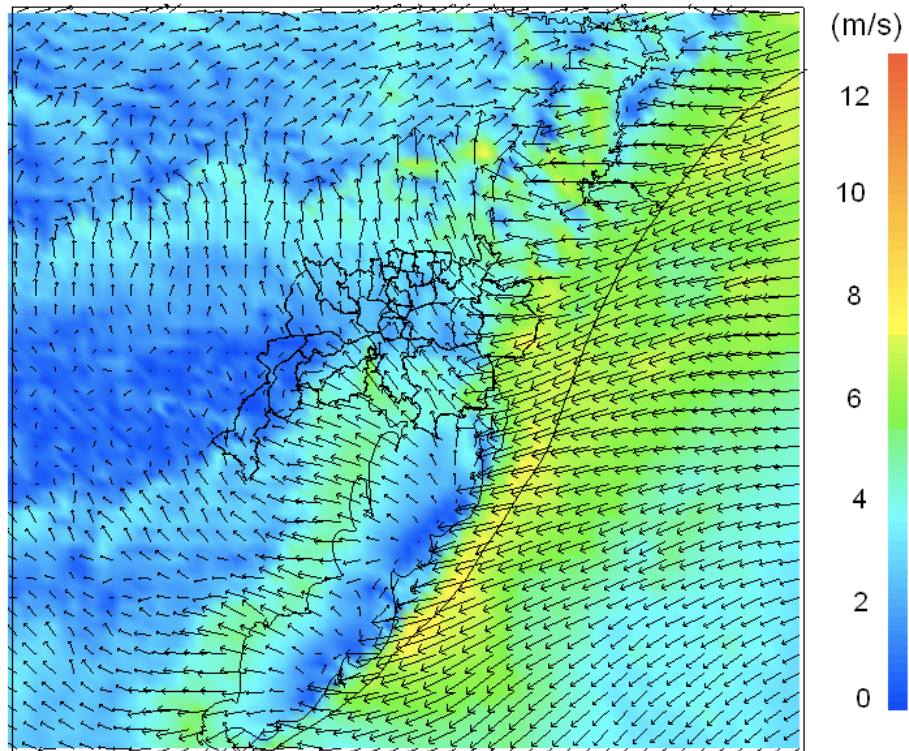


Figura 29 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

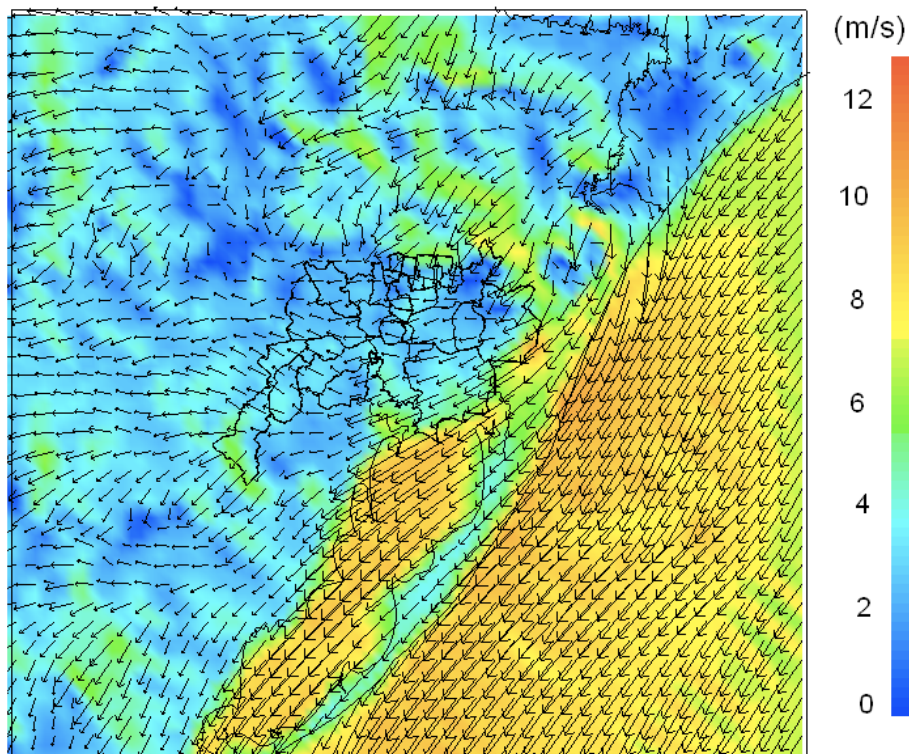


Figura 30 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

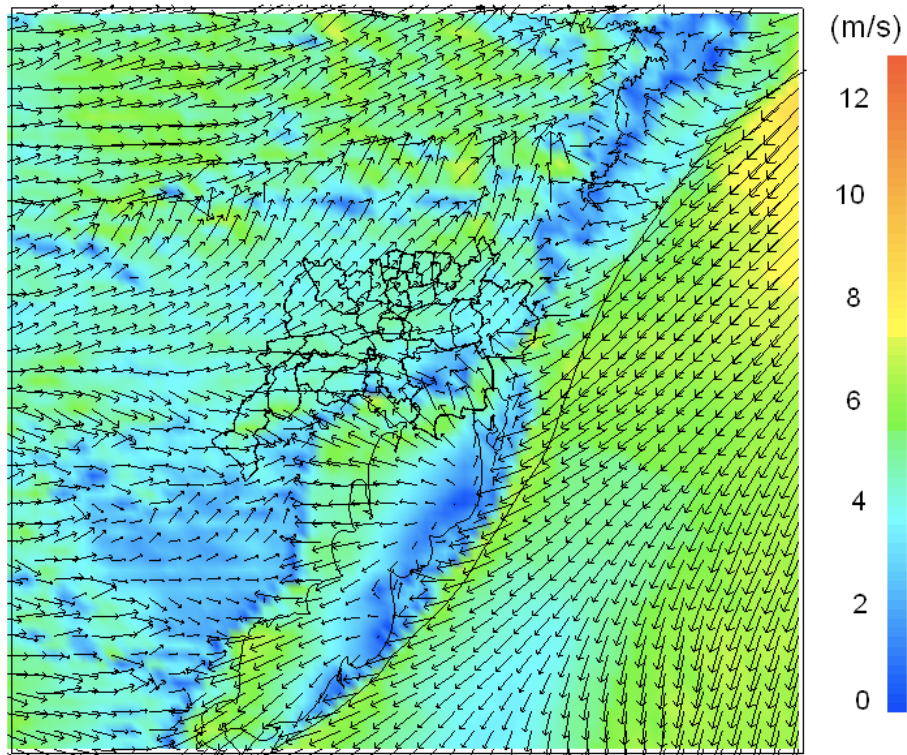


Figura 31 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

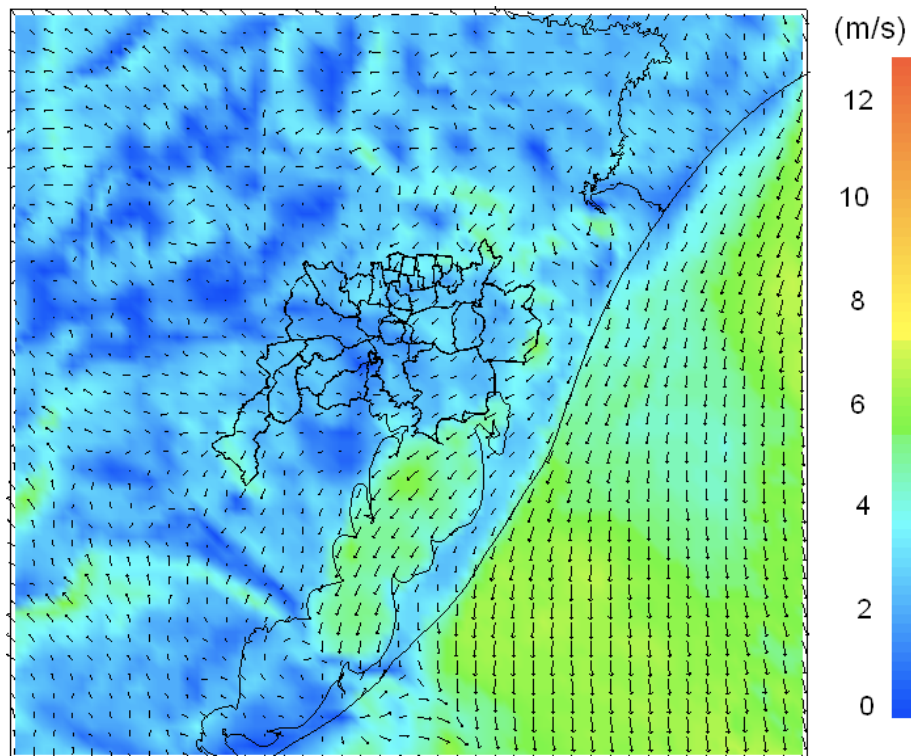


Figura 32 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

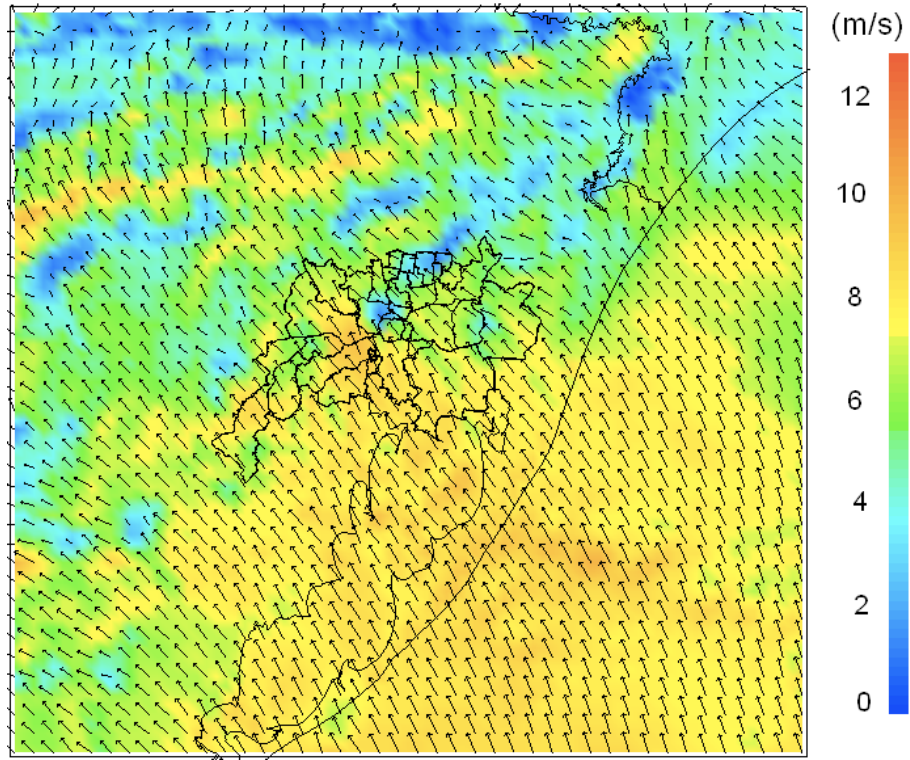


Figura 33 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

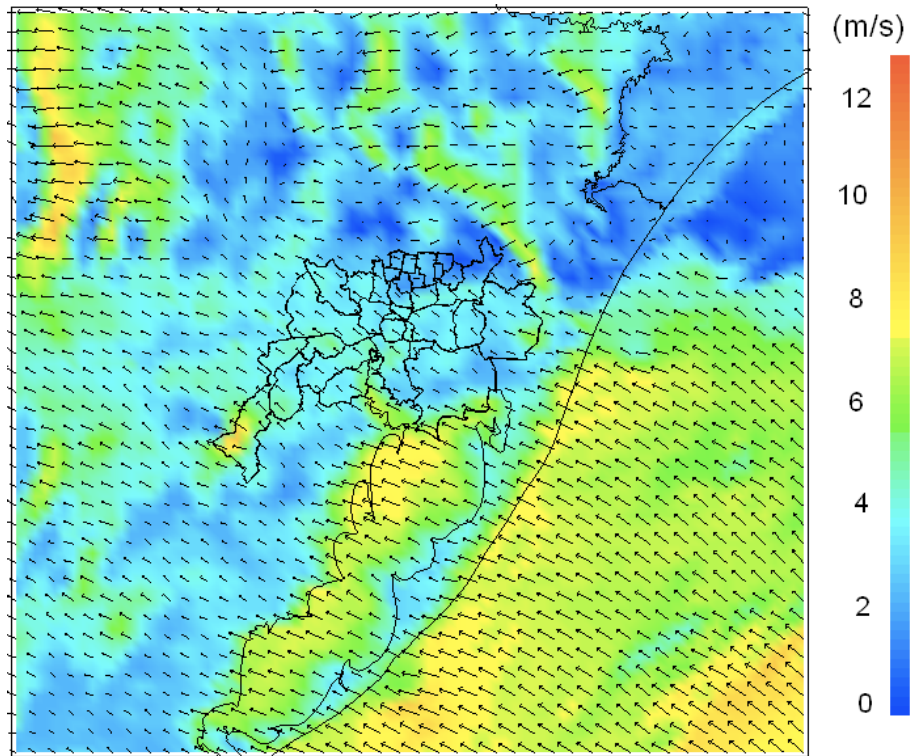


Figura 34 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

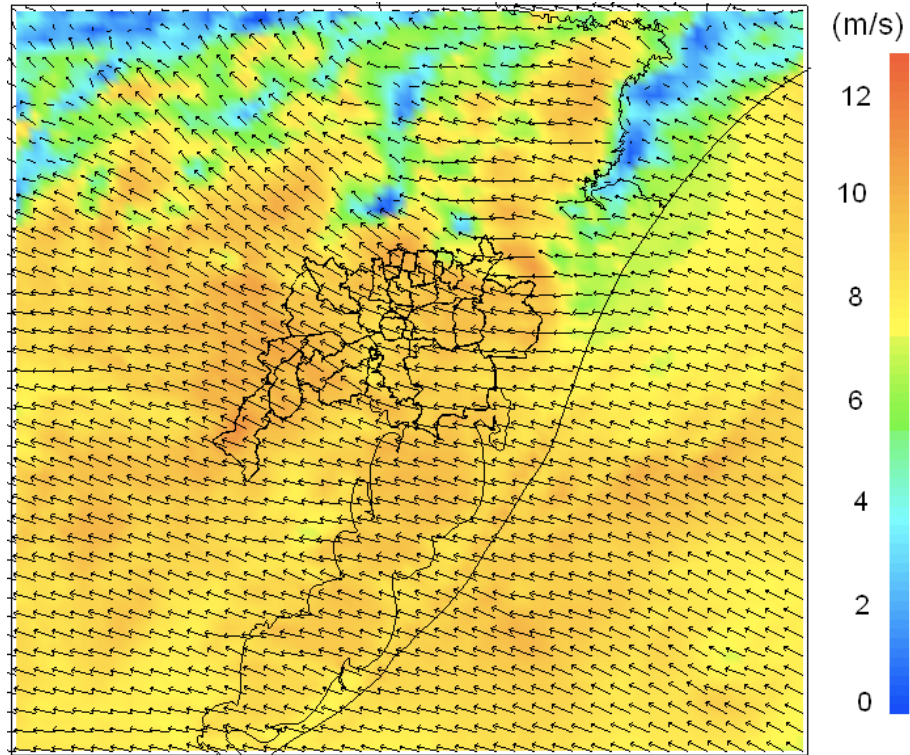


Figura 35 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

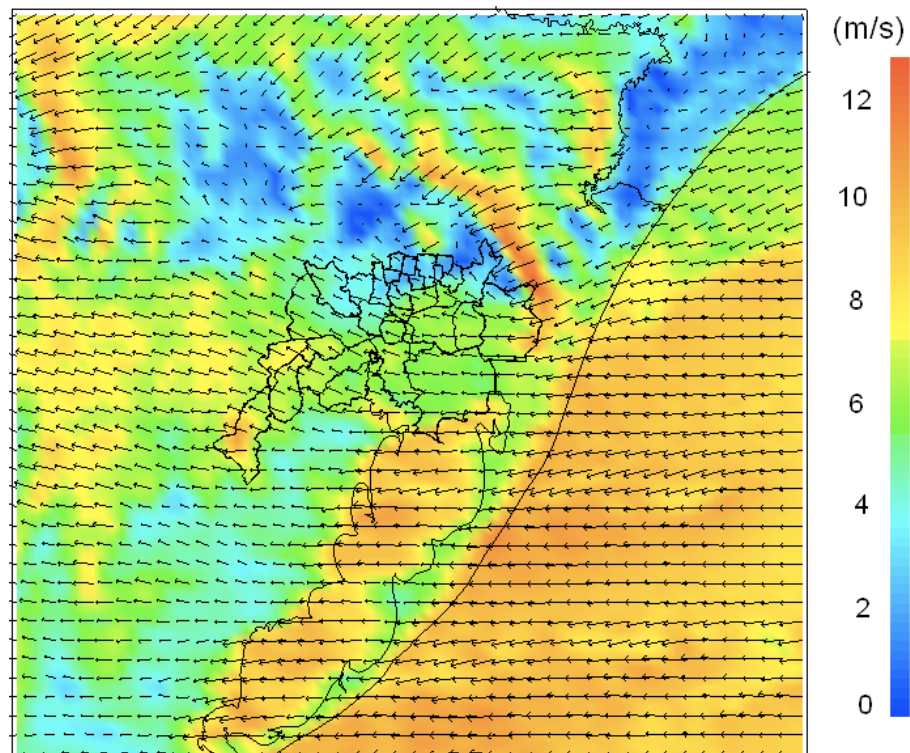


Figura 36 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

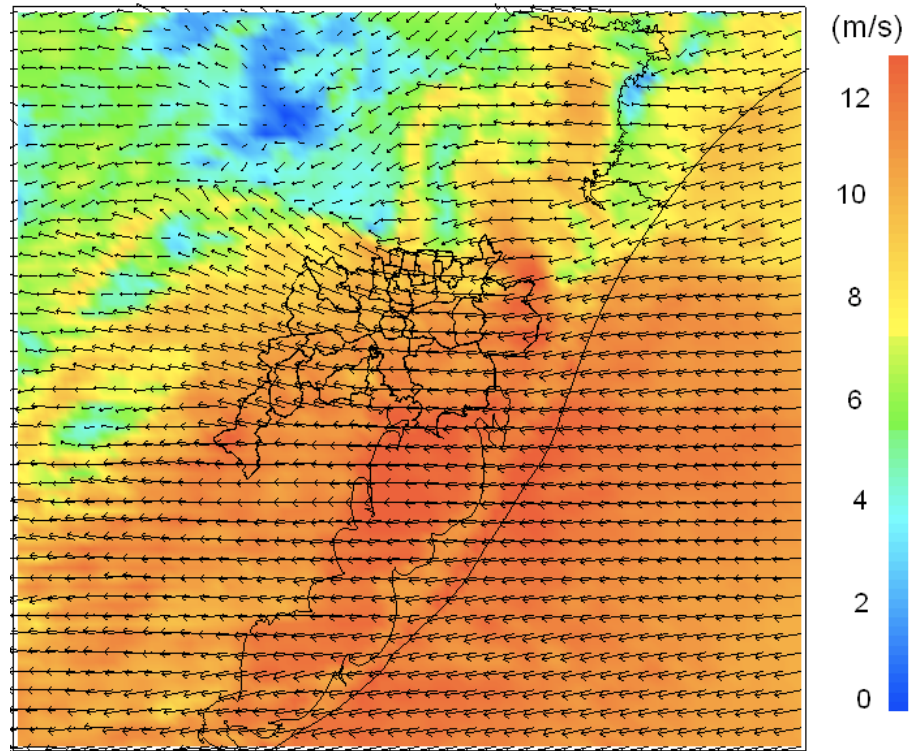


Figura 37 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

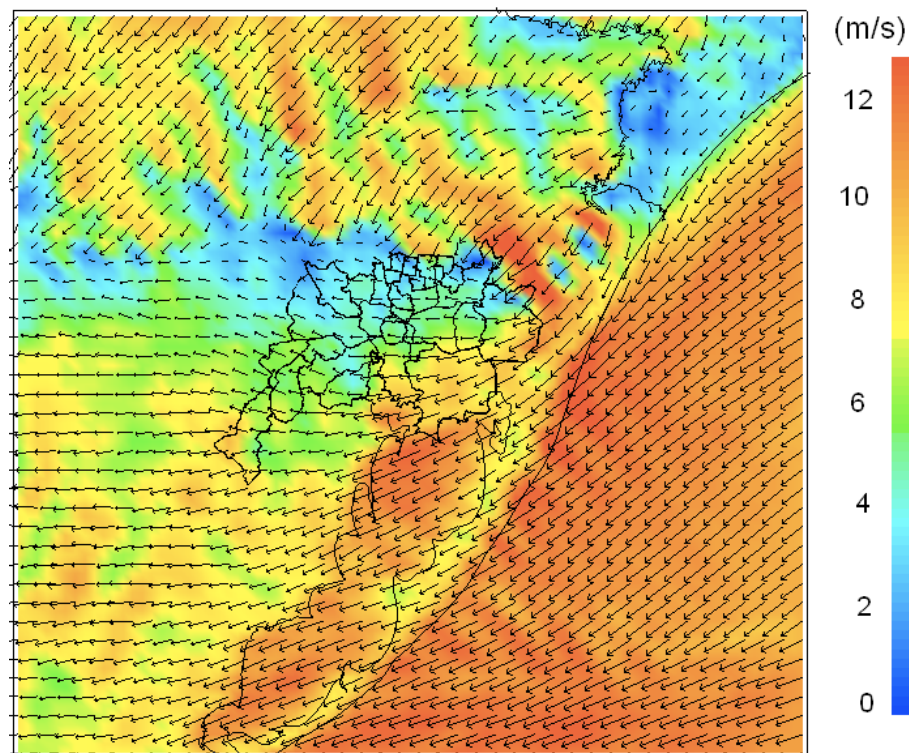


Figura 38 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

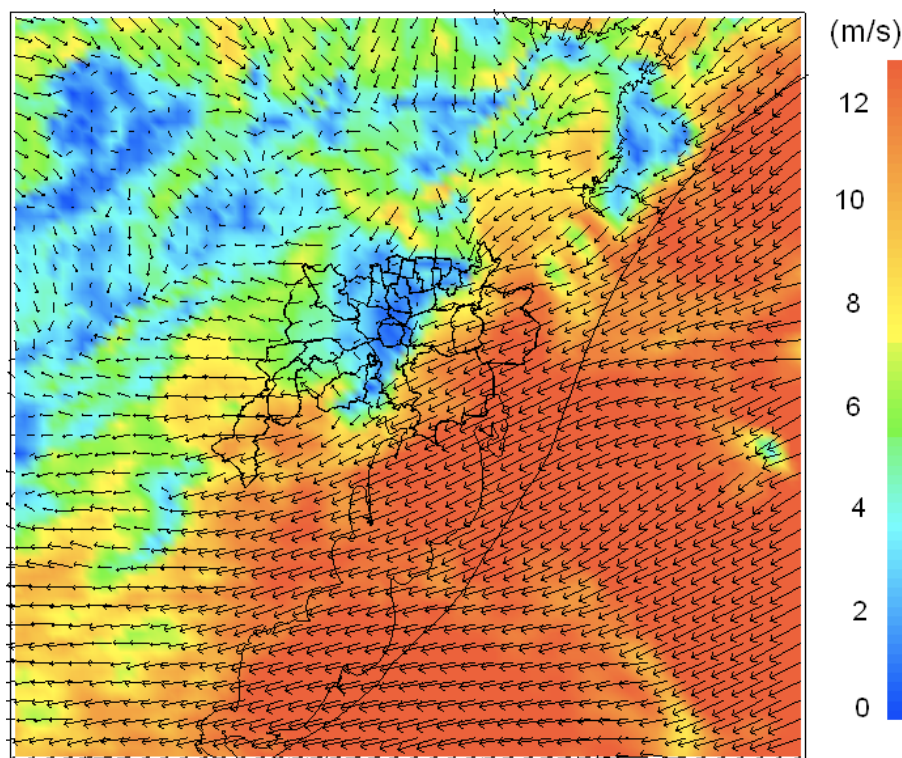


Figura 39 – Vento em superfície simulado pelo modelo WRF às 12 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

## 4.2 Simulação das espécies químicas

As Figs. 40 a 53 apresentam as simulações do campo de concentração em superfície de  $O_3$  no período de 05 a 11 de janeiro de 2009, às 00 e 15 HL, para o domínio interno (grade 2). Os resultados mostram que as altas concentrações de ozônio ocorrem após o meio dia e os valores mínimos ocorreram à noite; valores máximos ocorrem em torno das 15 HL e os valores mínimos ocorrem em torno das 00 HL. Observa-se ainda que nos dias 05, 06, 08 e 09, no horário das 15 HL, a pluma de  $O_3$  foi transportada de sudeste para noroeste. Nota-se também que, em alguns dias, como no dia 08 (Fig. 47), o vento transportou a pluma de  $O_3$  para fora da área onde os precursores são emitidos, ou seja, para fora da RMPA. Já no dia 07 (Fig. 45), a pluma de  $O_3$  permaneceu estagnada sobre a RMPA e Laguna dos Patos, devido à convergência do campo de vento gerada pelas brisas (marítima e lacustre) e ventos de oeste. Nos outros dias, a pluma de  $O_3$  foi transportada para oeste por efeito da brisa marítima que, rapidamente, deslocou a pluma para áreas fora da RMPA. A influência da brisa no transporte da pluma de  $O_3$  também foi observados por Tie et al. (2009).



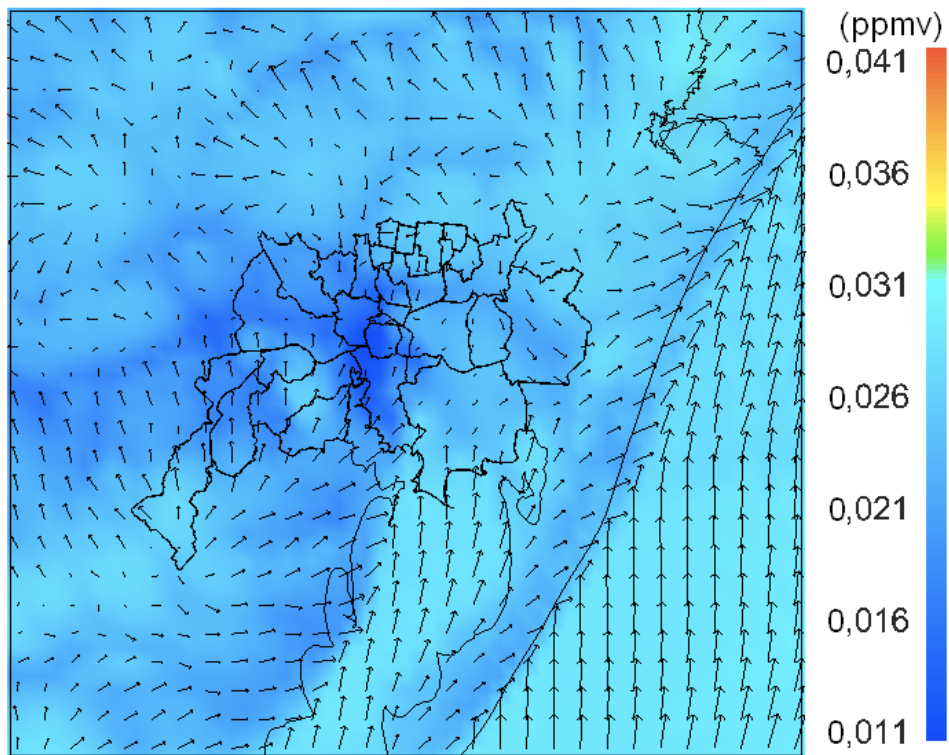


Figura 40 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009.

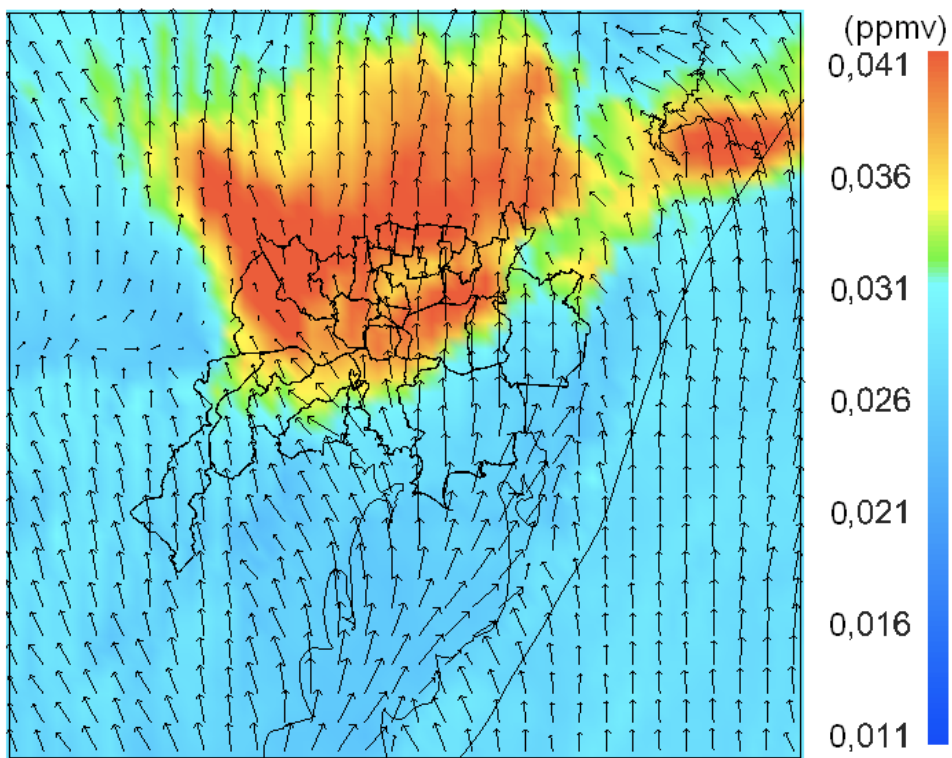


Figura 41 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 05 de janeiro de 2009.

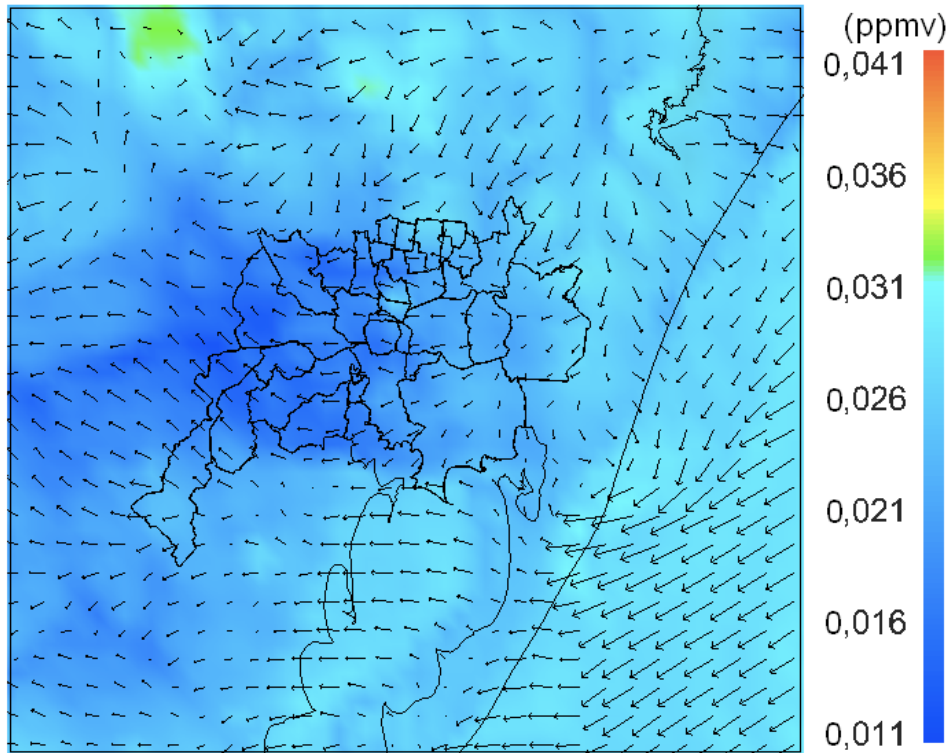


Figura 42 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

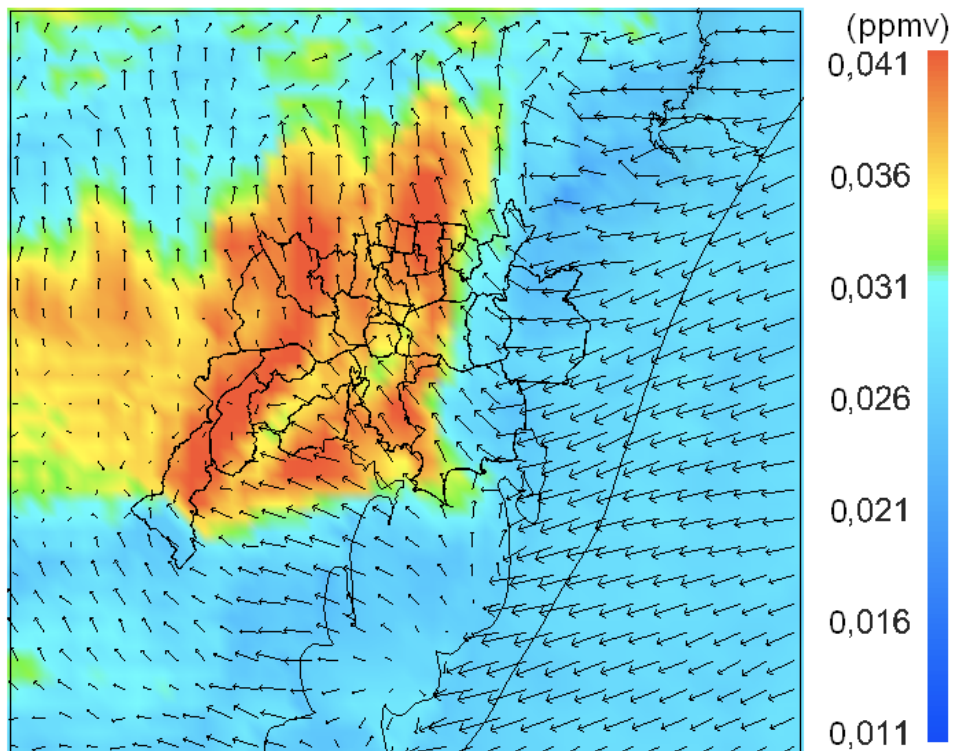


Figura 43 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

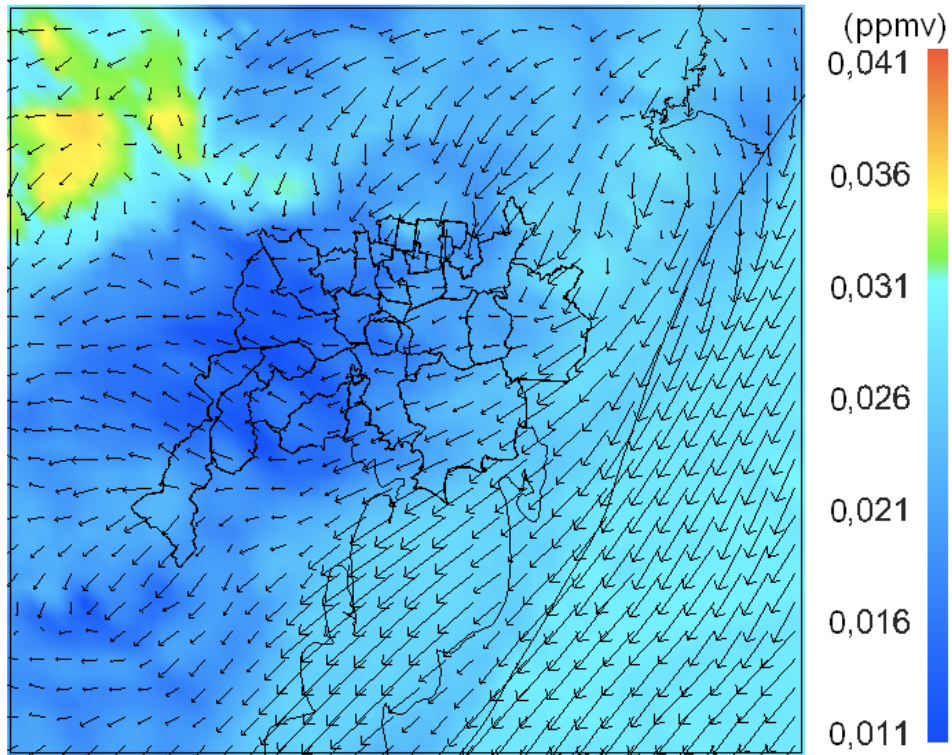


Figura 44 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

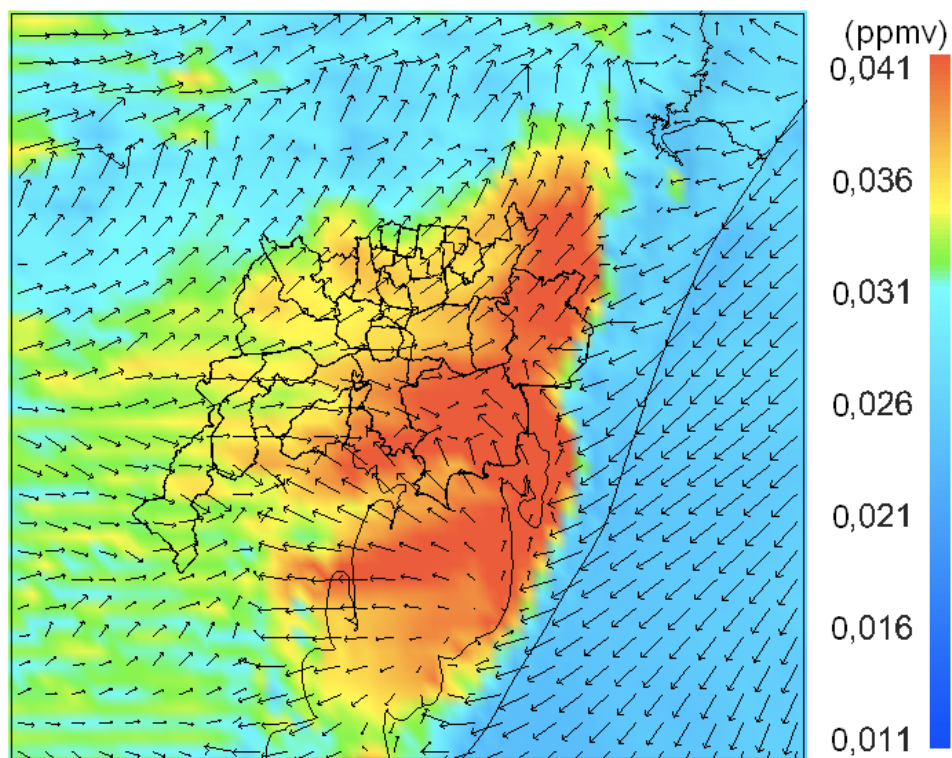


Figura 45 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

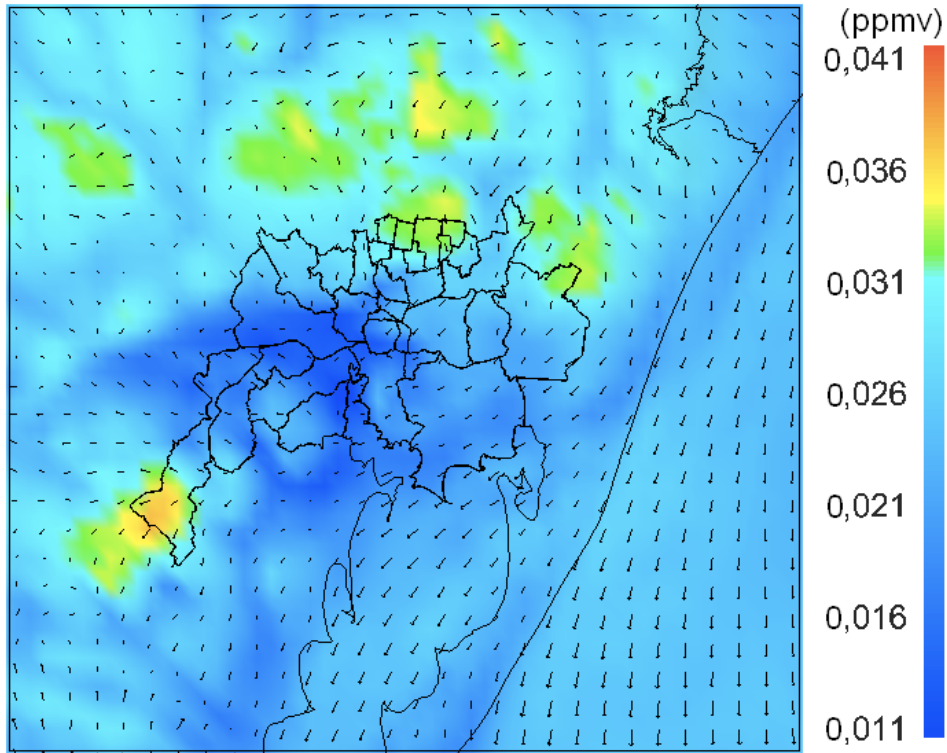


Figura 46 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

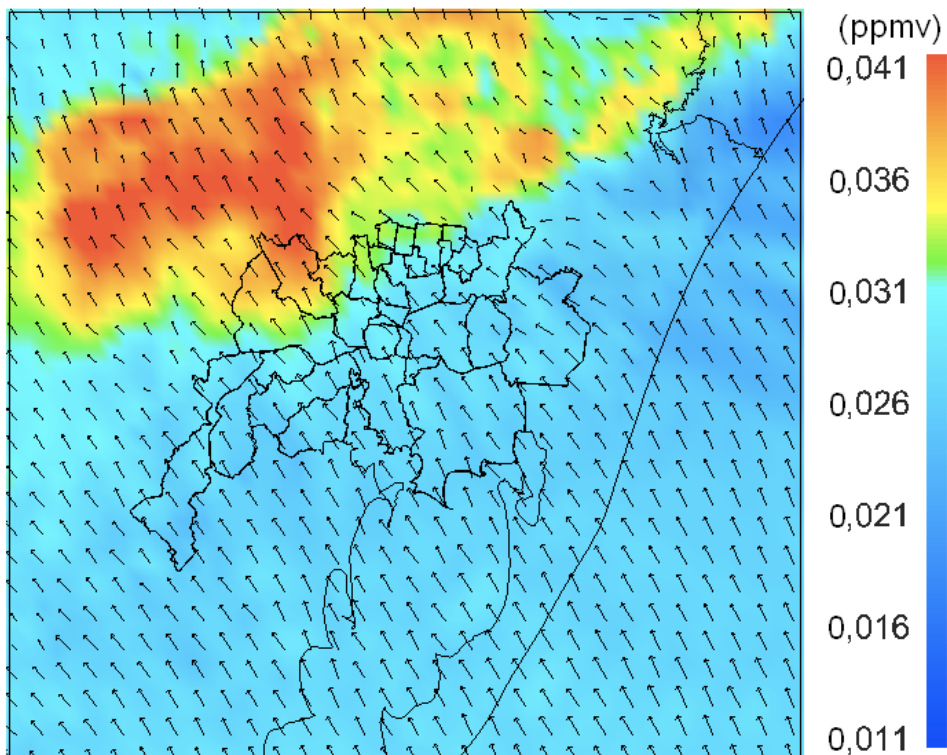


Figura 47 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

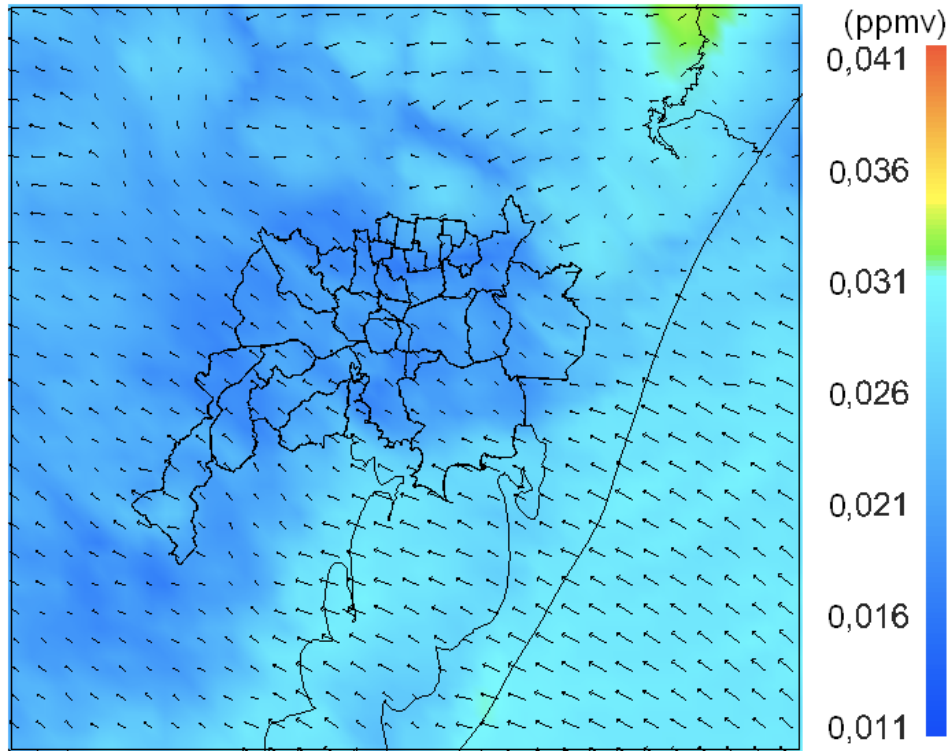


Figura 48 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

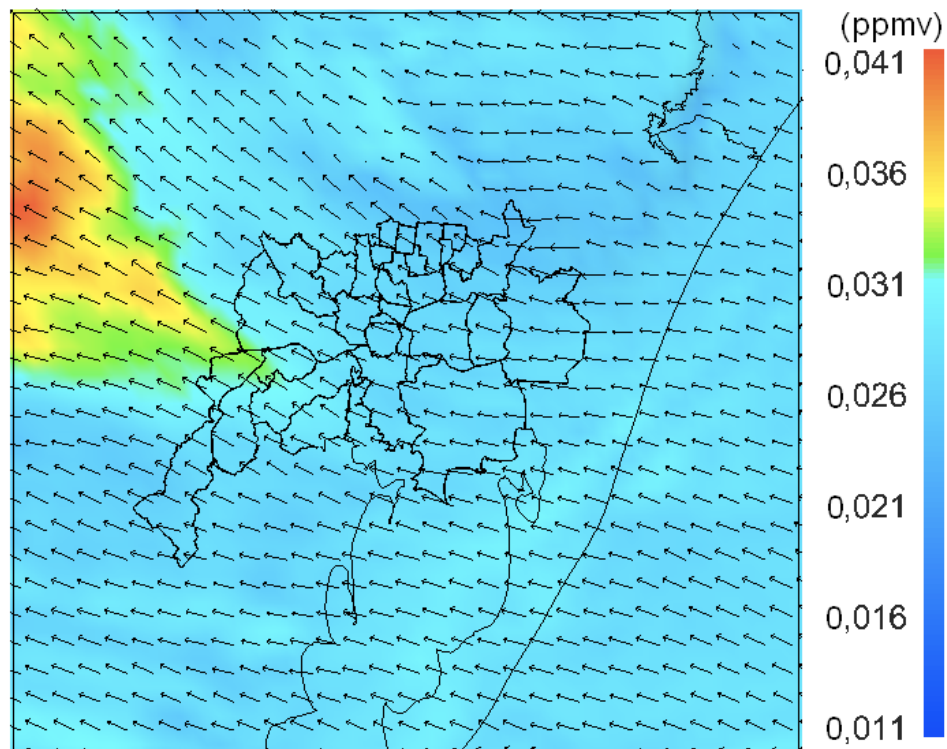


Figura 49 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

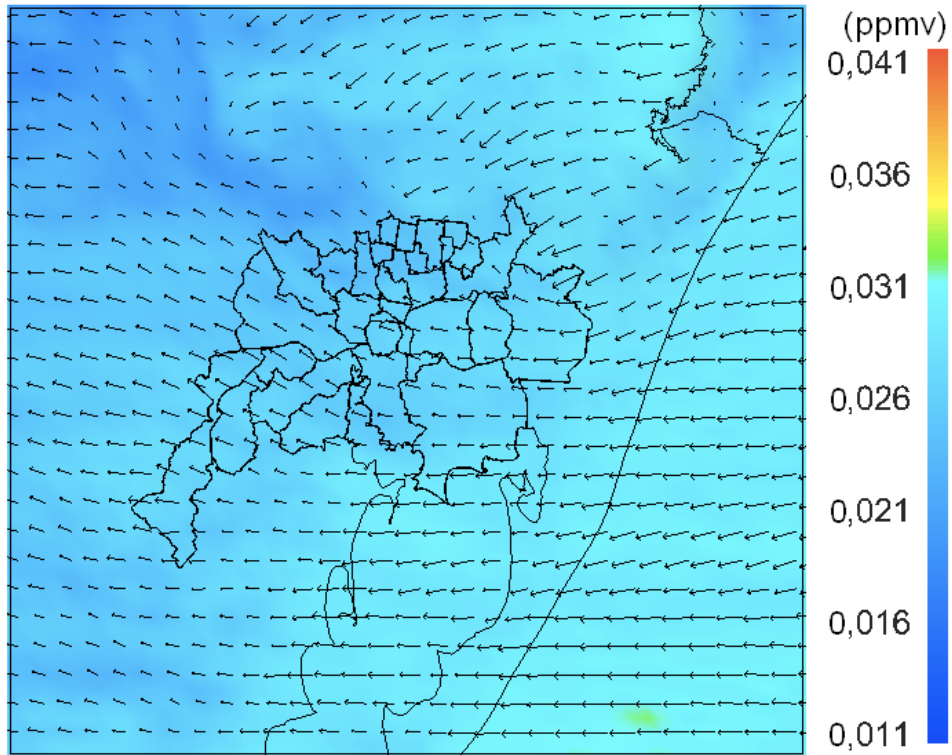


Figura 50 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

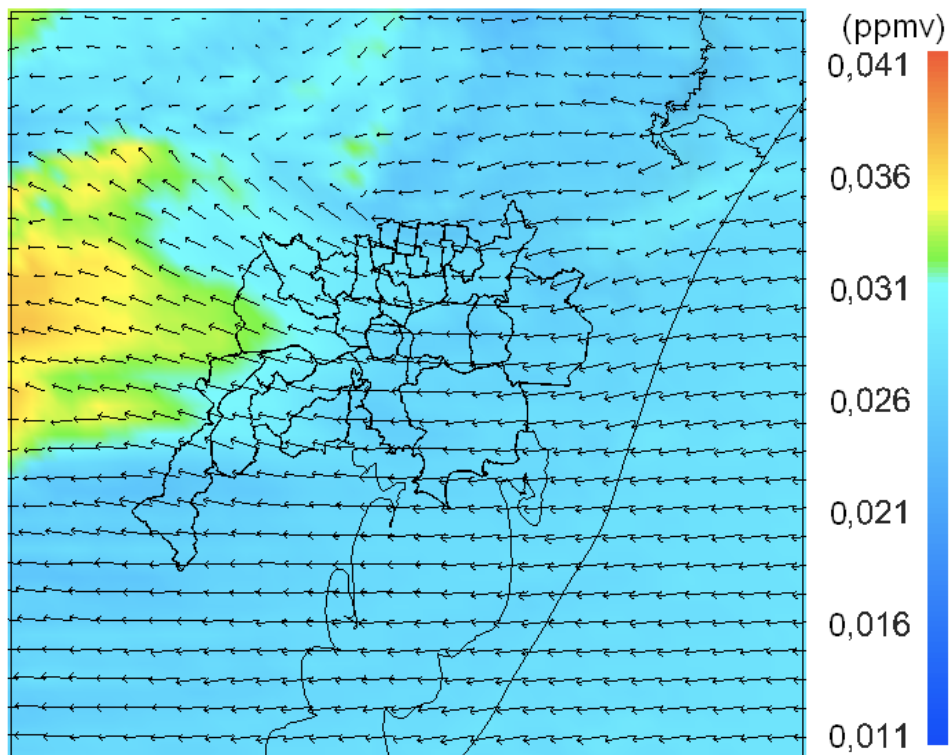


Figura 51 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

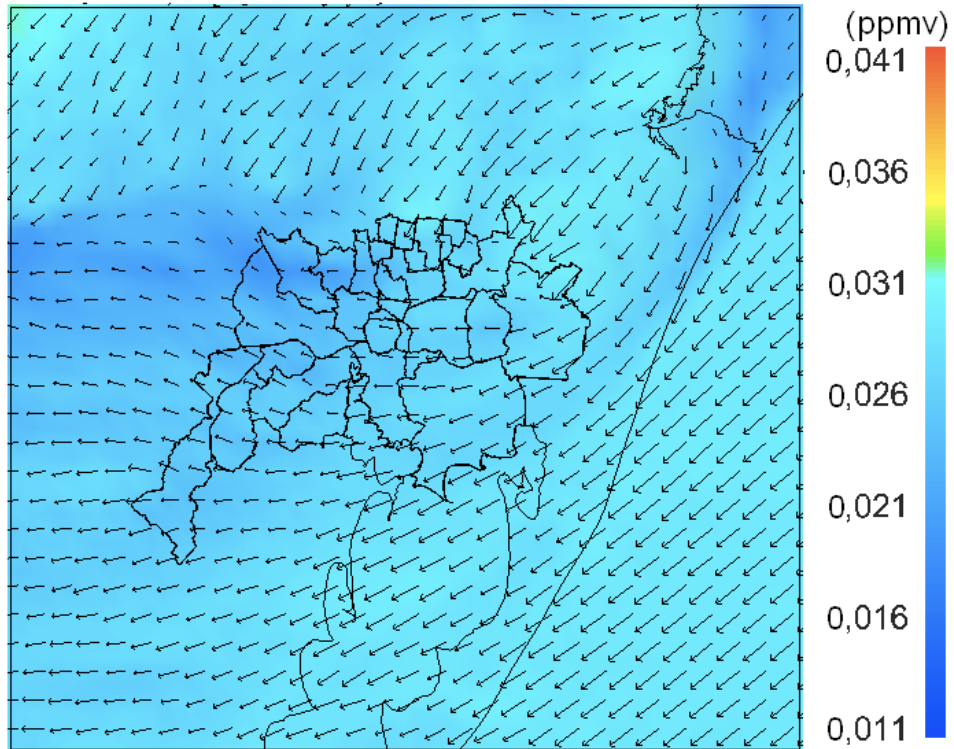


Figura 52 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

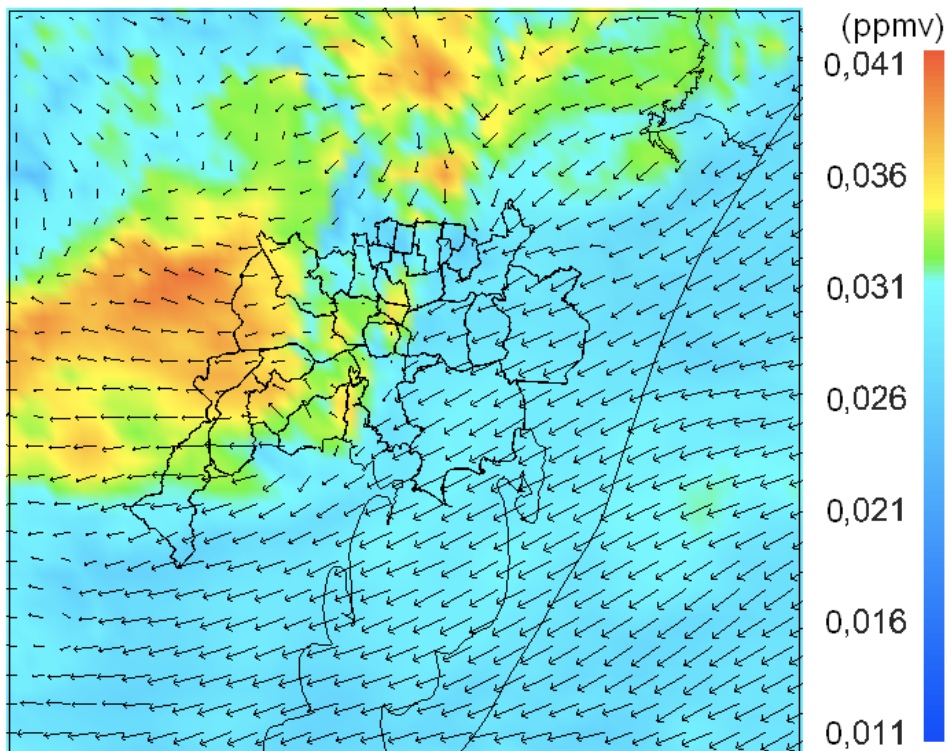


Figura 53 – Razão de mistura de O<sub>3</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

O CO é um poluente diretamente emitido por fontes na superfície e, uma vez na atmosfera, possui um tempo de vida de aproximadamente dois meses (SEINFELD, 1986). Por consequência, este poluente é basicamente controlado pelos processos de emissão e transporte. As Figs. 54 a 67 mostram as simulações do campo de razão de mistura em superfície de CO às 00 e 15 HL no período de 05 a 11 de janeiro de 2009, para o domínio simulação interno (grade 2). Pode-se notar que os máximos de concentração acontecem nos primeiros horários da manhã, por volta das 07 HL. Observa-se, também, que os valores de razão de mistura de CO são maiores no horário das 00 HL do que no horário das 15 HL. Durante o dia, o valor calculado da razão de mistura é menor devido à forte mistura turbulenta aliada à elevação da altura da camada limite planetária. O escoamento vale/montanha (Serra Geral) e as brisas lacustre e marítima exercem um papel importante para o transporte de poluentes na RMPA. Por exemplo, nos dias 07, 08 e 09 observa-se o escoamento de vale/montanha e a brisa marítima, que cooperam para o transporte da pluma de CO a partir da RMPA. Tie et al. (2007), também evidenciou o importante papel das brisas no transporte dos precursores sobre a Cidade do México.

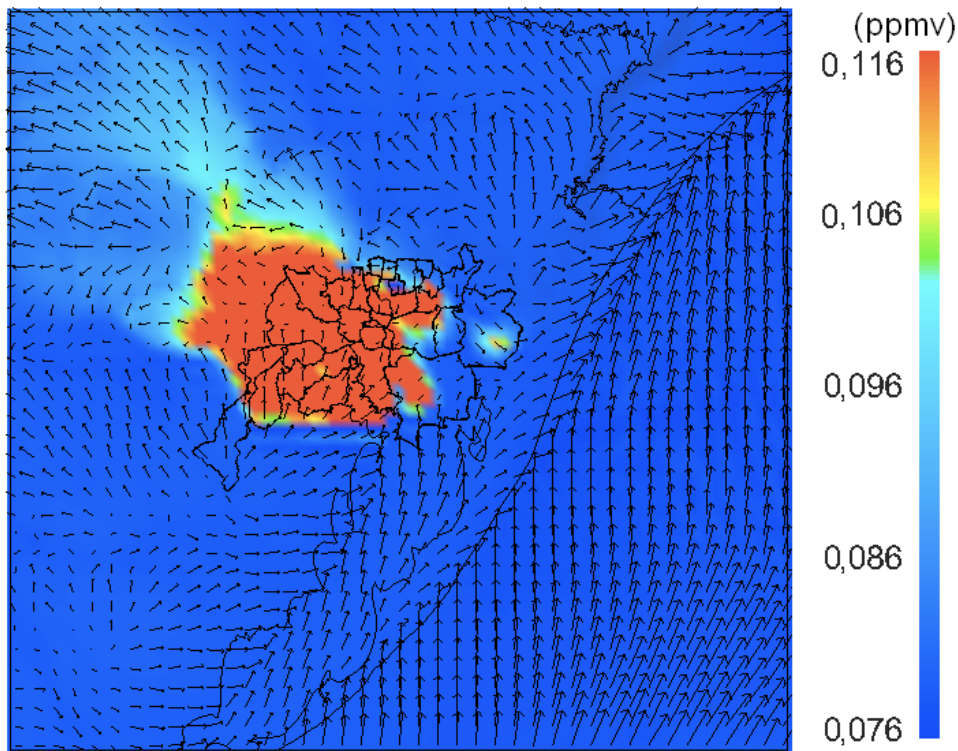


Figura 54 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009.



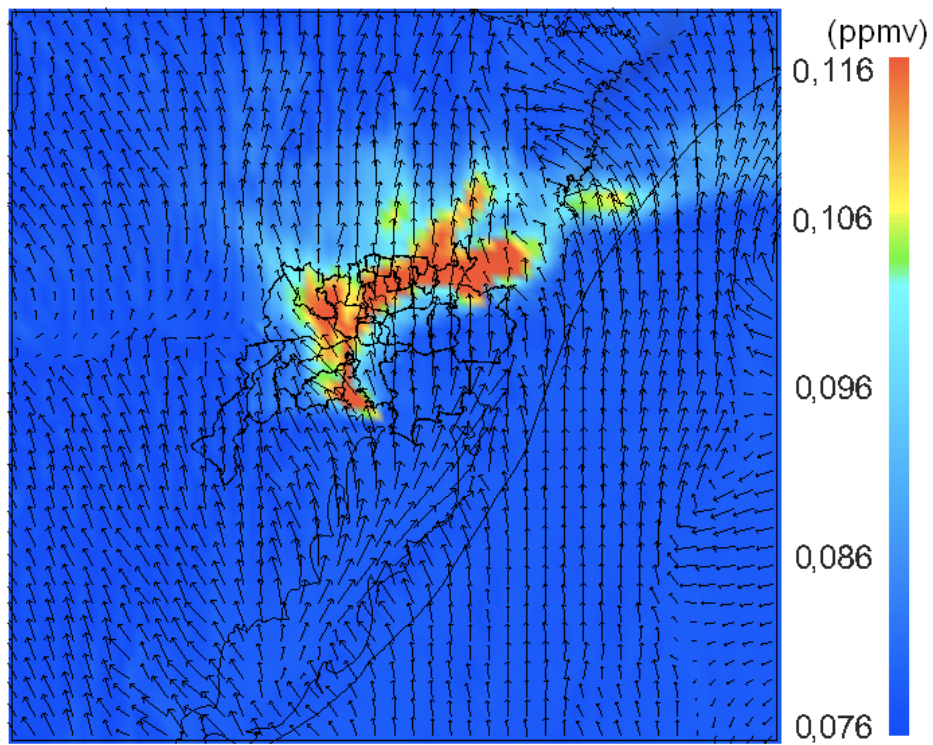


Figura 55 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 05 de janeiro de 2009.

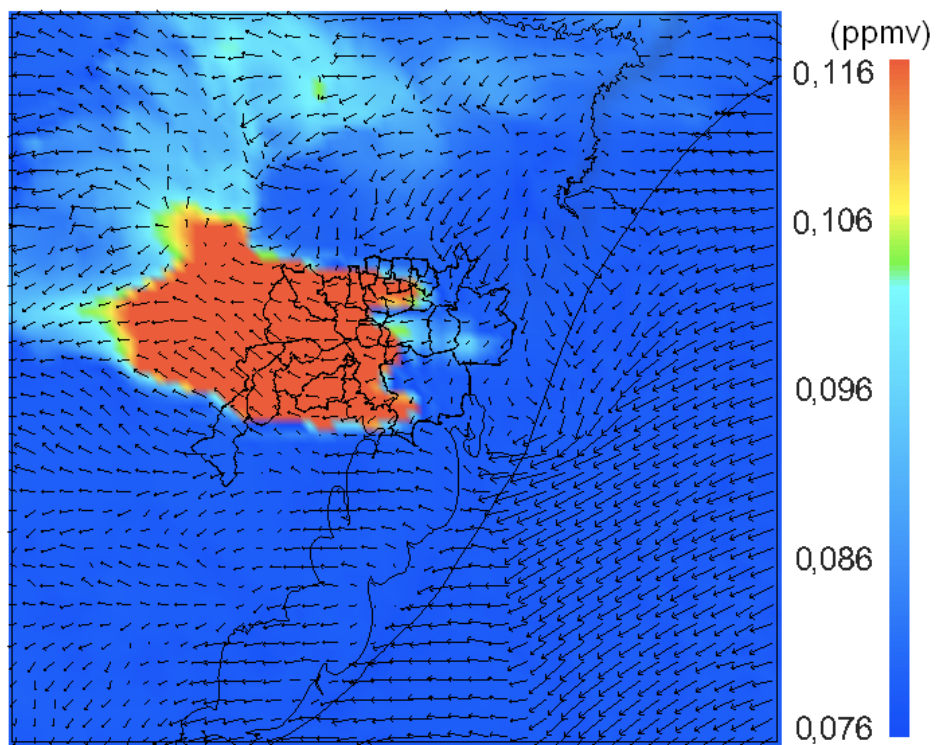


Figura 56 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

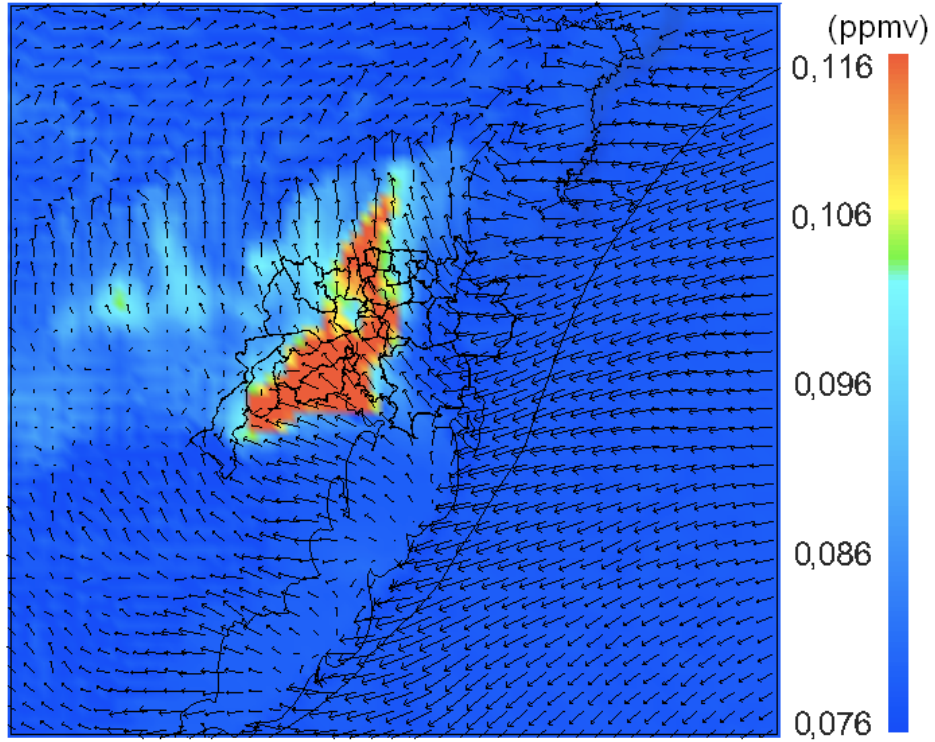


Figura 57 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

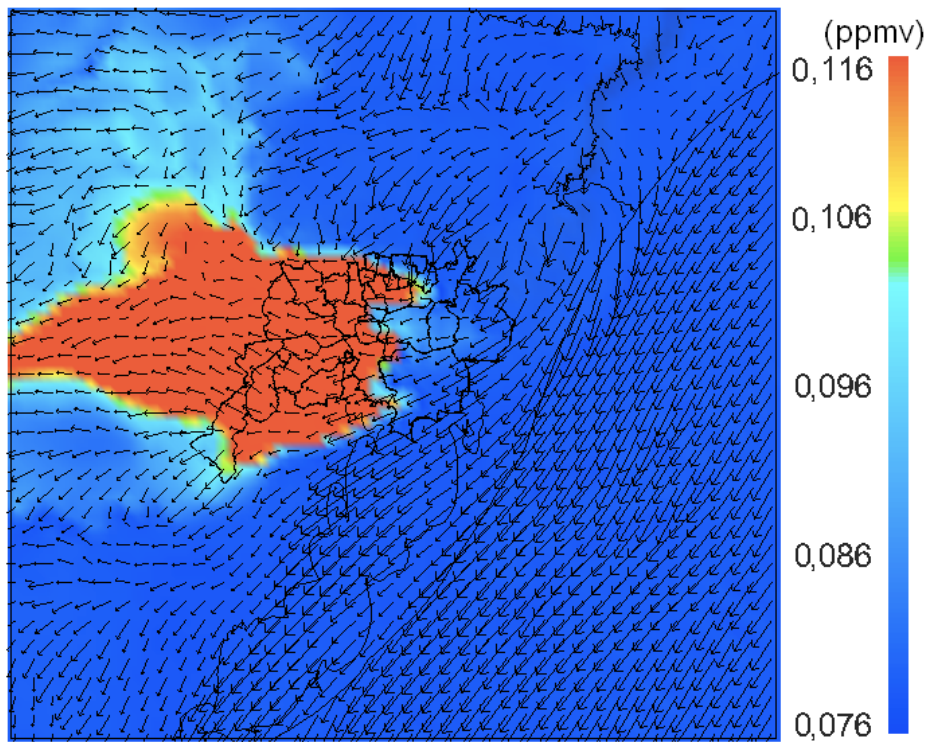


Figura 58 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

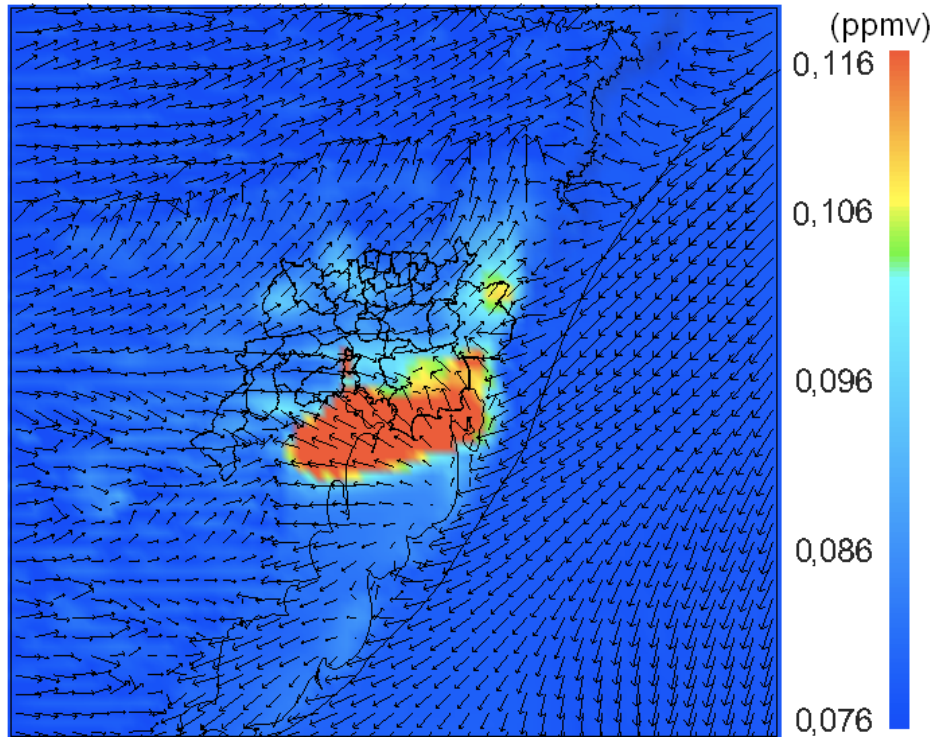


Figura 59 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

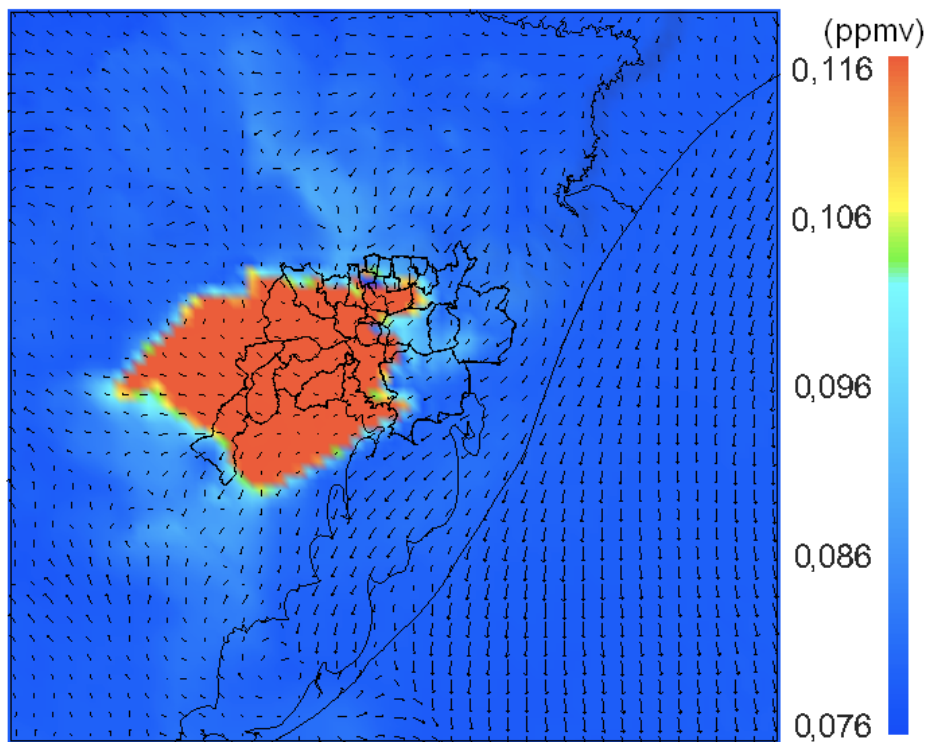


Figura 60 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

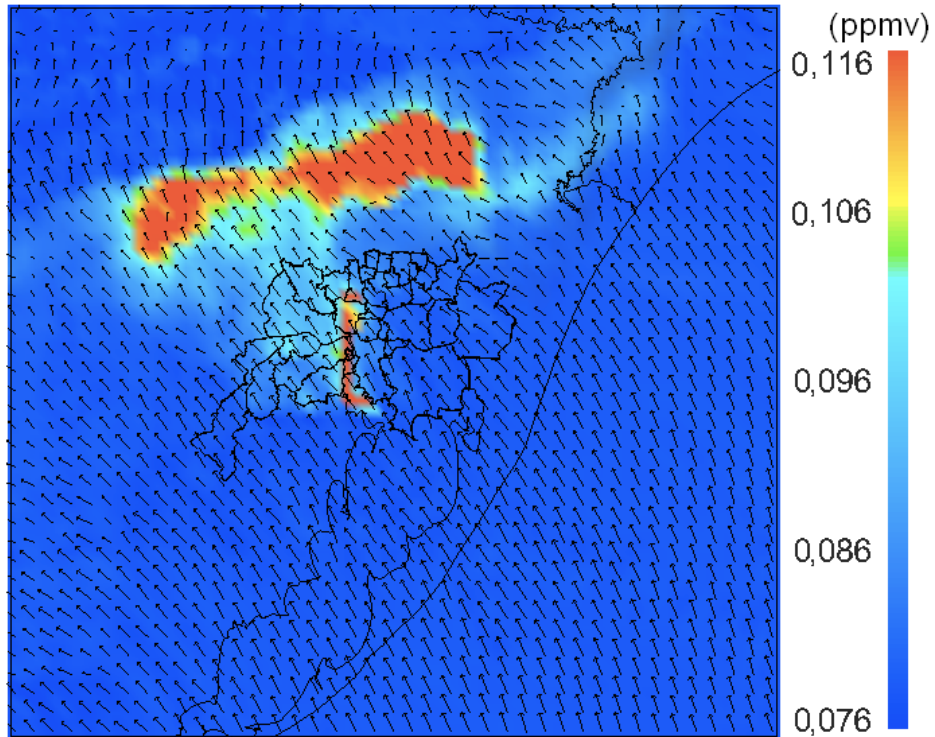


Figura 61 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

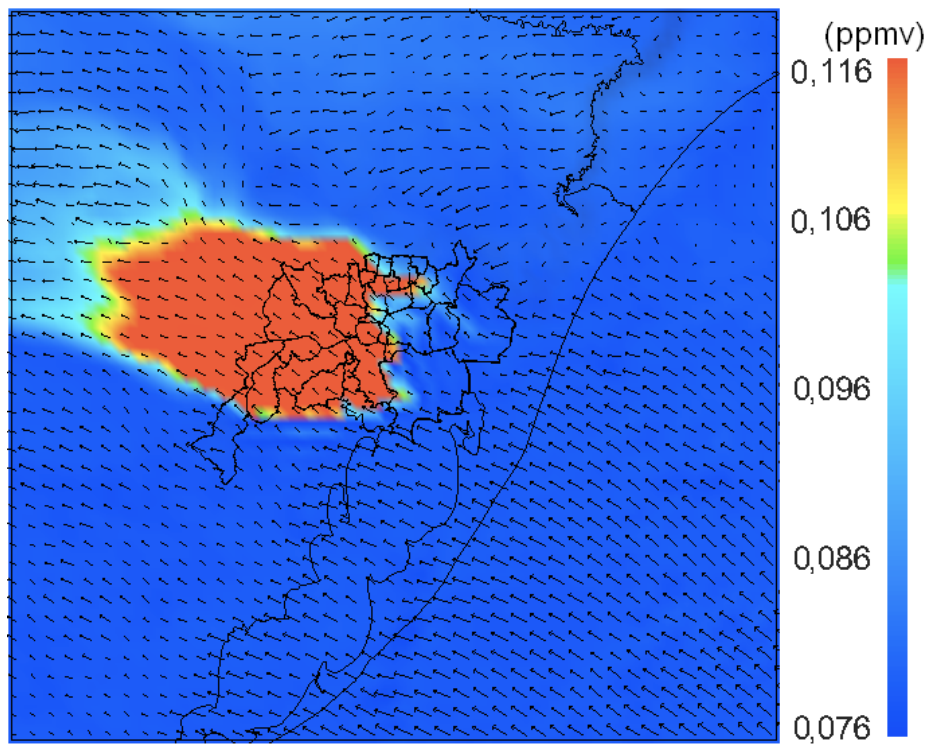


Figura 62 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

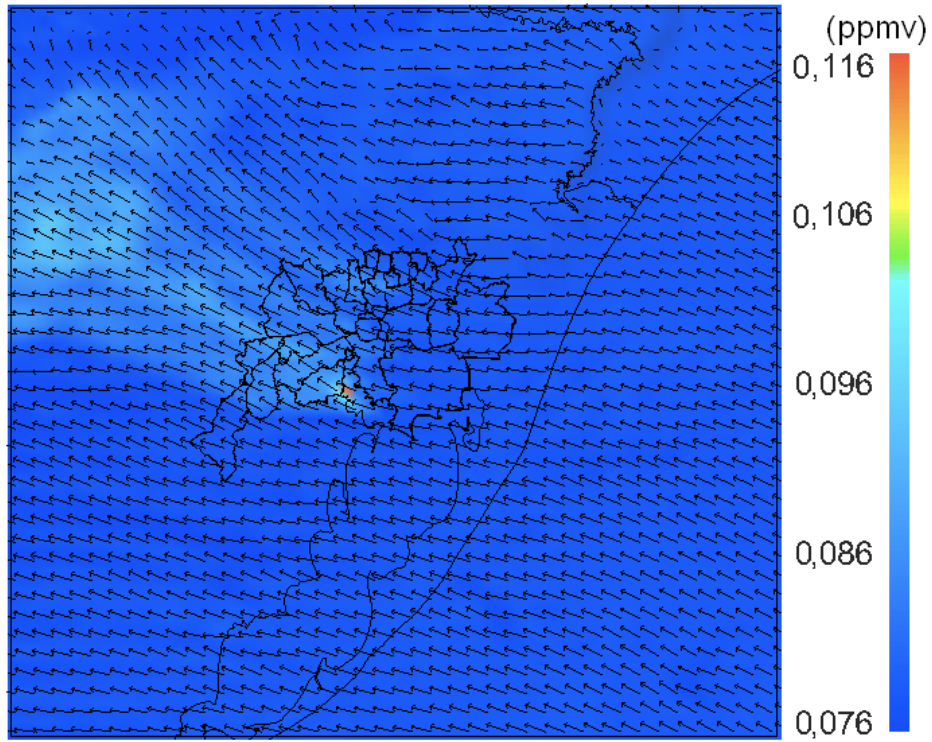


Figura 63 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

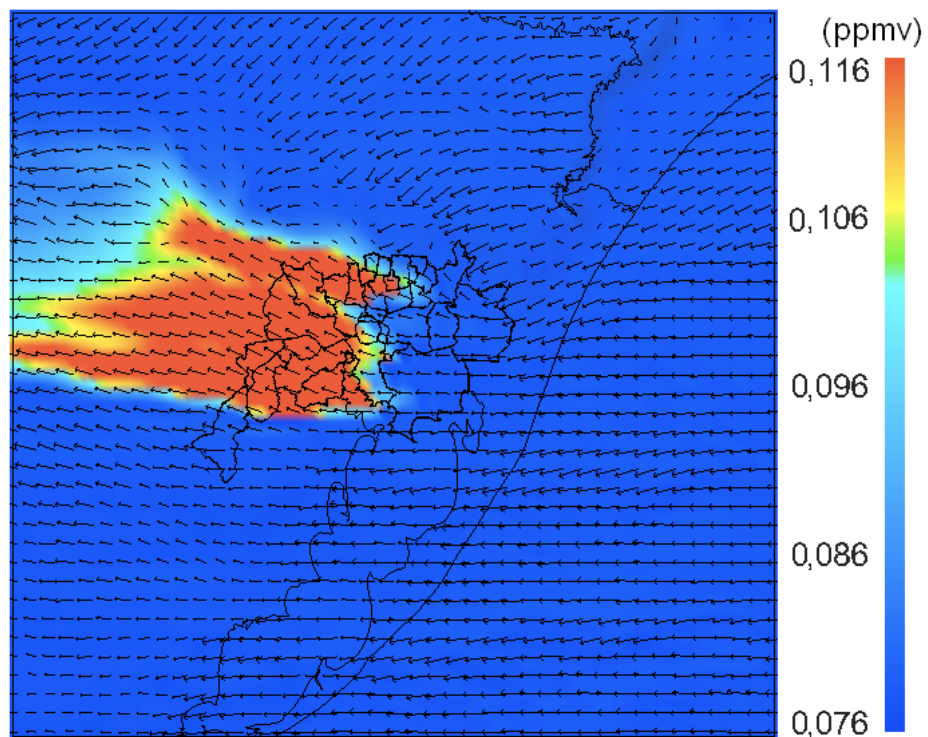


Figura 64 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

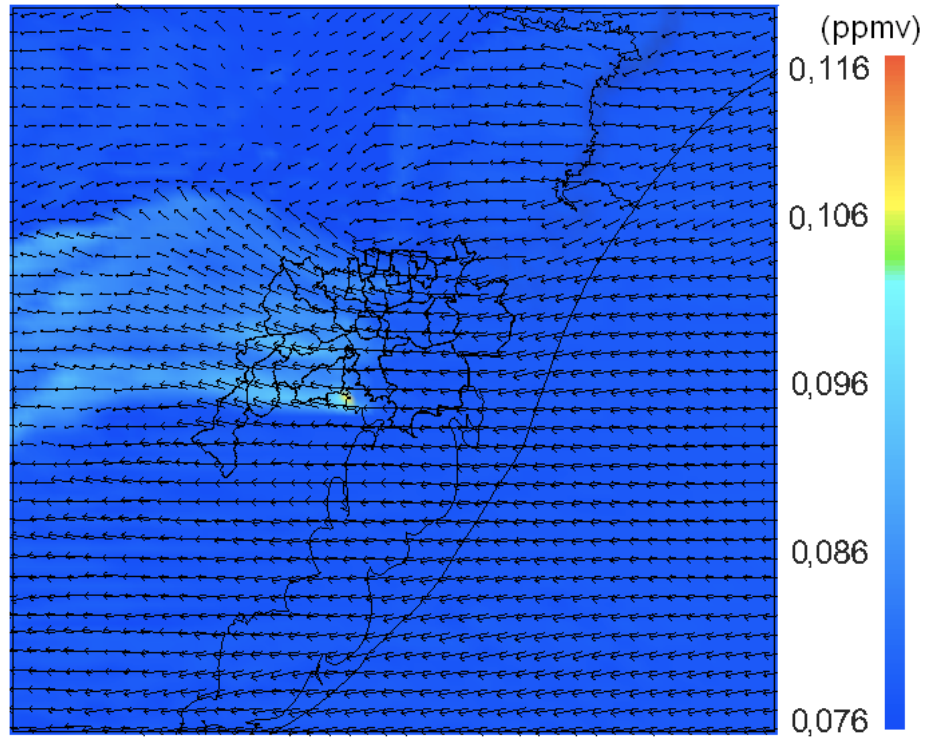


Figura 65 - Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

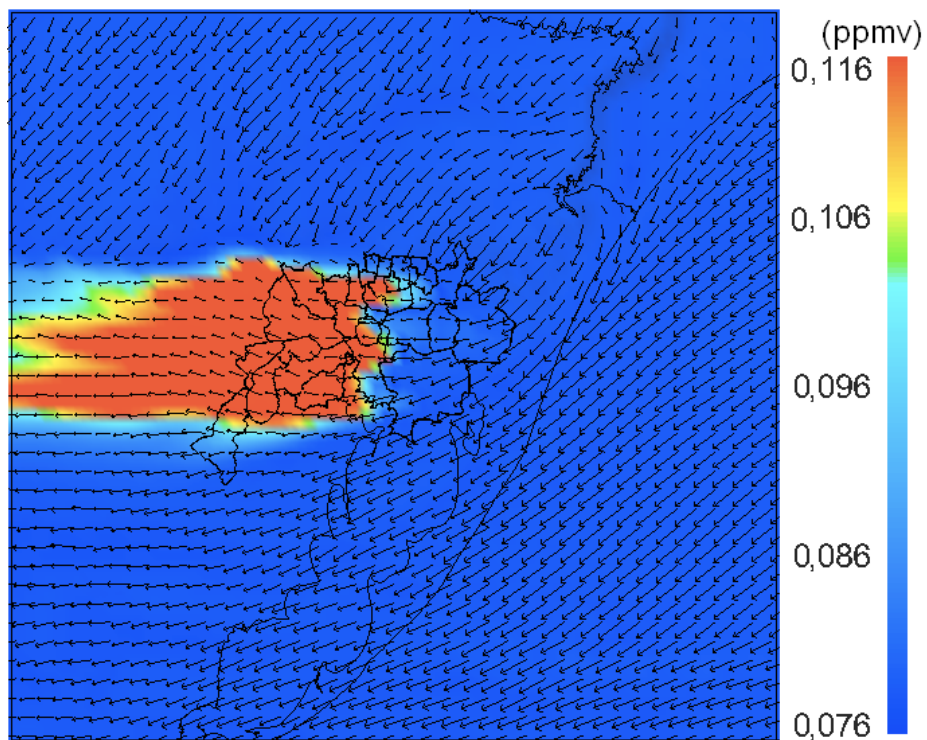


Figura 66 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

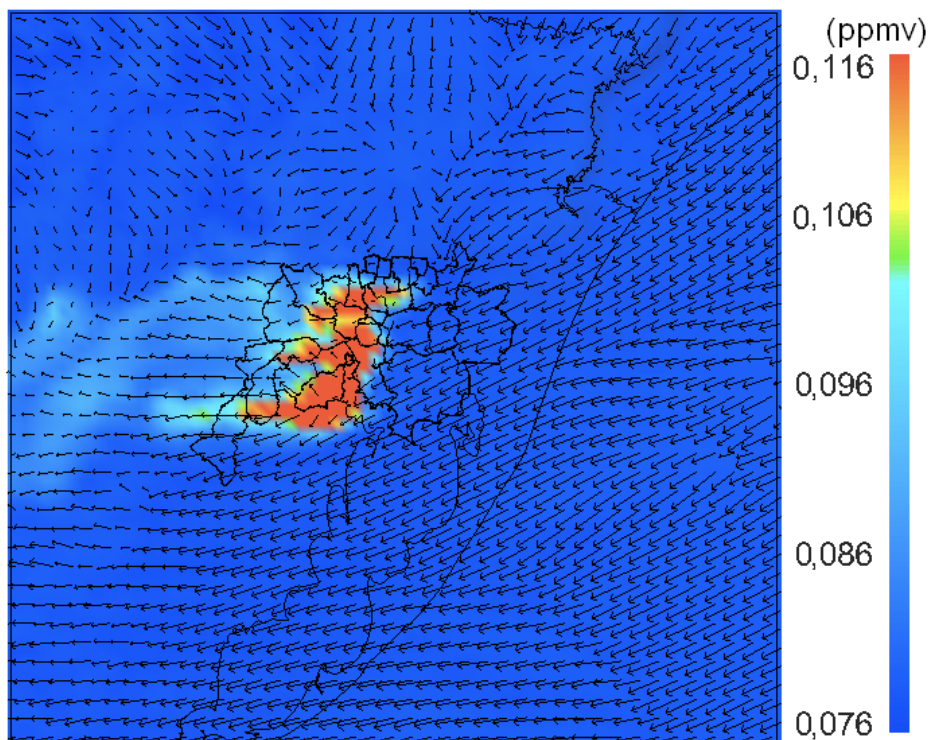


Figura 67 – Razão de mistura de CO simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

Nas Figs. 68 a 81 são apresentados os campos de razão de mistura em superfície de  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) no período de 05 a 11 de janeiro de 2009, às 00 e 15 HL, para o domínio interno (grade 2) do WRF/Chem. O  $\text{NO}_x$  é também emitido diretamente por fontes na superfície e o tempo de vida deste poluente na atmosfera é de aproximadamente 1 a 2 dias (FINLAYSON-PITTS E PITTS, 2000). A distribuição do  $\text{NO}_x$  é determinada pela combinação dos processos de química, transporte e emissão. De acordo com as figuras, os valores máximos de concentração de  $\text{NO}_x$  também ocorrem nos primeiros momentos da manhã. Durante a tarde, a razão de mistura de  $\text{NO}_x$  diminui significativamente devido à intensificação da mistura turbulenta na vertical e devido à evolução da camada limite planetária. As mesmas circulações locais que influenciaram o transporte de CO influenciam o transporte de  $\text{NO}_x$ . No dia 06 às 15 HL (Fig. 71), nota-se uma divergência do vento sobre a região da laguna que afetou a circulação ao sul da RMPA. Este resultado mostra que o modelo é capaz de simular os efeitos da brisa lacustre e a sua influência na dispersão dos poluentes na região.

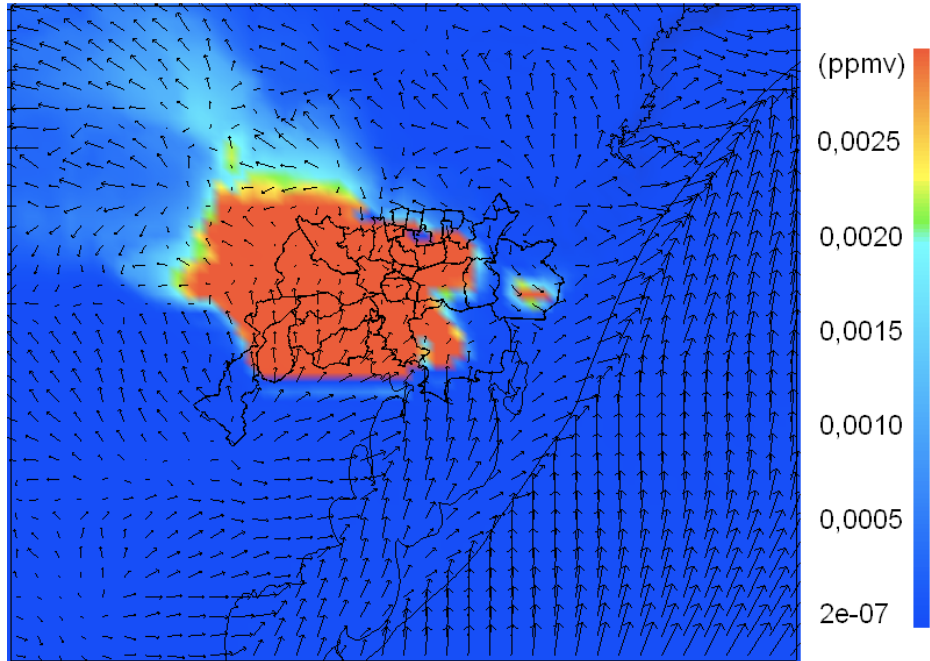


Figura 68 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 05 de janeiro de 2009.

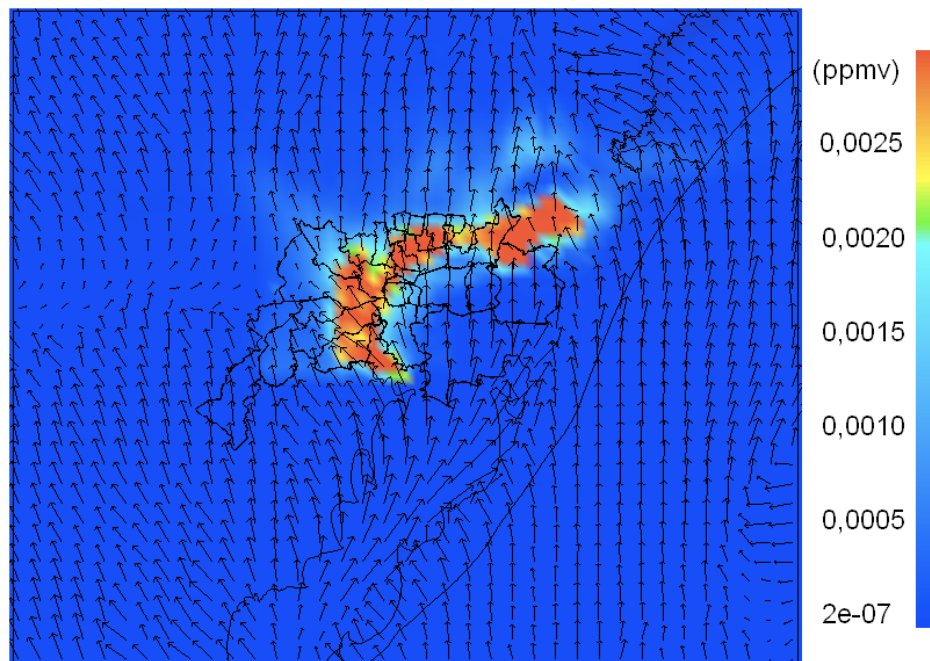


Figura 69 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 05 de janeiro de 2009.



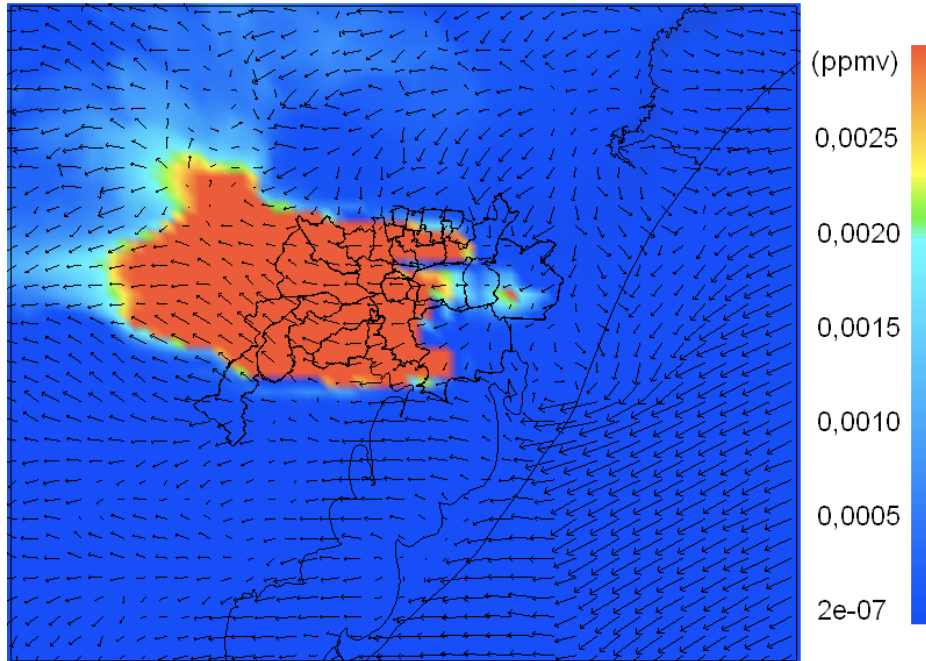


Figura 70 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

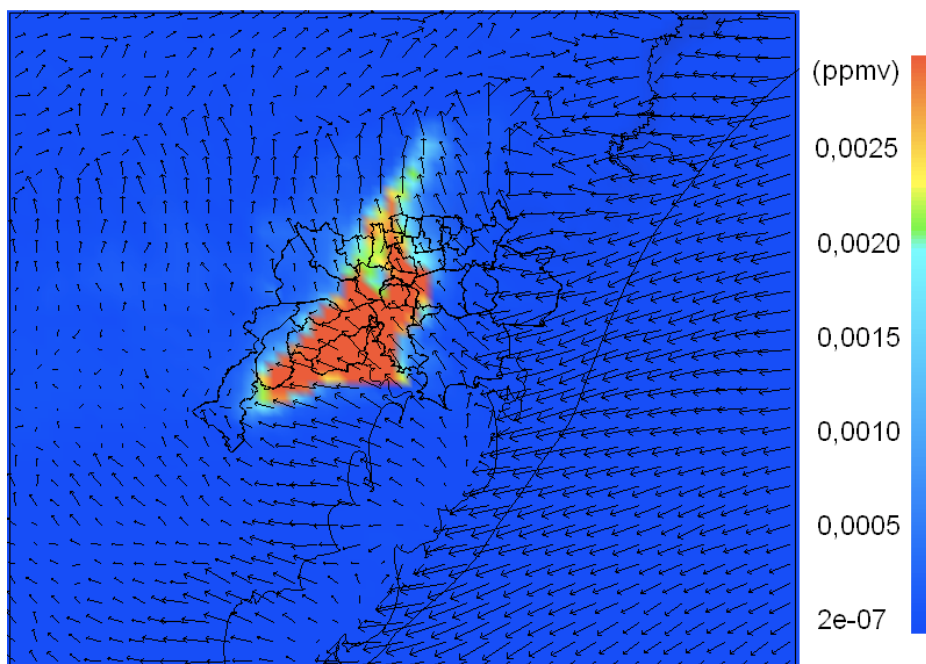


Figura 71 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 06 de janeiro de 2009.

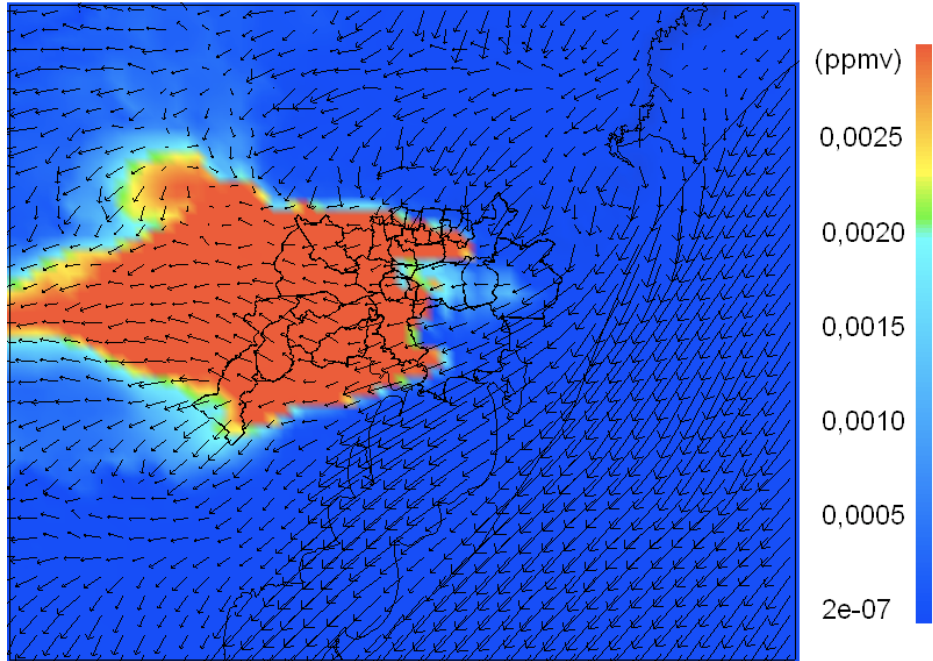


Figura 72 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

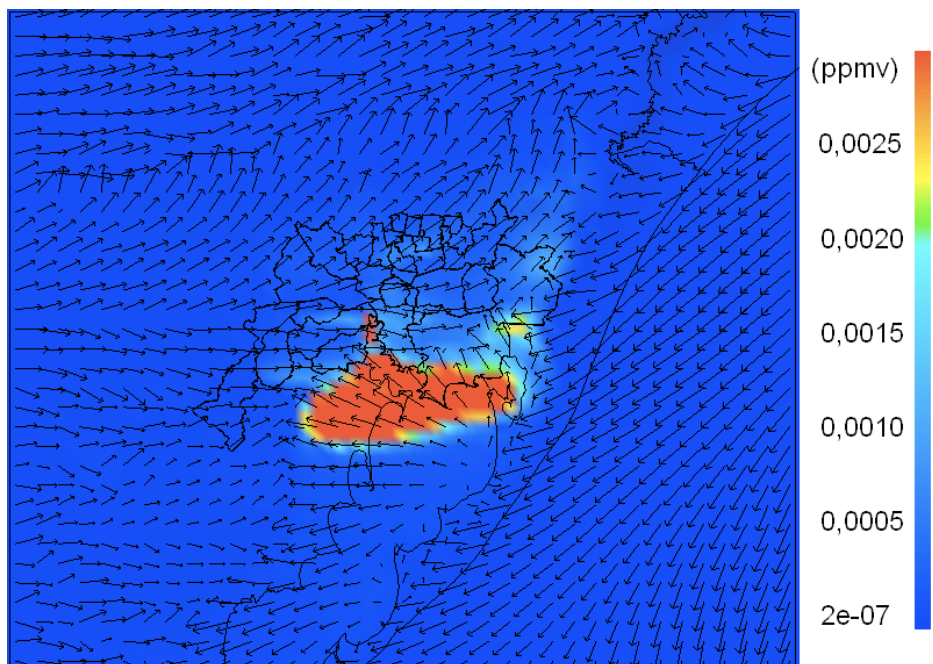


Figura 73 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 07 de janeiro de 2009.

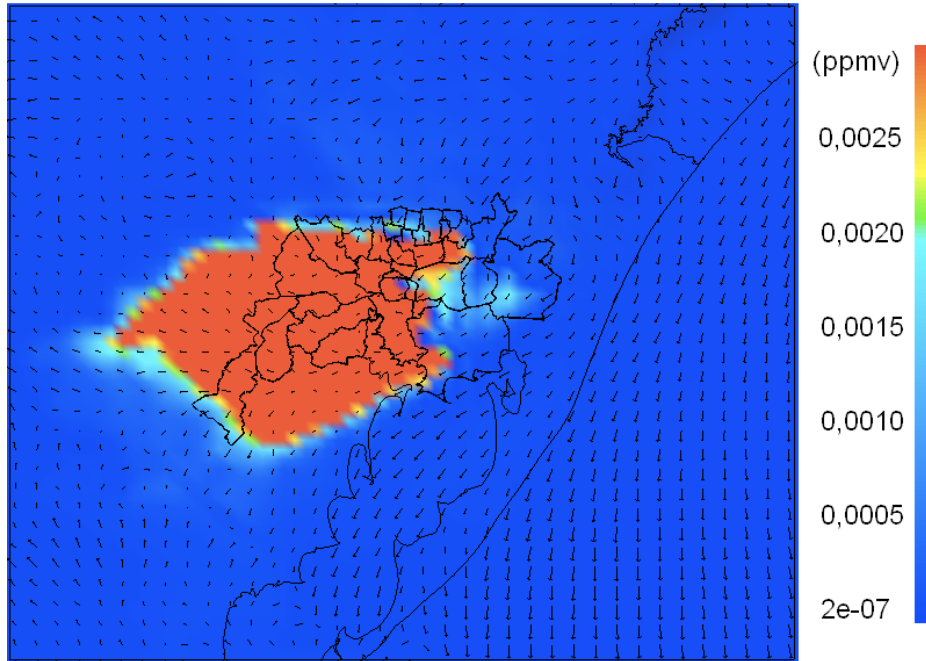


Figura 74 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

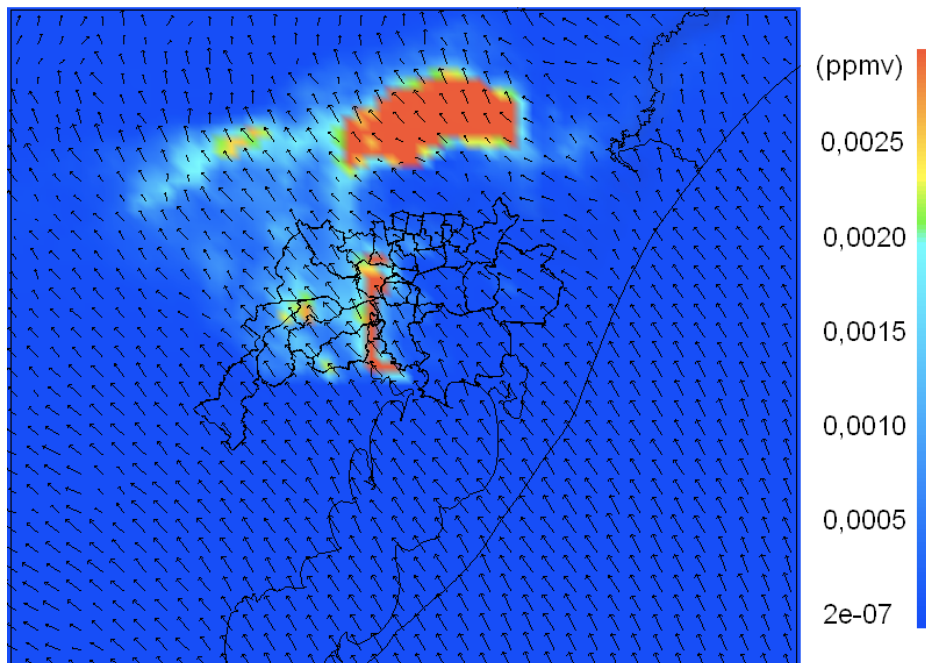


Figura 75 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 08 de janeiro de 2009.

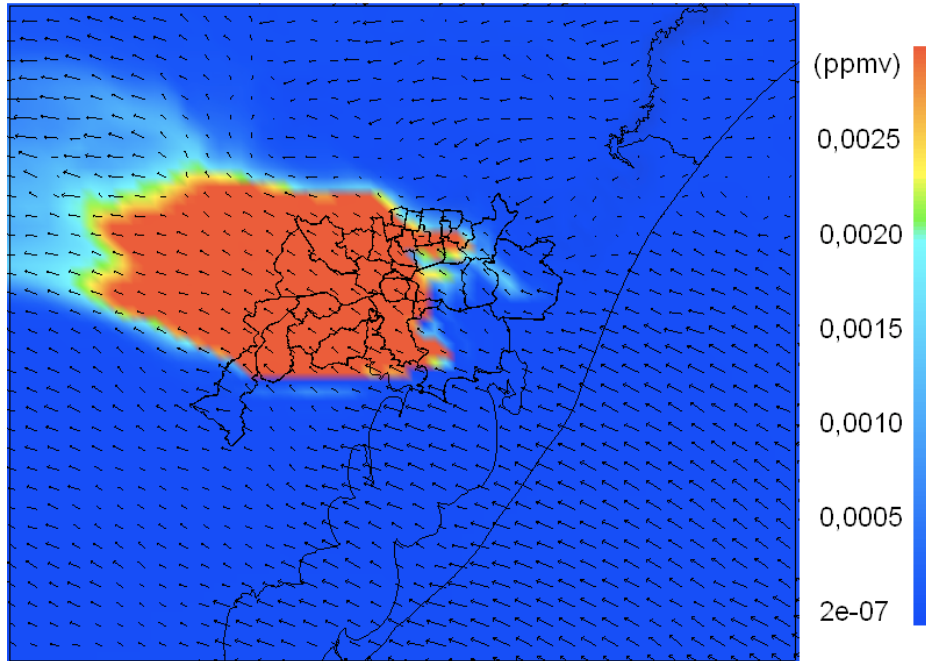


Figura 76 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

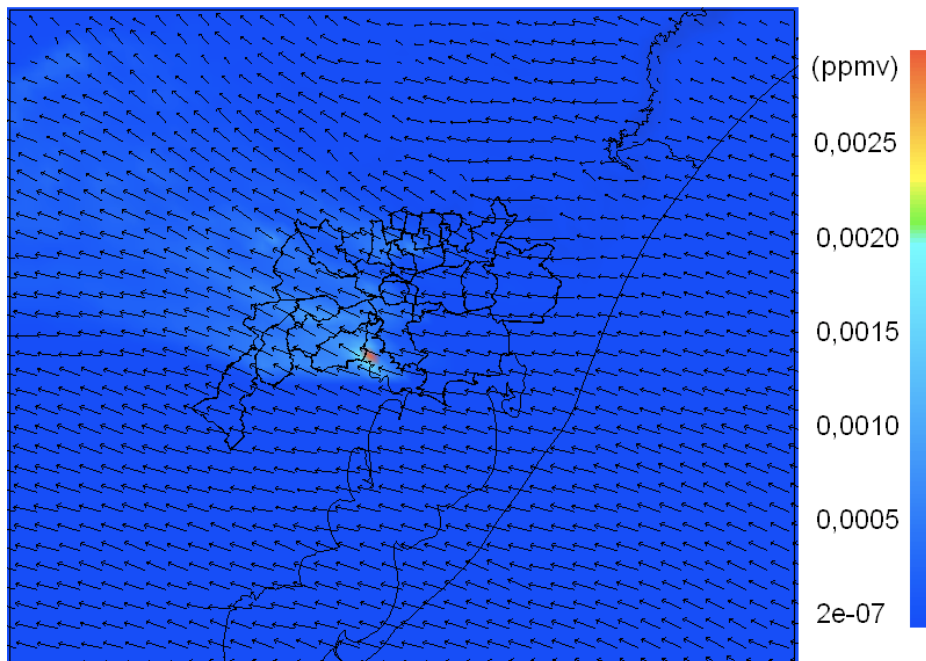


Figura 77 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 09 de janeiro de 2009.

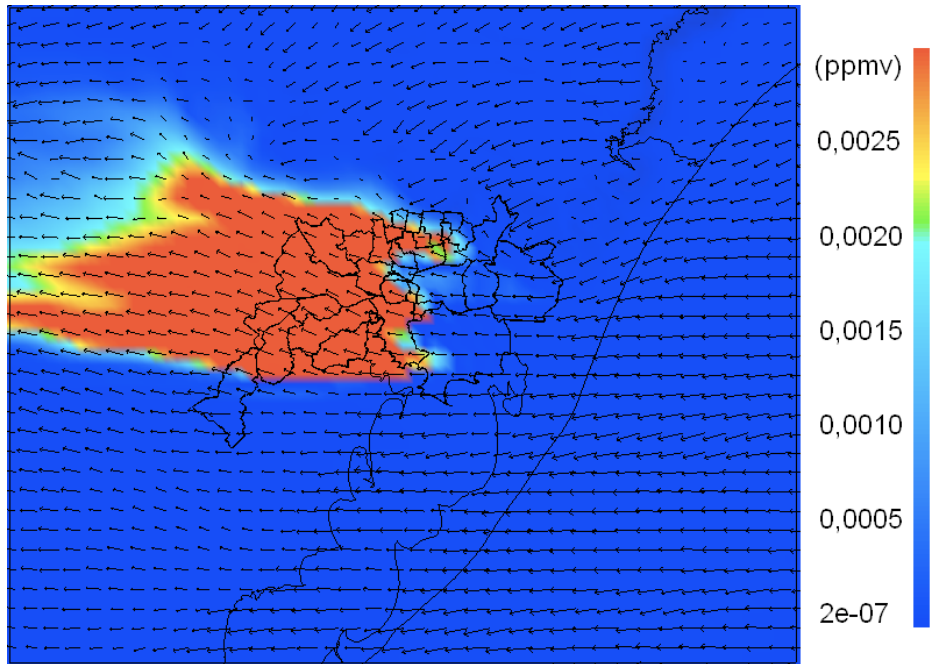


Figura 78 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

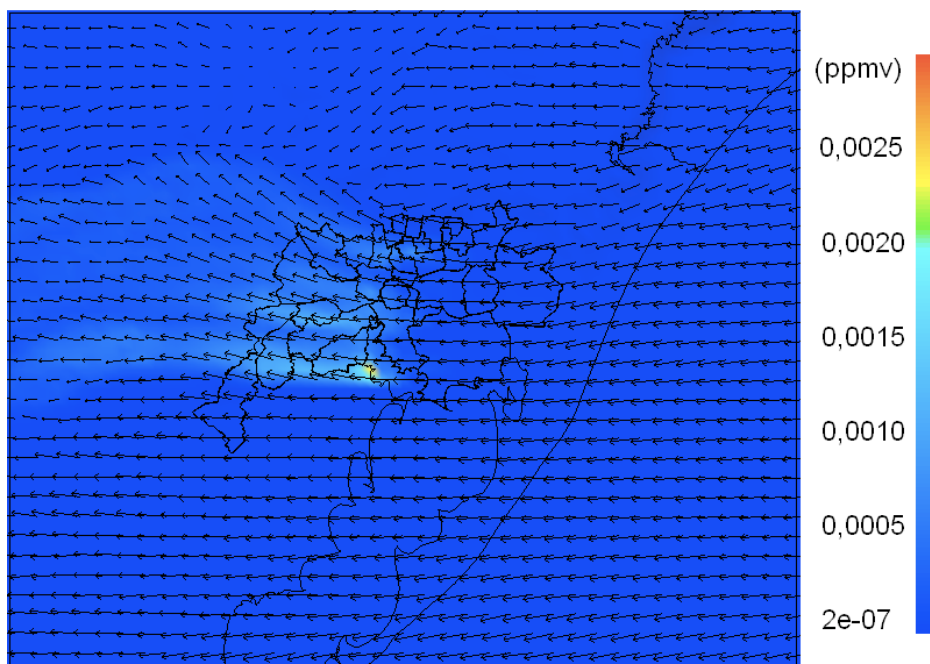


Figura 79 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 10 de janeiro de 2009.

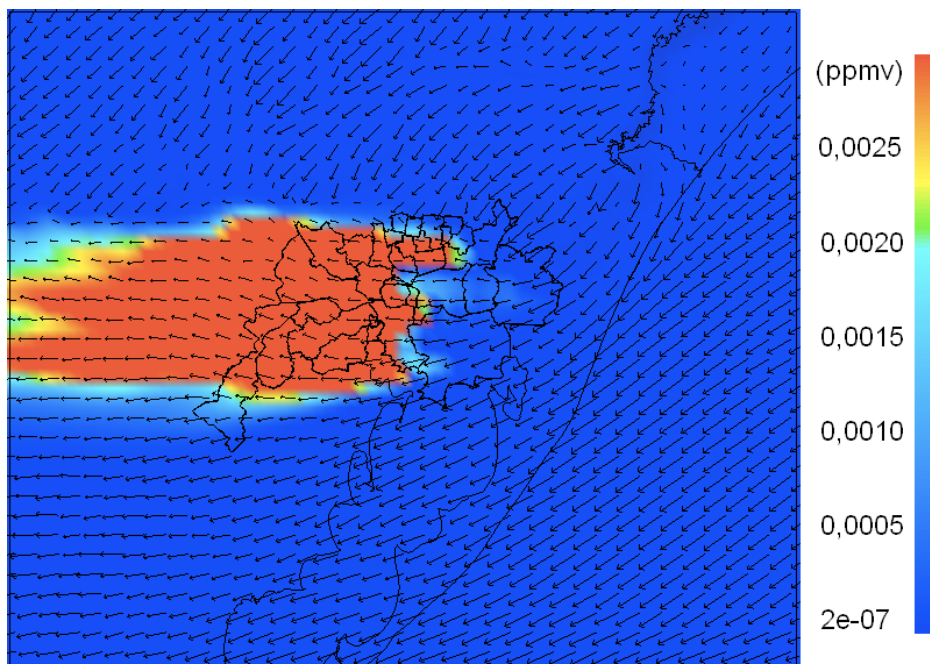


Figura 80 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 00 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

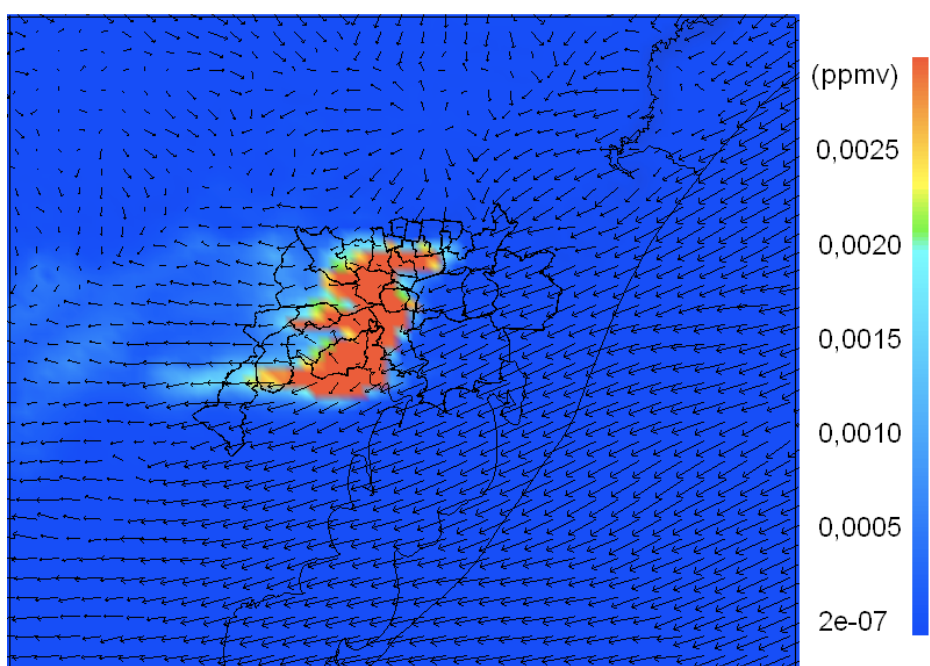


Figura 81 – Razão de mistura de NO<sub>x</sub> simulada pelo modelo WRF/Chem às 15 HL no dia 11 de janeiro de 2009.

As Figs. 82 a 95 apresentam a comparação das simulações da razão de mistura com dados observados. Dados de razão de mistura são observados por estações de qualidade do ar instaladas pela FEPAM em duas localidades: estação de Esteio, instalada no município de Esteio (-29,85°, -51,17°), e a estação de Porto

Alegre, instalada na Escola Superior de Educação Física/UFRGS (ESEF) em Porto Alegre (-30,05 °; -51,16 °). As comparações foram efetuadas entre os dias 5 e 12 de janeiro de 2009 para o O<sub>3</sub> e para seus precursores (NO<sub>x</sub>, CO e HCT). Com o objetivo de avaliar o comportamento dos resultados em função da resolução das grades, são apresentadas comparações para a grade externa (grade 1) e para a grade interna (grade 2).

De um modo geral, os resultados apresentaram uma concordância razoável para o primeiro período de simulação (de 05 a 09 de janeiro) e uma menor concordância com os dados observados no segundo período da simulação (de 09 a 12 de janeiro). É importante lembrar que as condições meteorológicas apresentaram características distintas. No primeiro período, a RMPA esteve sob condições de céu claro e ventos fracos em superfície. No segundo período, as condições meteorológicas eram de céu encoberto e ventos moderados em superfície. Essas condições meteorológicas influenciaram diretamente a evolução da altura da camada limite planetária, ou seja, durante o primeiro período a camada limite apresentou uma clara variação diurna, enquanto no segundo período a camada limite planetária esteve mais baixa e apresentou uma variação diurna irregular.

A Fig. 82 apresenta a comparação entre a concentração de O<sub>3</sub> calculada pelo modelo na grade 1 e observada na estação de qualidade do ar de Porto Alegre. No primeiro período, a simulação acompanha a evolução dos valores observados, com picos de O<sub>3</sub> ocorrendo entre o meio-dia e o início da tarde. As maiores diferenças acontecem nos momentos de mínimo, em que o O<sub>3</sub> não se aproxima de zero. No segundo período, o desempenho do modelo piora consideravelmente, tal que a configuração de máximos durante o dia e mínimos durante a noite não é evidente. A Fig. 83 apresenta a mesma comparação, porém para a estação de Esteio. Os resultados obtidos foram análogos aos da estação de Porto Alegre, ou seja, no primeiro período o modelo apresentou resultados melhores que no segundo. Observa-se que o modelo reproduz a evolução da concentração de O<sub>3</sub>, mas tende a subestimar os valores máximos e a superestimar os valores mínimos.

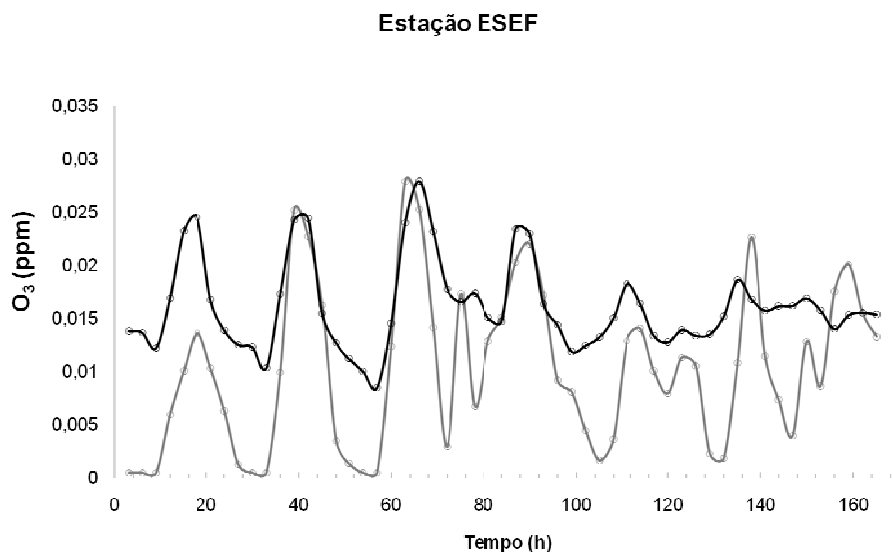


Figura 82 - Comparação entre  $O_3$  simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade externa.

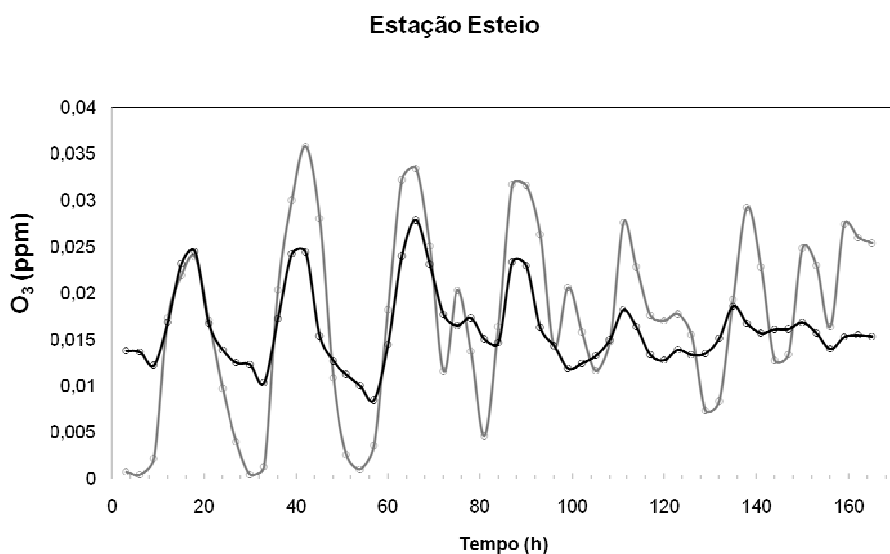


Figura 83 - Comparação entre  $O_3$  simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

É evidente que o modelo apresenta um melhor desempenho em situações favoráveis para a formação do  $O_3$  do que em condições que não favorecem a concentração deste poluente. Estes fatos são confirmados quando são realizadas as comparações para a grade interna (Figs. 84 e 85), mas algumas diferenças, devidas à resolução da grade, podem ser observadas. Para a estação de Esteio (Fig. 84), os valores máximos de concentração foram mais bem representados pelo modelo durante o primeiro período, mesmo que a tendência seja de superestimar. Como ocorre em todas as simulações, os valores mínimos são superestimados pelo



modelo. Para a estação de Porto Alegre (Fig. 85), a simulação apresentou resultados menos expressivos do que aqueles para a estação de Esteio. No segundo período, o modelo não gerou a evolução da concentração com máximos e mínimos.

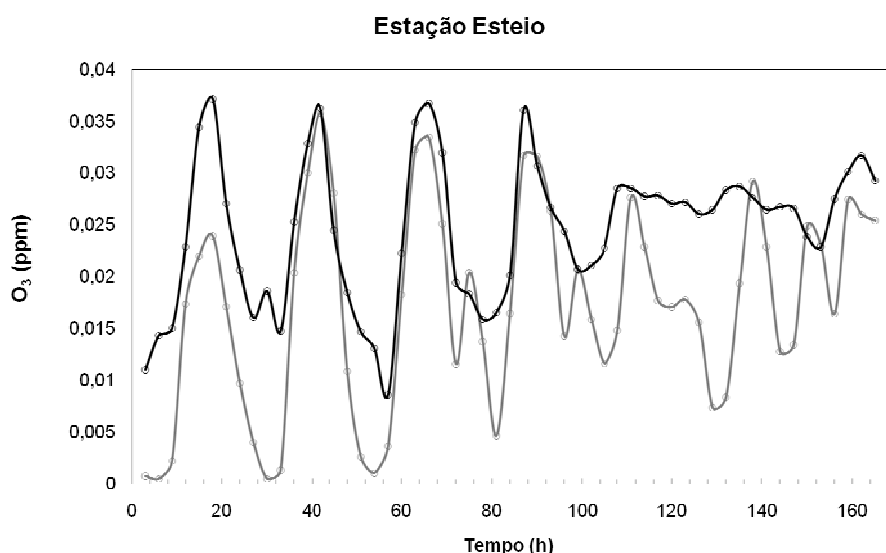


Figura 84 - Comparação entre  $O_3$  simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para grade interna.

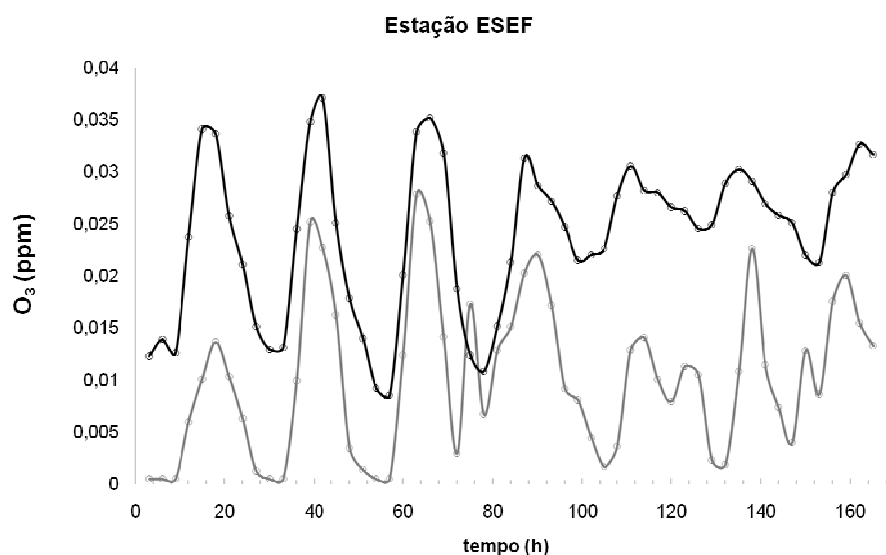


Figura 85 - Comparação entre  $O_3$  simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para grade interna.

A análise estatística da comparação entre valores simulados e observados de  $O_3$  é mostrada na tab. 10. A análise estatística foi dividida em duas partes: a primeira considera todo o período (de 05 a 12 de janeiro) e a segunda parte

considera os quatro primeiros dias de simulação (05, 06, 07 e 08). Foram calculados os valores de correlação (R) e Raiz do Erro Quadrático Médio, considerando tanto a grade externa (grade 1) quanto a grade interna (grade 2).

A análise estatística confirma os resultados apresentados até momento. Tanto para a grade 1 quanto para a grade 2, os resultados geram os melhores índices estatísticos quando são considerados apenas os quatro primeiros dias de simulação. É nesse período que o modelo apresenta os melhores resultados, como já havia sido detalhado nas Figs. 82 a 85. É possível verificar também que, de um modo geral, os resultados calculados pela grade 2 são sempre melhores que aqueles calculados pela grade 1, independente do período analisado. Os valores dos índices estatísticos calculados para as simulações podem ser considerados do mesmo nível ou até melhores do que aqueles encontrados em trabalhos semelhantes e divulgados na literatura (TIE et al., 2007; JIANG et al., 2007; GENG et al., 2007; TIE et al., 2009).

Também foram realizadas comparações entre concentrações simuladas e observadas para os precursores do ozônio ( $\text{NO}_x$ , CO e HCT). A Fig. 86 apresenta o resultado para o  $\text{NO}_x$  na estação de Esteio, considerando os valores de concentração calculados na grade externa (grade 1). Observa-se o  $\text{NO}_x$  também apresenta comportamentos diferentes de acordo com as condições meteorológicas do primeiro e do segundo período. De uma forma geral, as concentrações de  $\text{NO}_x$  são maiores durante o primeiro período, caracterizado por céu claro, vento fracos e evolução regular da altura da camada limite. Nota-se que o modelo simula bem a evolução diurna da concentração de  $\text{NO}_x$ , mas apresenta algumas discrepâncias em relação aos valores observados, principalmente nos dias 06 e 09 de janeiro. A análise estatística mostra que os valores de R são maiores para a grade externa. Além disso, os resultados são melhores para o período de 7 dias (de 05 a 12 de janeiro) quando comparados ao período dos primeiros quatro dias (05 a 09 de janeiro). Isto se deve a boa comparação entre simulação e observação, nos últimos dias do período de simulação. A comparação com a estação de Porto Alegre não foi apresentada por falta de dados observados.

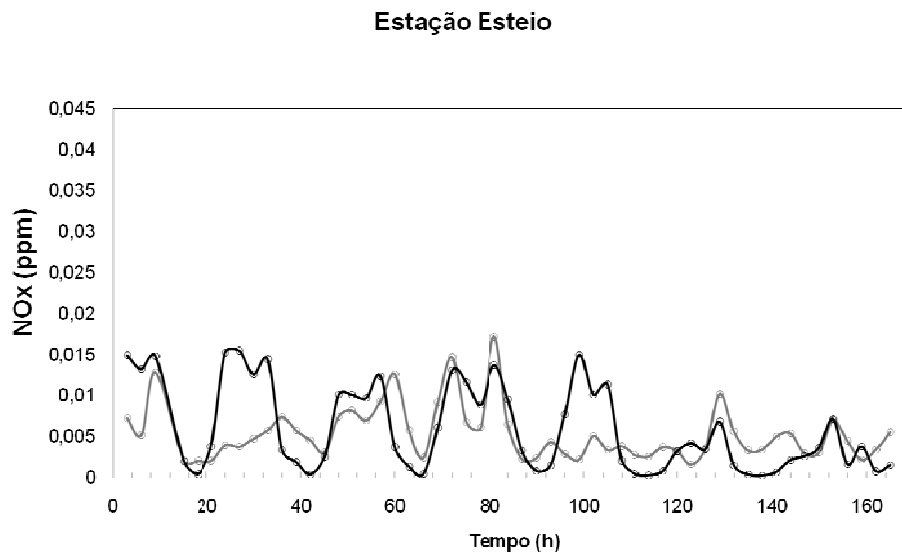


Figura 86 - Comparação entre NO<sub>x</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

A comparação da concentração de NO<sub>x</sub> para a estação de Esteio, na grade interna, é apresentada na Fig. 87. Nota-se que na simulação de maior resolução de grade o modelo superestima os valores observados para todo o período de simulação. Este desempenho é confirmado pela análise da estatística da tab. 10, onde foi encontrada uma correlação de 0,35 para todo o período de simulação e 0,29 para os primeiros quatro dias de simulação.

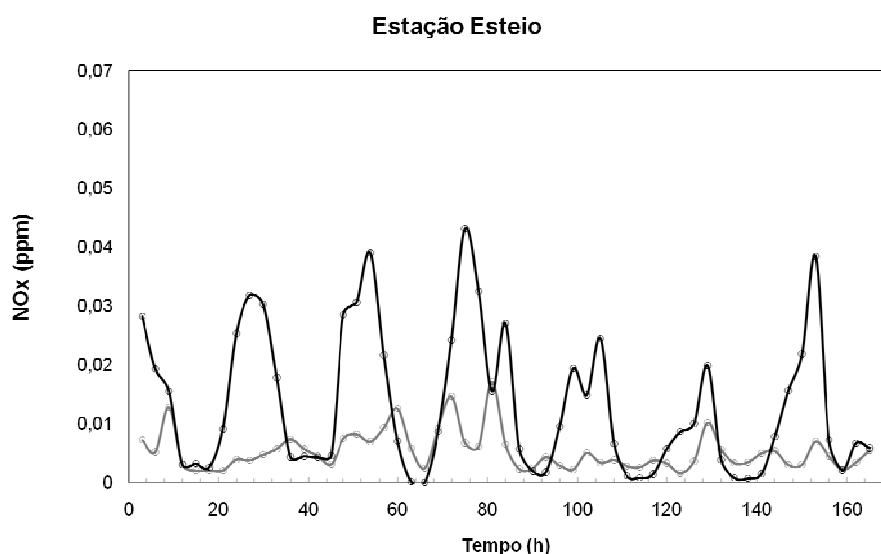


Figura 87 - Comparação entre NO<sub>x</sub> simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.

A Fig. 88 mostra a comparação entre as concentrações simuladas e observadas de HCT para a grade externa na localidade da estação de Porto Alegre. Os resultados mostram que a simulação subestimou praticamente todos os valores observados. Os valores simulados subestimam tanto os máximos, que ocorrem no início da manhã, quanto os mínimos, que ocorrem logo após o meio dia. A análise estatística apresentada na tab. 10 confirma o mal resultado gerado pelo modelo.

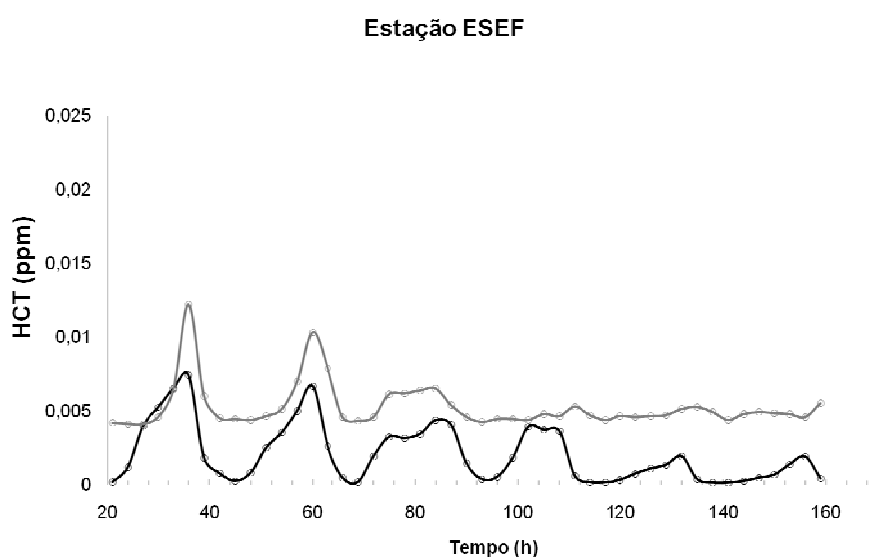


Figura 88 - Comparação entre HCT simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade externa.

Na Fig. 89 é apresentada a comparação das concentrações de HCT na estação de Porto Alegre para a grade interna (grade 2). Na estação de Porto Alegre o modelo superestimou os valores máximos nos três primeiros dias (05, 06 e 07) e subestimou os valores mínimos em toda a simulação. O modelo representou bem os valores máximos no quarto e último dia (08 e 11 de janeiro). A comparação com a estação de Esteio não foi realizada por falta de dados observados.

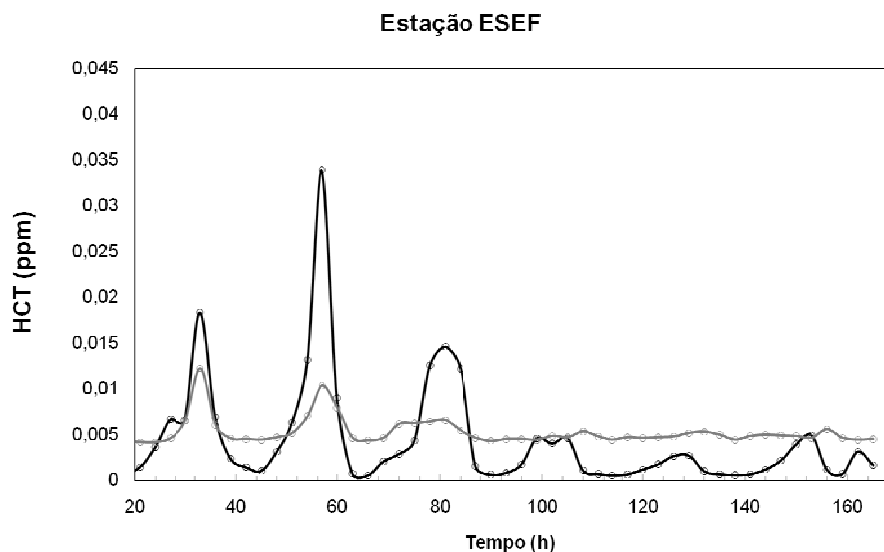


Figura 89 - Comparação entre HCT simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade interna.

As comparações entre as concentrações de CO para as estações de Porto Alegre e Esteio são apresentadas nas Figs. 90 e 91, respectivamente. Na estação de Porto Alegre o modelo subestimou os valores observados em toda a simulação, tanto para os valores máximos quanto para os mínimos. O modelo parece acompanhar melhor a evolução da concentração de CO na estação de Esteio. Porém, a análise estatística da tab. 10 revela que o melhor resultado de comparação é gerado para a estação de Porto Alegre. A análise estatística também mostra que o valor de R é mesmo na estação de Porto Alegre, independente do período analisado. Vale destacar que as séries de dados de CO apresentam o mesmo valor observado por intervalos de tempo relativamente longos, o que pode colocar em dúvida a qualidade dos dados para realizar esse tipo de comparação.

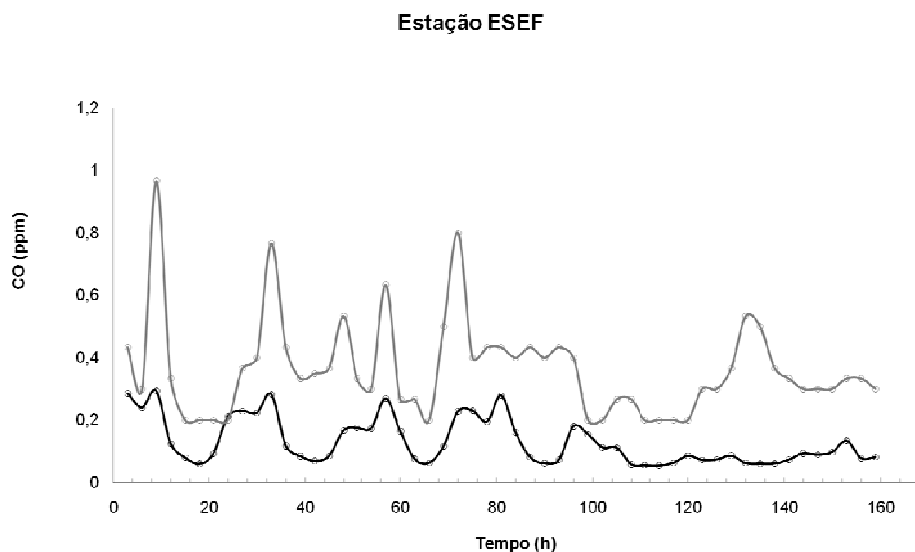


Figura 90 - Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

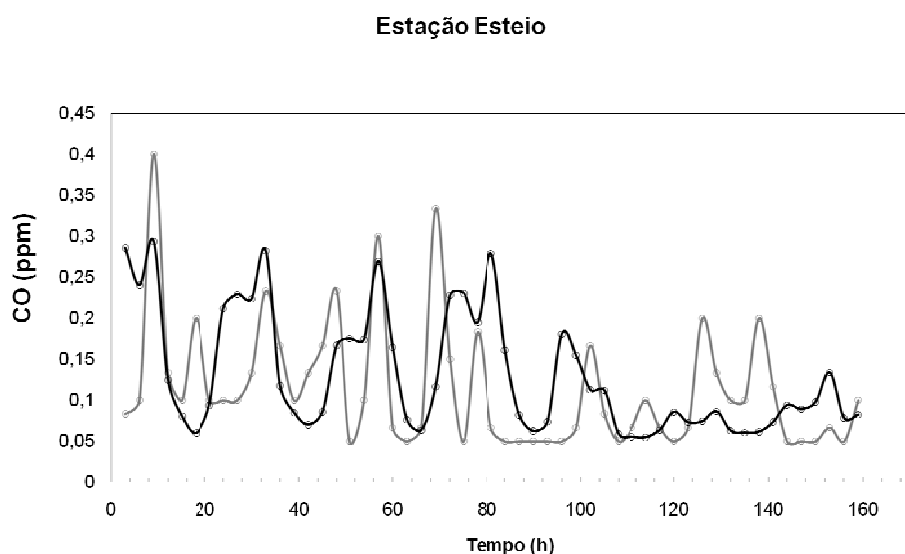


Figura 91 - Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade externa.

As Figs. 92 e 93 mostram as comparações das concentrações simuladas e observadas para o CO na grade interna do modelo WRF/Chem. Na Estação de Esteio (Fig. 92), pode-se notar que os resultados do modelo superestimam os valores observados nos primeiros dias da simulação, existindo uma diferença de até 0,5 ppm. Para o segundo período de simulação os valores calculados aproximaram-se dos valores observados, mas apresentam diferenças consideráveis na evolução dos máximos e mínimos. Para a estação de Porto Alegre (Fig. 93) o cenário se

modificou, mostrando que o modelo representa razoavelmente bem os primeiros dias de simulação. Já no segundo período, o modelo simulou bem o primeiro dia, mas subestimou todos os valores observados.

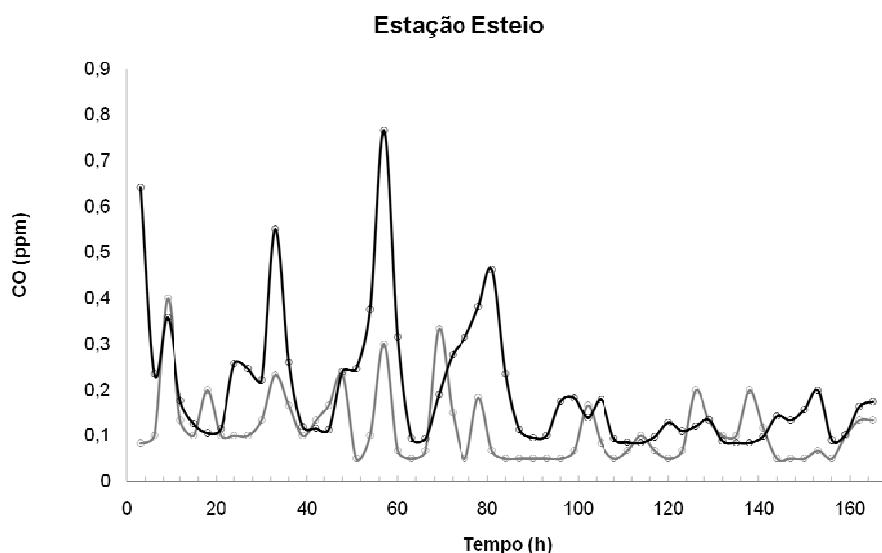


Figura 92 - Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Esteio (FEPAM), para a grade interna.

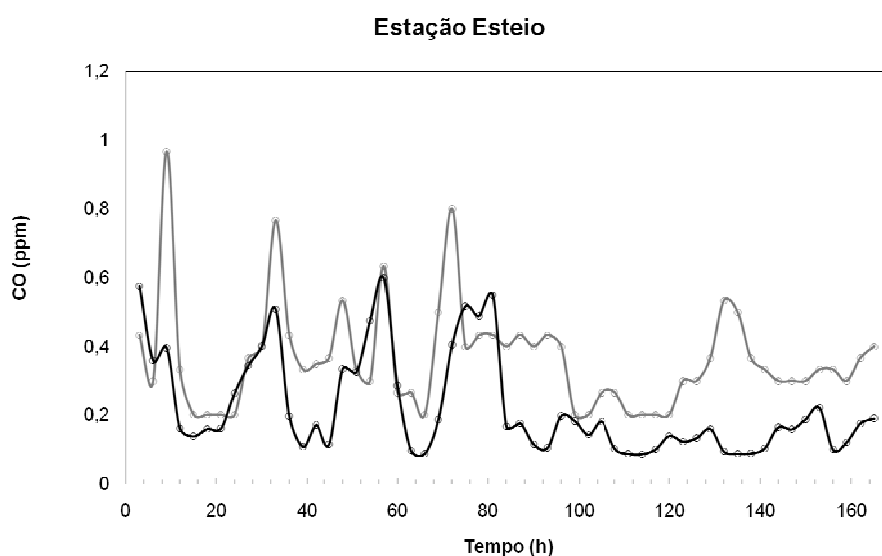


Figura 93 - Comparação entre CO simulado (preto) e observado (cinza) na estação de Porto Alegre (FEPAM), para a grade interna.

De maneira geral, as concentrações máximas dos precursores ocorreram nos primeiros horários da manhã e, a tarde, caíram devido aos efeitos da difusão turbulenta e do aumento na altura da camada limite (Fig. 25). As concentrações de CO, NO<sub>x</sub> e HCT voltaram a subir no final da tarde, com o aumento das emissões e com a diminuição da altura da camada limite (Fig. 25). Os resultados mostram que as concentrações simuladas acompanharam a evolução das concentrações observadas, mas as comparações foram apenas razoável, tal que em muitas situações o modelo não reproduziu bem os valores dos máximos e mínimos de concentração. Especificamente para o caso do HCT, os máximos simulados foram geralmente menores do que o observado e os mínimos foram sempre menores do que o observado. A análise quantitativa das diferenças entre concentrações simuladas e observadas da tab. 10 mostra que a estatística confirma os resultados apresentados nas figuras, mostrando que as comparações são apenas razoáveis.

Tabela 10 – Análise estatística das concentrações de O<sub>3</sub>, CO, NO<sub>x</sub> e HCT simuladas pelo WRF/Chem, para as estações de Esteio e Porto Alegre (PA).

Poluente	Estação	Dias de simulação	Grade externa				Grade interna			
			R		RMSE (ppm)		R		RMSE (ppm)	
			Esteio	PA	Esteio	PA	Esteio	PA	Esteio	PA
O <sub>3</sub>	7 dias	0,74	0,72	0,007	0,008	0,82	0,69	0,009	0,015	
	4 dias	0,87	0,82	0,008	0,009	0,90	0,80	0,009	0,013	
CO	7 dias	0,32	0,55	0,10	0,29	0,37	0,50	0,17	0,23	
	4 dias	0,29	0,56	0,12	0,31	0,35	0,47	0,22	0,25	
NO <sub>x</sub>	7 dias	0,46	X	0,05	X	0,35	X	0,014	X	
	4 dias	0,46	X	0,06	X	0,29	X	0,016	X	
HCT	7 dias	X	0,68	0,05	2,16	X	0,82	X	0,005	
	4 dias	X	0,75	0,06	2,78	X	0,83	X	0,006	



Alguns fatores dificultam a validação dos resultados simulados pelo modelo WRF/Chem. Um deles é o fato da estação de monitoramento de qualidade do ar de Esteio (FEPAM) estar localizada em uma área urbano-industrial (Fig. 94). A estação está a aproximadamente 100 m da BR116, a qual é a principal rodovia federal que cruza o Estado, e a 1000 m da Refinaria Alberto Pasqualini (REFAP/PETROBRAS), o principal conjunto de fontes fixas da RMPA. Jiang et al. (2007) encontrou coeficientes de correlação menores que 0,7 quando comparou concentrações simuladas com dados medidos em estações localizadas em áreas urbanas, com alta densidade populacional e tráfego intenso.

Outro problema é a enorme incerteza em relação às estimativas das emissões de várias fontes, especialmente a partir de automóveis (TIE et al., 2007; JIANG et al., 2007). West et al. (2004) sugeriu que as incertezas nas estimativas das emissões de hidrocarbonetos (HCs) têm um impacto significativo nos cálculos do ozônio; o HC tem grande importância na determinação da magnitude e do momento em que ocorre o máximo de  $O_3$ . Especificamente no caso do  $O_3$  (Figs. 82,83,84 e 85), existe uma clara tendência do máximo simulado de  $O_3$  subestimar a observação, e o mínimo tende a superestimar, o que pode ser um indicativo de que as emissões dos precursores estejam sendo subestimadas (TIE et al., 2007).

Fatores meteorológicos como velocidade do vento e evolução da camada limite planetária também geram um impacto sobre as simulações dos precursores e do ozônio. Por exemplo, a simulação de uma camada limite muito alta durante o dia, coopera para a diminuição da concentração no momento de máxima em superfície. Além disso, não se pode deixar de destacar a baixa qualidade de algumas séries de dados observados para avaliação do modelo. Esses e outros fatores podem estar cooperando para que o modelo não apresente um melhor desempenho quando avaliado por dados observacionais.

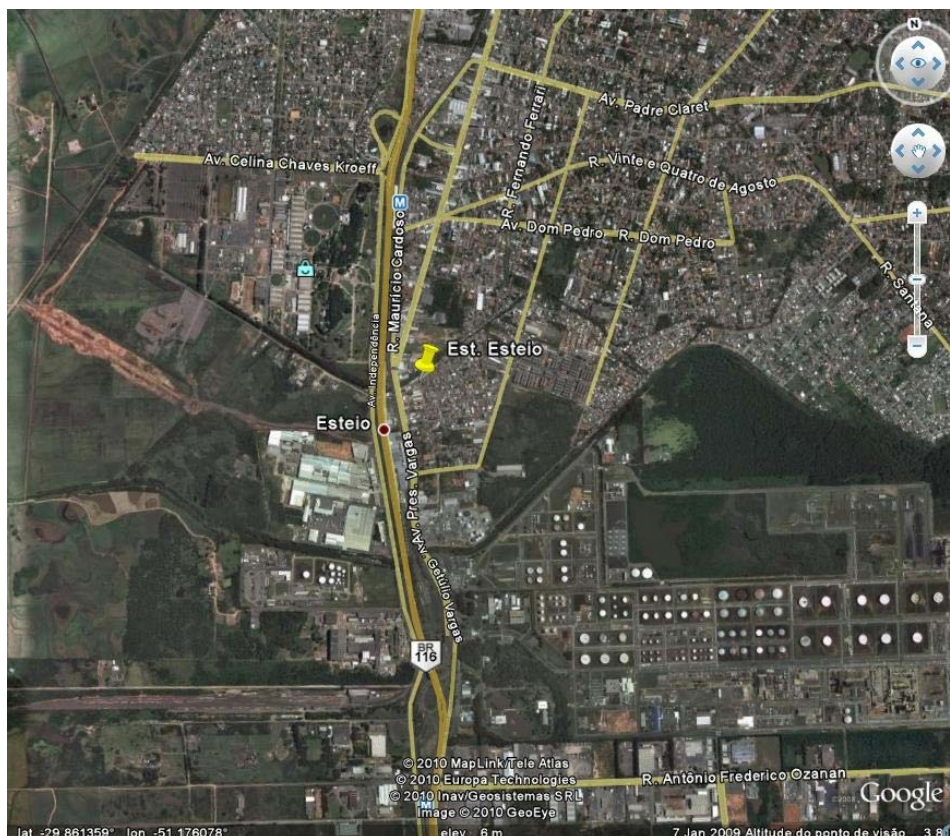


Figura 94 – Localização da estação de monitoramento de Esteio (FEPAM) em relação à BR116 e à REFA/PETROBRAS. Fonte: Google Earth

### 4.3 Avaliação Mensal

Tomando-se como base a simulação para a concentração de  $O_3$  de todo o mês janeiro de 2009, pode-se realizar outra avaliação. Foi possível calcular as médias horárias do mês e realizar a comparação entre simulação e observação, considerando os resultados da grade 2. Estes resultados são apresentados nas Figs. 95 e 96 tanto para a estação Esteio como para a estação de Porto Alegre. Além da boa concordância com as duas estações, nota-se também que tanto os valores observados quanto os valores simulados de  $O_3$  não se aproximam de zero no período da noite, quando ocorrem os mínimos.

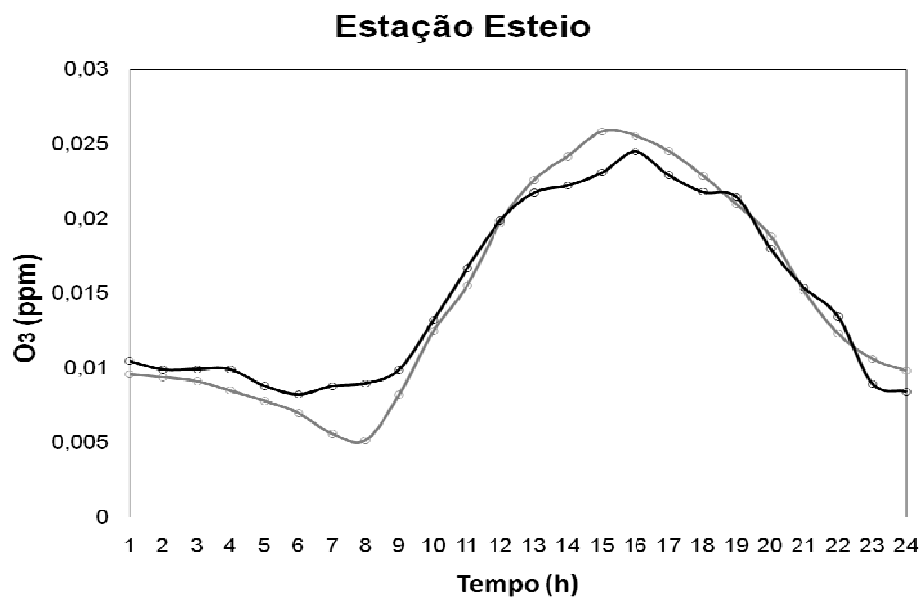


Figura 95 – Comparação entre médias horárias mensais simuladas (preto) e observadas (cinza) para a estação de Esteio.

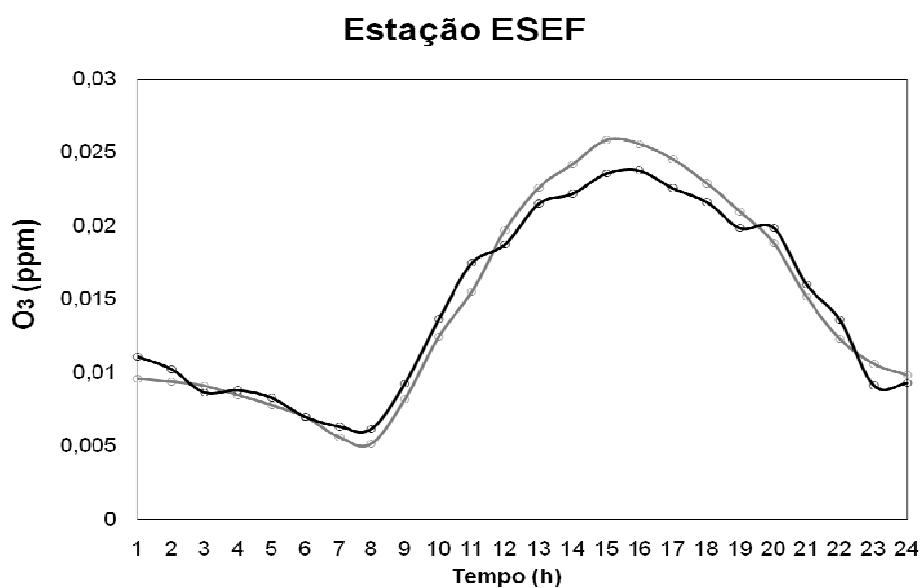


Figura 96 – Comparação entre médias horárias mensais simuladas (preto) e observadas (cinza) para a estação de Porto Alegre.

#### 4.4 Análise da introdução do biodiesel

O Brasil possui uma lei (nº 11.097) desde 2005, que objetiva incrementar a participação dos biocombustíveis na matriz energética nacional, na qual determina a adição de 2% de biodiesel à mistura de combustível no prazo de três anos, e 5%

depois de oito anos da publicação da lei. Neste sentido, apresenta-se um estudo preliminar para quantificar a influência do biocombustível nas concentrações de  $O_3$  na RMPA.

A análise é feita considerando as emissões dos veículos que utilizam somente o diesel como combustível. A Tab. 11 apresenta as taxas de emissão para o combustível com 0% de biodiesel (D100) e para o combustível com 20% de biodiesel (B20). Para efeito de comparação, a tabela mostra também a emissão “Total”, que considera todos os combustíveis (ver Tab. 5). Observa-se na Tab. 11 que diferenças entre D100 e B20 são consideráveis somente para o HCT. A Fig. 97 apresenta o resultado das simulações para o  $O_3$  nas localidades das estações de Esteio e ESEF. De acordo com a figura, nota-se que existe muito pouca diferença entre a simulação usando D100 e a simulação usando B20; as linhas dos gráficos estão praticamente sobrepostas. Diferenças aparecem somente quando a comparação é feita com a emissão “Total”.

Como detalhado em Seinfeld e Pandis (2006), existe uma competição entre VOCs e  $NO_x$  para o radical hidroxila (OH). Quando a razão de concentração de VOC para  $NO_x$  for alta, OH reagirá principalmente com VOC; quando a razão for baixa, a reação com  $NO_x$  predominará. Hidroxila reage com VOC e  $NO_2$  em uma mesma taxa quando a razão de concentração VOC: $NO_2$  é um certo valor; este valor depende do VOC em particular ou do *mix* de VOCs presentes. Considerando um *mix* de VOCs em uma área urbana, a razão da reação OH –  $NO_2$  para a reação OH – VOC é aproximadamente 5,5. Assim, quando a razão de concentração VOC: $NO_2$  é aproximadamente 5,5:1, as taxas de reação de VOC e  $NO_2$  com OH são iguais. Se a razão VOC: $NO_2$  é menor do que 5,5:1, a reação de OH com  $NO_2$  predomina sobre a reação de OH com VOCs.

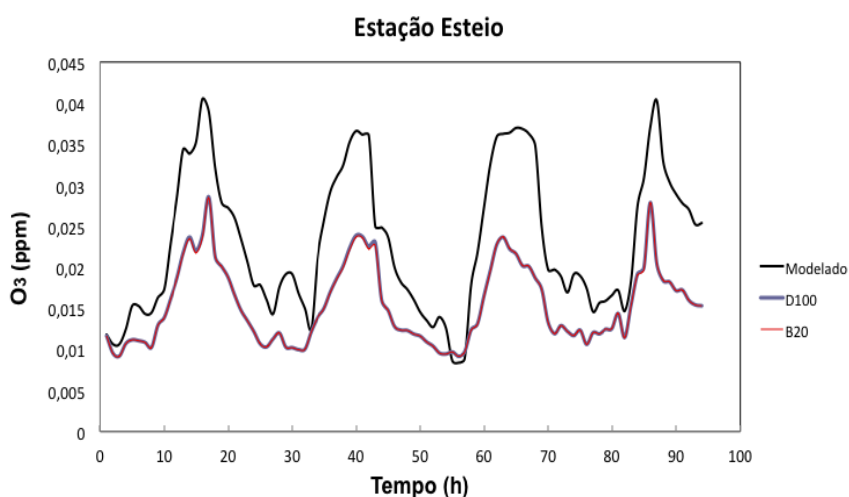
Também, de acordo com Sillman (1995) and Kleinman et al. (2000), a formação do  $O_3$  troposférico está fortemente relacionada à razão de concentração de  $NO_x$ /VOCs. Sob um valor baixo de  $NO_x$ /VOCs, a formação de  $O_3$  está geralmente sob o regime sensitivo do VOC (aumento da concentração de VOC para aumentar  $O_3$ ). Por outro lado, está geralmente sob o regime sensitivo do  $NO_x$  (aumento da concentração de  $NO_x$  para aumentar  $O_3$ ). No caso da RMPA, a razão de concentração de  $NO_x$  para VOC, tanto observada quanto simulada, é alta (bem maior do que 5,5); e esta razão torna-se cada vez mais alta na medida em que o percentual de biocombustível aumenta. Isto indica que as variações na concentração

do  $O_3$  aconteceriam se as taxas de emissão de  $NO_2$  sofressem modificações, o que não acontece de D100 para B20.

Tabela 11 - Taxas de emissão para a RMPA (ton/ano): “Total” considera todos os combustíveis (Tab. 5), “D100” considera somente diesel com mistura de 0% de biodiesel e “B20” considera somente diesel com mistura de 20% de biodiesel.

	$NO_x$	CO	HCT	MP
Total	27979	144883	11196	1051
D100	18366,19	2534,30	864,64	357,78
B20	18697,45	2257,11	165,88	317,63

a)



b)

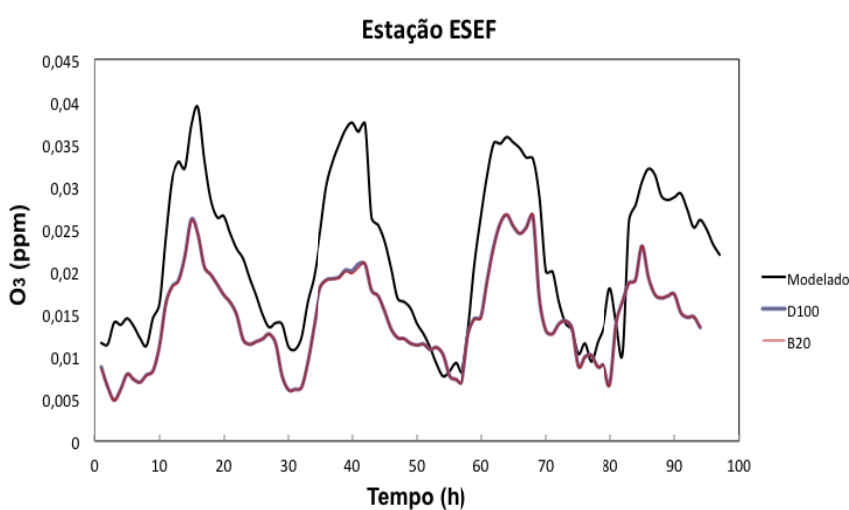


Figura 97 – Comparação entre concentração de  $O_3$  utilizando emissão total, D100 e B20, de acordo com a Tabela 11: a) Esteio e b) ESEF.

## 5 CONCLUSÕES

Neste trabalho foi realizado um estudo do comportamento das concentrações de ozônio ( $O_3$ ) de superfície, óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ), monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos (HCs) na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA), através de simulações numéricas com o modelo WRF/Chem.

Foi escolhido um período de 168 horas (de 5 a 12 de Janeiro de 2009), onde as condições meteorológicas nesse período estiveram caracterizadas por duas condições distintas. Essa diferença meteorológica resultou em diferentes padrões na concentração do  $O_3$  entre dois períodos, em que no primeiro houve uma forte variação diurna de  $O_3$  e no segundo essas alterações não ficaram tão evidentes.

Em uma primeira etapa, foi realizada a avaliação de algumas variáveis meteorológicas simuladas, utilizando-se dados observados de duas estações na RMPA, uma instalada pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) e a outra instalada pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Os resultados revelaram que o modelo simula bem a evolução diurna da pressão e da temperatura em superfície, mas o mesmo comportamento não foi verificado para a velocidade do vento.

Em uma segunda etapa, foi realizada a inclusão de dados descrevendo as fontes de espécies químicas. Esta informação foi preparada externamente ao modelo WRF/Chem, e a metodologia escolhida permitiu que os dados de emissão fossem gerados em um domínio de simulação genérico.

Em uma terceira etapa, foi analisada a capacidade do modelo WRF/Chem em simular a formação de  $O_3$  a partir da emissão dos precursores, através da comparação com dados observados de duas estações de qualidade do ar instaladas pela FEPAM a de Esteio, instalada no município de Esteio e a de Porto Alegre, localizada na Escola Superior de Educação Física/UFRGS (ESEF) em Porto Alegre. Comparações entre  $O_3$  simulado e observado revelaram que o modelo simulou bem

a evolução dos valores observados, entretanto, as maiores diferenças acontecem no momento do mínimo de concentração, em que o modelo não alcança valores próximos do zero. Foi possível observar também que o modelo tem um melhor desempenho nos períodos onde as condições meteorológicas são favoráveis a formação de  $O_3$ . Para os precursores CO,  $NO_x$  e HCT os resultados mostraram que as concentrações simuladas tendem a acompanhar a evolução diurna das concentrações observadas, mas em muitas situações o modelo não reproduz bem os valores dos máximos e mínimos de concentração.

Em uma quarta etapa, foi realizada outra avaliação com base na simulação de janeiro de 2009 utilizando as médias horárias do mês comparando a concentração de  $O_3$  modelada e observada para a estação Esteio como para a estação de Porto Alegre. A análise mostrou além da boa concordância com as duas estações, tanto os valores observados quanto os valores simulados de  $O_3$  não se aproximaram de zero no período da noite, quando ocorrem os mínimos.

Na quinta e última etapa, foi apresentado um estudo preliminar quantitativo da influência do biocombustível nas concentrações de  $O_3$  na RMPA. Foi possível observar que existiu muito pouca diferença entre a simulação que utilizou 0% e a outra com 20% de biodiesel na mistura do combustível. Este resultado foi atribuído a importante relação entre a razão de concentração de  $NO_x/VOCs$  na formação do  $O_3$  troposférico. No caso da RMPA, esta razão de concentração de  $NO_x$  para VOC, tanto observada quanto simulada, foi considerada alta, indicando que as variações na concentração do  $O_3$  aconteceriam se as taxas de emissão de  $NO_2$  sofressem modificações, o que não ocorreu quando foram adicionados 20% de biodiesel no combustível.

Com base nos resultados obtidos é possível concluir que entre os fatores que podem estar impedindo um melhor desempenho do modelo está a incerteza com relação às estimativas das emissões a partir das fontes móveis. Essas incertezas são relevantes no que diz respeito às estimativas das emissões de hidrocarbonetos (HCs), os quais têm um impacto significativo na determinação da magnitude e do momento em que ocorre o máximo de  $O_3$ . Tal fato acaba limitando o entendimento da relação entre emissões e concentração de poluentes. Além das incertezas das emissões, os fatores meteorológicos como a altura da camada limite planetária também podem afetar as concentrações simuladas.

## Referências

AMANN, M., JOHANSSON, M., LÜKEWILLE, A., SCHÖPP, W., APSIMON, H., ARREN, R., GONZALES, T., TARRASON, L., TSYRO, S. An Integrated Assessment Model for Fine Particulate Matter in Europe. **Water, Air, and Soil Pollution** 130: 223-228, 2001.

ANDRADE, F.; MIGUEL, A. e SEINFELD, J.H.. The Applications of a Photochemical Airshed Model to Evaluate the Tropospheric Ozone Production in São Paulo, Brasil, Conference on Environmetrics in Brazil, 1996. **Atmospheric Environment** ,n.34,p.6352-6361, 2005.

ATKINSON-PALOMBO, C.; MILLER, J.A.; BALLING JR. ROBERT C. Quantifying the ozone " weekend effect " at various locations in Phoenix, Arizona. **Atmospheric Environment**, 40, 7644–7658, 2006. **Atmospheric Environment** ,n.34,p.6352-6361, 2005.

BETTS, A. K.; L. V. GATTI; A. M. CORDOVA; M. A. F. SILVA DIAS; J. D. FUENTES. transport of ozone to the surface by convective downdrafts at night, **j. geophys. res.**, 107(d20), 8046, 2002.doi:10.1029/2000jd000158.

BORREGO, C.; MONTEIRO A.; FERREIRA J.; MORAES M.R.; CARVALHO A.; RIBEIRO L.; MIRANDA A.I.; MOREIRA D.M. Modelling the photochemical pollution over the metropolitan area of Porto Alegre, Brazil. **Atmospheric Environment** ,n.44,p.370-380, 2010.

BRASSEUR, G., PRINN, P., RONALD, G., PSZENNY, A., ALEXANDER, A.P. (Eds.), 2003. Atmospheric Chemistry in a Changing World: An Integration and Synthesis of a Decade of Tropospheric Chemistry Research Series. **Global Change - The IGBP Series**, XIV, 300 p.

CAMPOS, I.C.B.; PIMENTEL, A.S.; CORRÊA, S.M.; ARBILLA, G. Simulation of Air Pollution from Mobile Source Emissions in the City of Rio de Janeiro. **J. Braz. Chem. Soc.**, Vol. 10, No. 3, 203-208, 1999.

CARDOSO, M. F., **Produção e transporte de ozônio troposférico em Cubatão, São Paulo**. 1997. Dissertação (Mestrado do Departamento de Ciências Atmosféricas do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas) Universidade de São Paulo.



CARVALHO J.; ANFOSSI D.; TRINI CASTELLI S.; DEGRAZIA G.. Transport and diffusion processes in the PBL over complex terrain using a model system: application to the TRACT experiment. **Atmospheric Environment**, 36, 1147-1161, 2002.

DALLAROSA, J.B.; TEIXEIRA, E.C.; ALVES, R.C.M. Application of Numerical Models in the Formation of Ozone and its Precursors in Areas of Influence of Coal-Fired Power Station – Brazil. **Water Air Soil Pollut** n.178, p.385–399. 2007.

DERWENT, R.G.; JENKIN, M.E.; SAUNDERS, S.M.; PILLING, M.J.; SIMMONDS, P.G.; PASSANT, N.R.; DOLLARD, G.J.; DUMITREAN,P.; KENT, A.. Photochemical ozone formation in north west Europe and its control. **Atmospheric Environment**, 37,1983. 2003.

EMMONS, L. K.; WALTERS S.; HESS, P. G.; LAMARQUE, J.F.; PFISTER, G. G.; FILLMORE, D.; GRANIER C.; GUENTHER, A.; KINNISON, D.; LAEPPLER, T.; ORLANDO, J.; TIE, X.; TYNDALL, G.; WIEDINMYER, C.; BAUGHUM, S. L.; KLOSTER, S. Description and evaluation of the Model for Ozone and Related chemical Tracers, version 4 (MOZART-4). *Geosci. Model Dev. Discuss.*, 2, 1157–1213, 2009.

FINLAYSON-PITTS, B.J. E PITTS, J.N.JR.: Tropospheric Air Pollution: Ozone, Airborne Toxics, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, and Particles; **Science**; vol. 276; 1997.

FREITAS, E. D.; MARTINS, L. D.; SILVA DIAS, P. L.. A simple photochemical module implemented in RAMS for tropospheric ozone concentration forecast in the Metropolitan Area of São Paulo - Brazil: Coupling and validation. **Atmospheric Environment** ,n.34,p.6352-6361, 2005.

FREITAS, S. R.; LONGO, K. M.; CHATFIELD, R.; LATHAM, D.; SILVA DIAS, M. A. F.; ANDREAE, M. O. ; PRINS, E.; SANTOS J. C.; GIELOW R.; CARVALHO J. A. JR. Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models. **Atmospheric Chemistry and Physics** ,n.7,p.3385-3398, 2007.

GENG, F.; ZHAO C.; TANG, X.; LU, G.; TIE, X. Analysis of ozone and VOCs measured in Shanghai: A case study. **Atmospheric Environment** ,n.41,p.989-1001, 2007.

GRELL, G.A.; PECKHAM, S.E.; SCHMITZ, R.; MCKEEN, S.A.; WILCZAK, J.; EDER, B. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. **Atmospheric Environment** n.39, p.6957–6975, 2005.

GROSJEAN, E; GROSJEAN, D. ; RASMUSSEN, R.A., Ambient Concentrations, Sources, Emission Rates, and Photochemical Reactivity of C2-C10 Hydrocarbons in Porto Alegre, Brazil. **Environment Science Technology**, 32, 2061-2069, 1998.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2003. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 12 mai. 2009, 16:00:00.

JIANG, F.; WANG, T.; WANG, T.; XIE, M., ZHAO, M. Numerical modeling of a continuous photochemical pollution episode in Hong Kong using WRF–chem. **Atmospheric Environment**, 42. 8717–8727, 2008.

KLEINMAN, L.I.; DAUM, P. H.; LEE, J. H.; LEE, Y. N., NUNNERMACKER, L. J., SPRINGSTON, S. R., NEWMAN, L.; WEINSTEIN-LOOYD, J.; E SILLMAN. Dependence of ozone production on NO and hydrocarbons in the troposphere. **Geophys. Res. Lett.** 24, 2299-2302, (2000)

MADRONICH, S. Photodissociation in the atmosphere, 1, actinic flux and the effects of ground reflections and clouds. **Journal of Geophysical Research** n.92, p.9740–9752. 1987.

MAZZEO, N. A.; VENEGAS, L.E; CHOREN, H. Analysis of NO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> concentrations measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime. **Atmospheric Environment**, 39. 3055–3068, 2005.

MILT A.; MILANO A.; GARIVAIT S.;KAMENS R. Effects of 10% biofuel substitution on ground level ozone formation in Bangkok, Thailand. **Atmospheric Environment** n.43. p.5962–5970, 2009.

PUDASAINEE, D.; SAPKOTA,B.; SHRESTHA, M. L.; KAGA, A.; KONDO, A.;INOUE, Y. Ground level ozone concentrations and its association with NO<sub>x</sub> and meteorological parameters in Kathmandu valley, Nepal. **Atmospheric Environment**, 40, 8081–8087.2006.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. **Atmospheric Chemistry and Physics**. From Air Pollution to Climate Changes. Wiley, New York 1998, 1326p.

SIMPSON, D., GUENTHER, A., HEWITT, C.N., STEINBRECHER, R., Biogenic emissions in Europe. . Estimates and uncertainties. **Journal of Geophysical Research** n.100D, p.22875–22890. 1995.

STULL, R. B. **An introduction to boundary layer meteorology**. massachusetts: kluwer academic norwell, 1988. 666 p.

TAO, Z.; LARSON, S.M.; WILLIAMS, A.; CAUGHEY, M.; WUEBBLES, D.J. Area, mobile, and point source contributions to ground level ozone : a summer simulation across the continental USA. **Atmospheric Environment**, 39, 1869-1877, 2005.

TEIXEIRA, E.C.; FELTES, S.; SANTANA, E.R.R. Estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre -RS. **Química Nova**, 2007.

TIE, X.; MADRONICH, S.; LI, G.; YING, Z.; ZHANG, R.; GARCIAD, A.R.; LEE-TAYLOR, J.; LIUA, Y.; Characterizations of chemical oxidants in Mexico City: A regional chemical dynamical model (WRF-Chem) study. **Atmospheric Environment**, 41, 1989–2008, 2007.

TIE, X.; GENG, F.; PENG, L.; GAO, W.; ZHAO, C. Measurement and modeling of O<sub>3</sub> variability in Shanghai, China: Application of the WRF-Chem model. **Atmospheric Environment**, doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.008

TIRABASSI, T. Dispersão Euleriana na camada limite planetária. Capítulo do livro **Tópicos em turbulência e modelagem da dispersão de poluentes na camada limite planetária** / Davidson Martins Moreira, Jonas da Costa Carvalho, Marco Túlio Vilhena (organizadores). - Porto Alegre. Editora da UFRGS, p.59-80. 2005.

YNOUE, R. Y. **Prognóstico da dispersão e transporte de oxidantes fotoquímicos em São Paulo**. 1999. Dissertação (mestrado Instituto Astronômico e Geofísico ) Universidade de São Paulo.

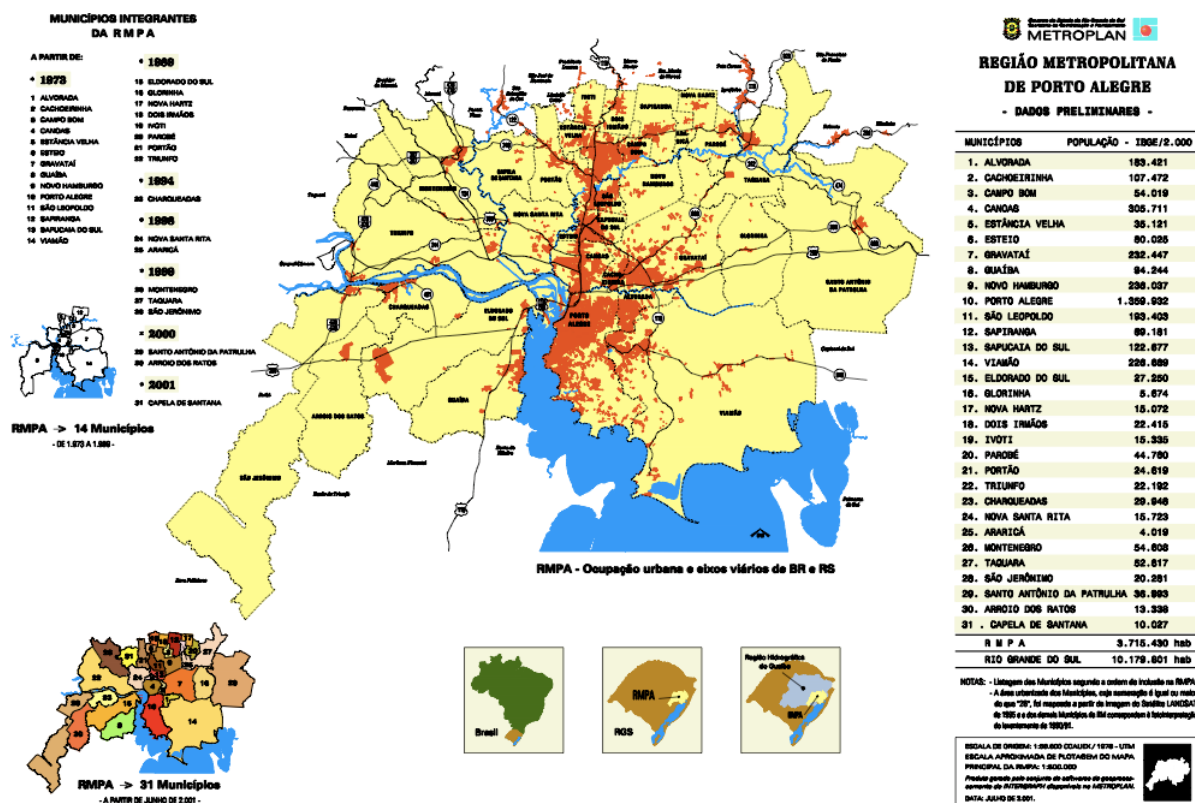
WESLEY, M.L. Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional numerical models. **Atmospheric Environment** n.16, p.1293–1304.1989.

YING Z.; TIE X.; LI G. Sensitivity of ozone concentrations to diurnal variations of surface emissions in Mexico City: A WRF/Chem modeling study. **Atmospheric Environment** n. 43, 851–859, (2009).

## **Anexos**

## ANEXO A – Imagem das áreas urbanas da RMPA, retirada da Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional (METROPLAN).

site da METROPLAN <http://www.metroplan.rs.gov.br>



## ANEXO B – Imagens do satélite GOES 10.

Site da Divisão de Satélites e Sistemas Ambientais do CPTEC/INPE: [html://satelite.cptec.inpe.br](http://satelite.cptec.inpe.br)

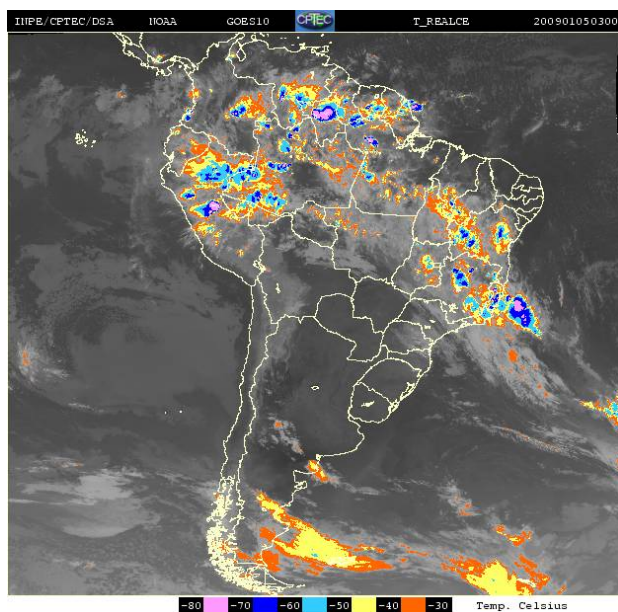


Figura B1 – Imagem de satélite do dia 05 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

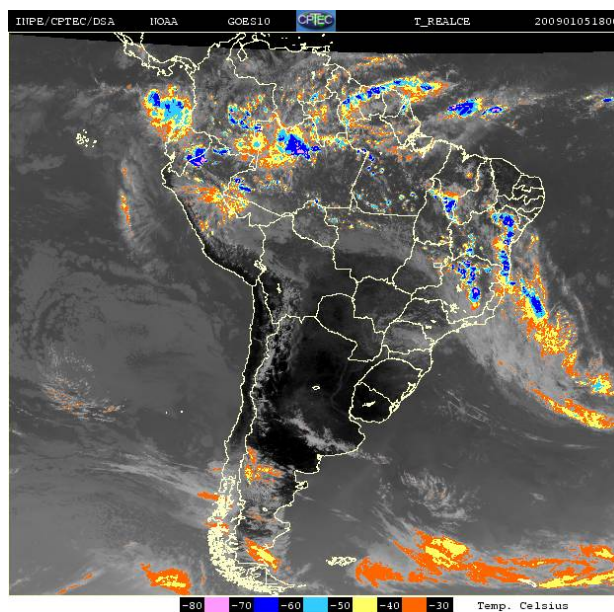


Figura B2 - Imagem de satélite do dia 05 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

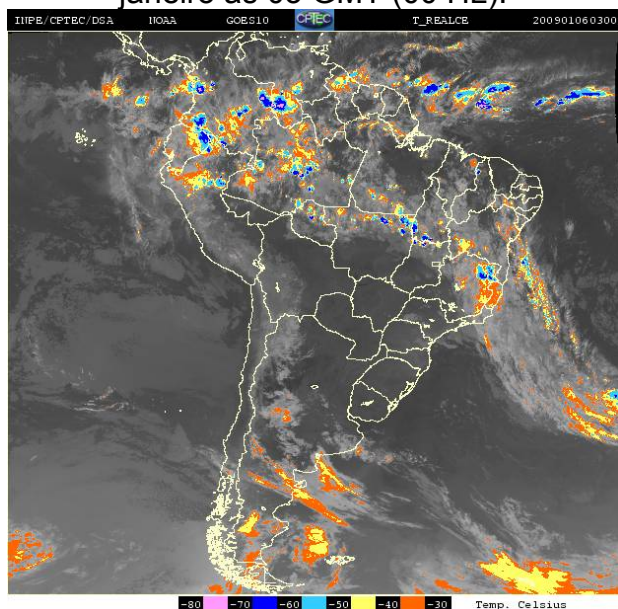


Figura B3 - Imagem de satélite do dia 06 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

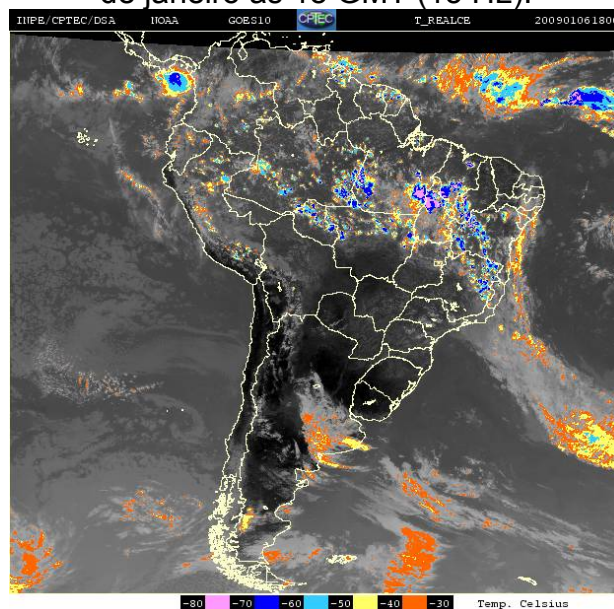


Figura B4 - Imagem de satélite do dia 06 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

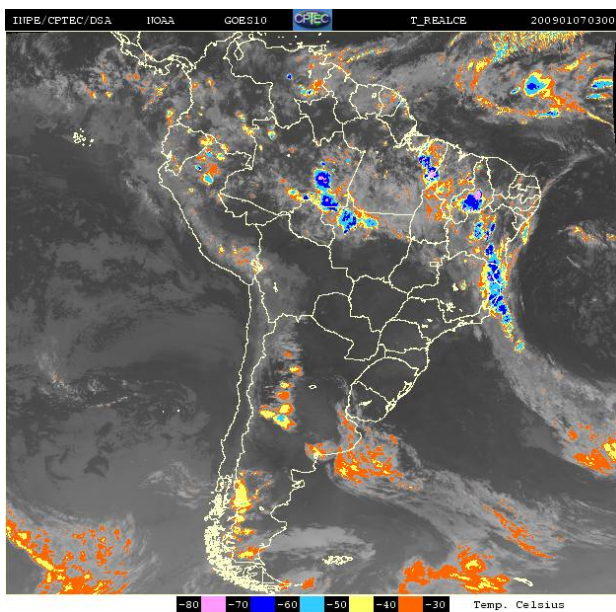


Figura B5 - Imagem de satélite do dia 07 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

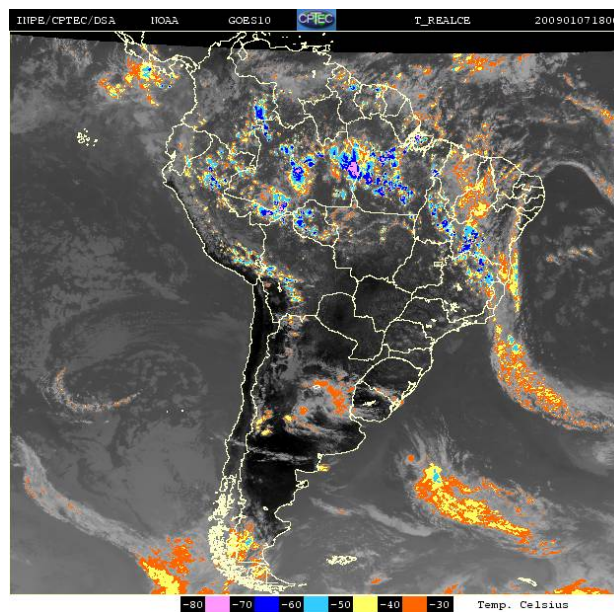


Figura B6 - Imagem de satélite do dia 07 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

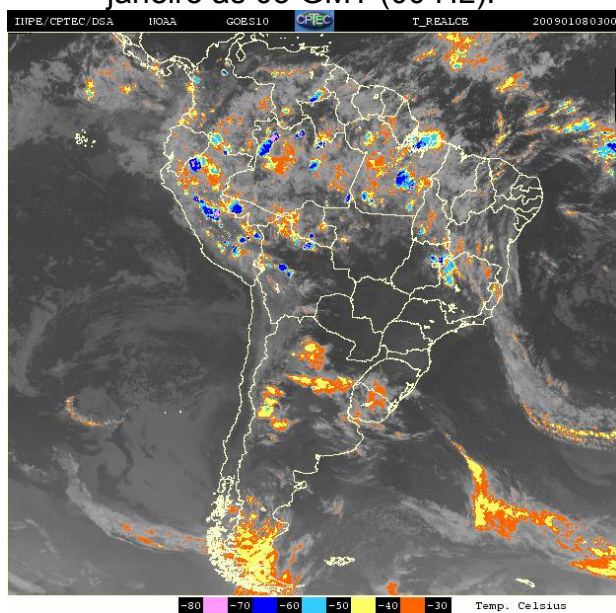


Figura B7 - Imagem de satélite do dia 08 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

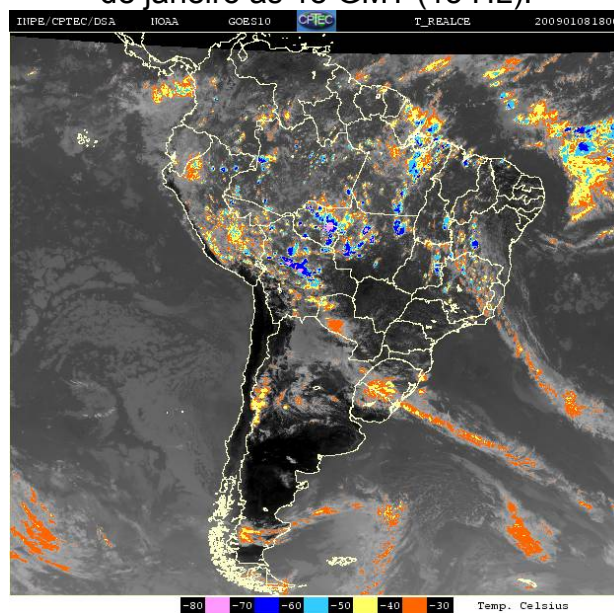


Figura B8 - Imagem de satélite do dia 08 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

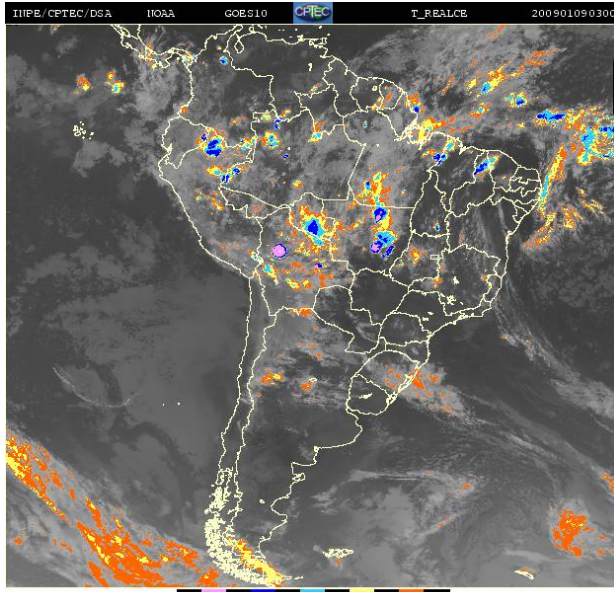


Figura B9 - Imagem de satélite do dia 09 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

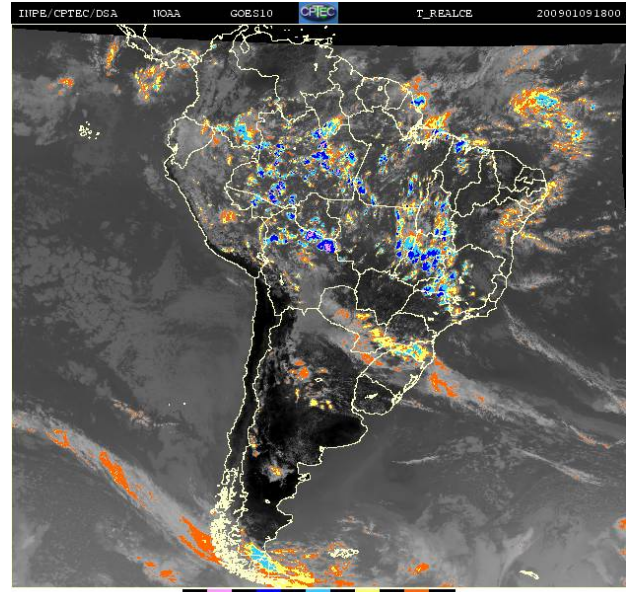


Figura B10 - Imagem de satélite do dia 09 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

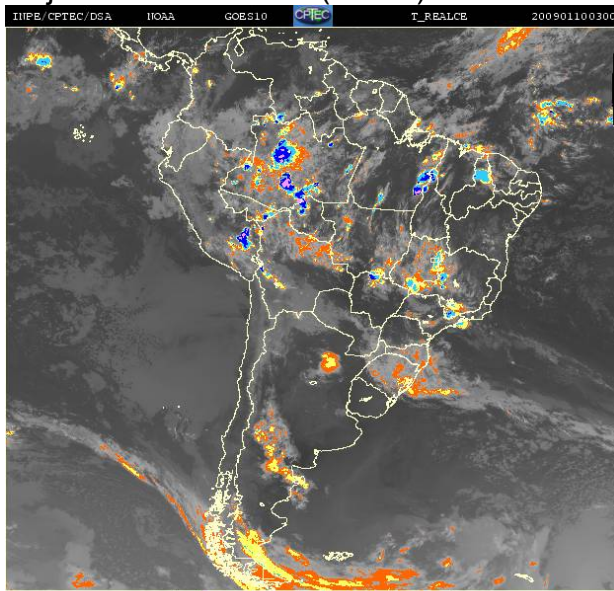


Figura B11 - Imagem de satélite do dia 10 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

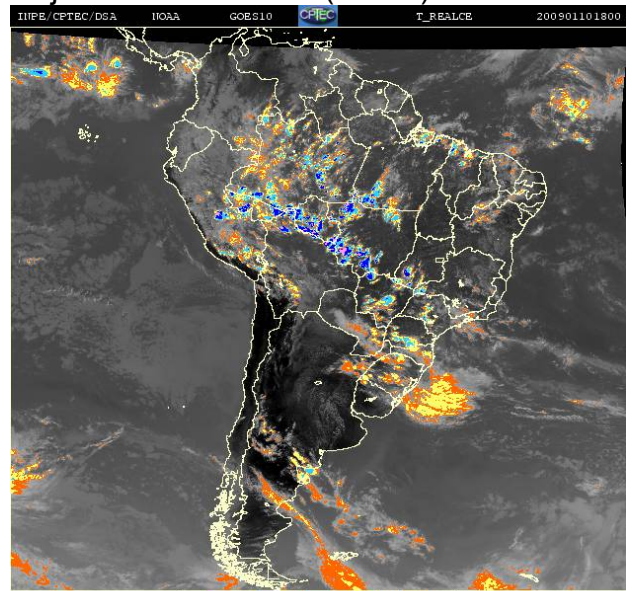


Figura B12 - Imagem de satélite do dia 10 de janeiro às 18 GMT (15 HL).



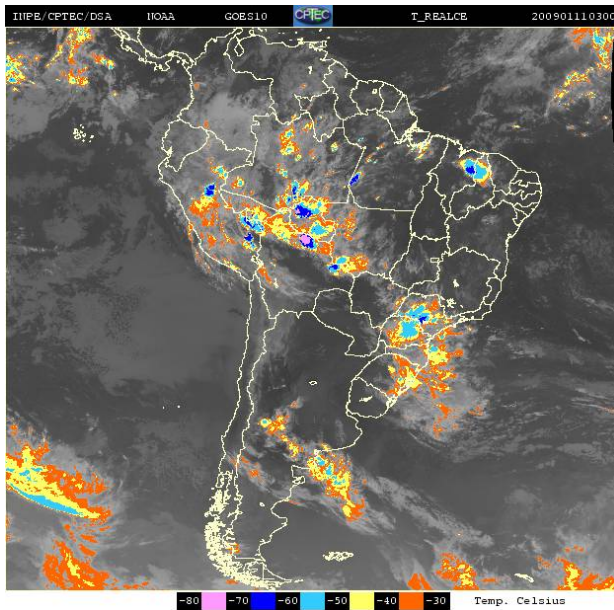


Figura B13 - Imagem de satélite do dia 11 de janeiro às 03 GMT (00 HL).

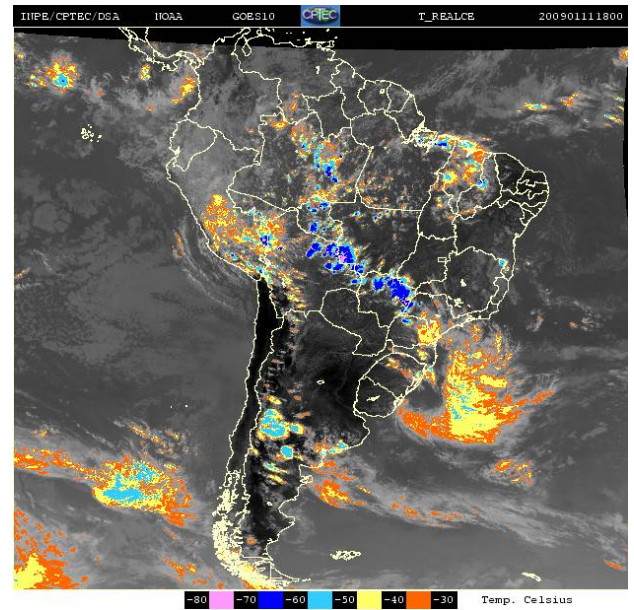


Figura B14 - Imagem de satélite do dia 11 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

## ANEXO C – Cartas sinóticas de superfície.

Site da divisão do tempo do CPTEC/INPE:  
[html://tempo.cptec.inpe.br](http://tempo.cptec.inpe.br)

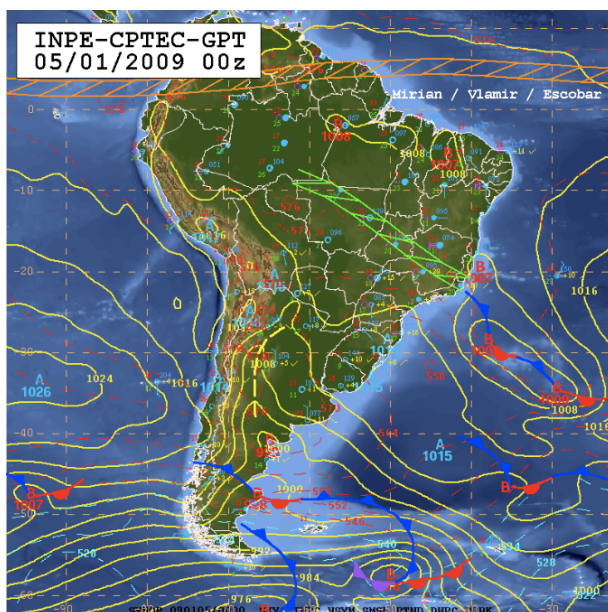


Figura C1 - Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

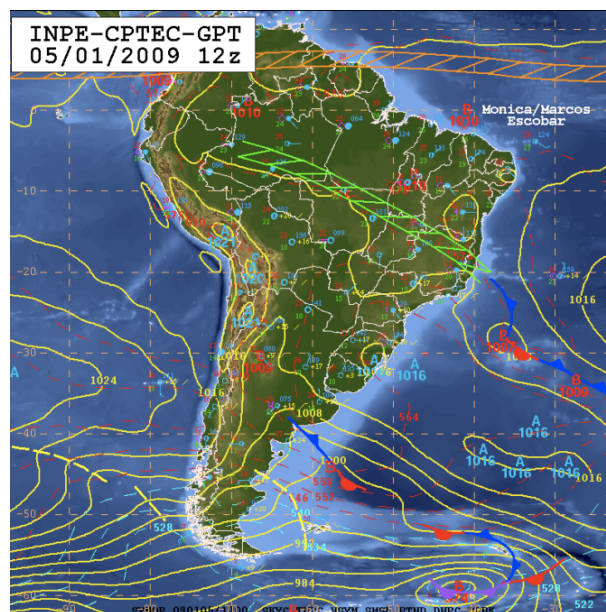


Figura C2 – Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

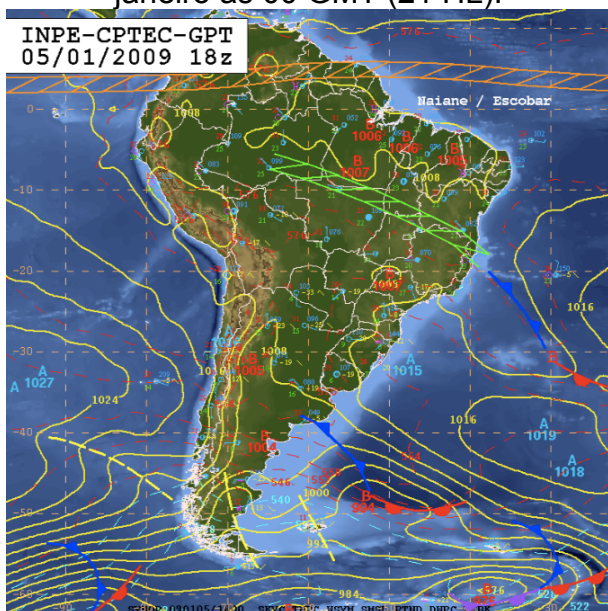


Figura C3 - Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

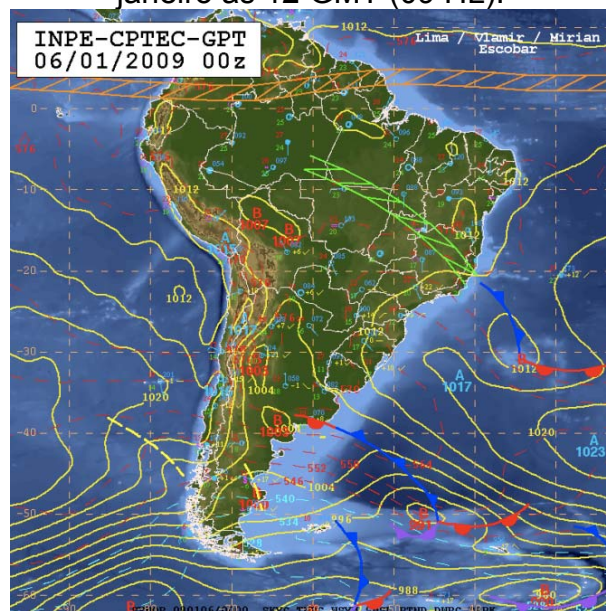


Figura C4 - Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

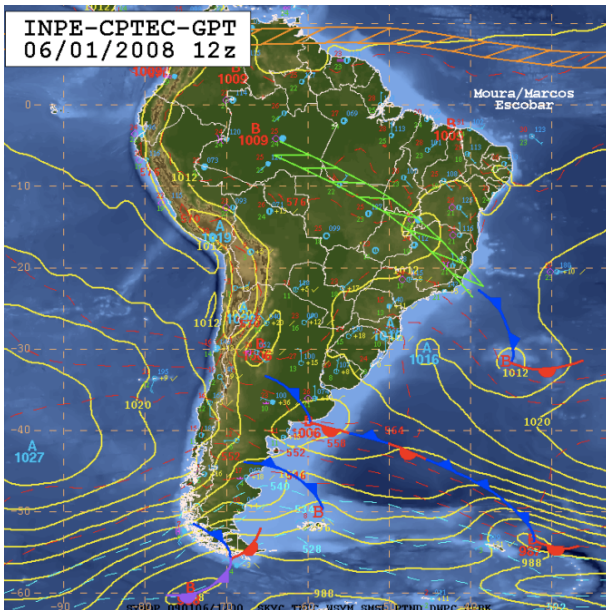


Figura C5 - Carta sinótica do dia 06 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

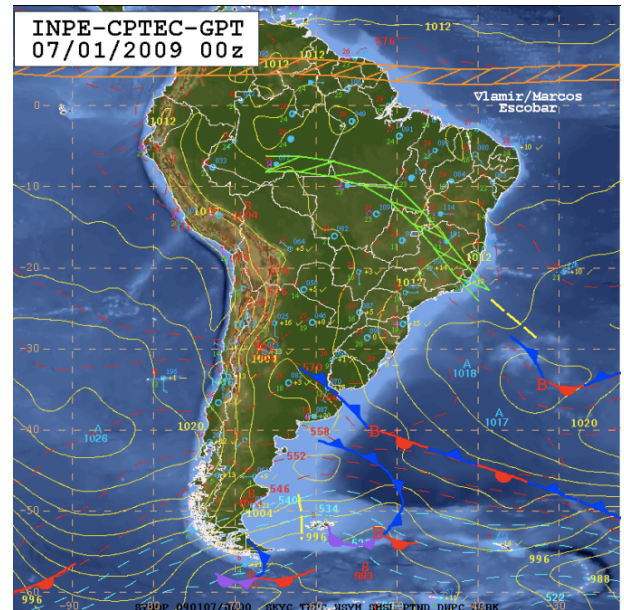


Figura C6 - Carta sinótica do dia 07 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

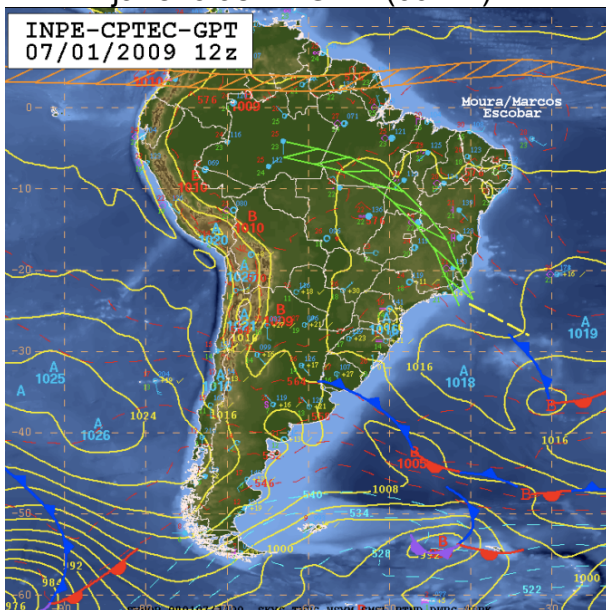


Figura C7 - Carta sinótica do dia 07 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

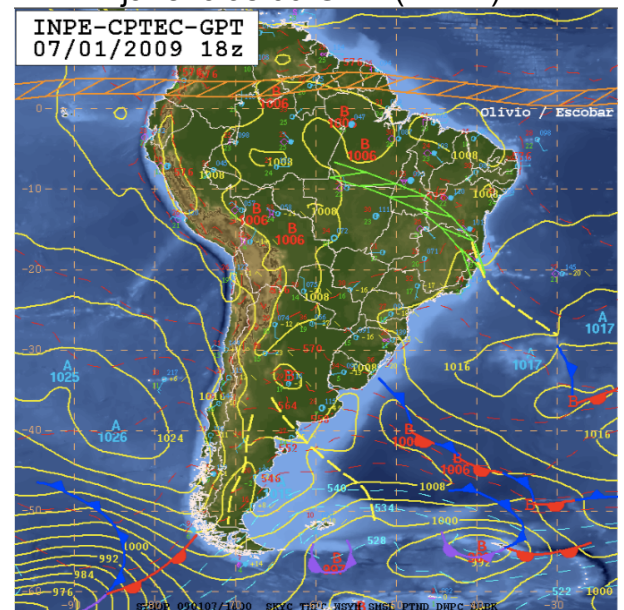


Figura C8 - Carta sinótica do dia 05 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

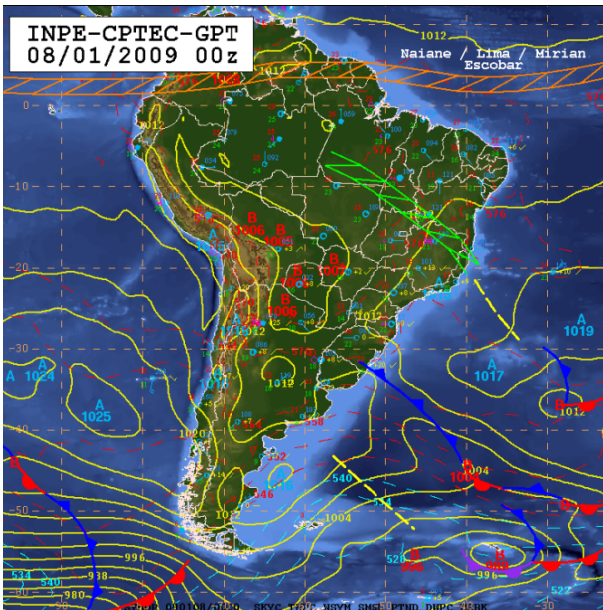


Figura C9 - Carta sinótica do dia 08 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

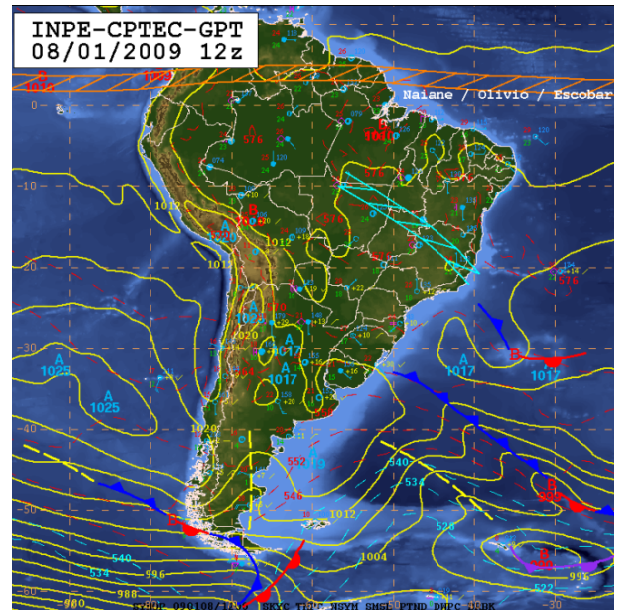


Figura C10 - Carta sinótica do dia 08 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

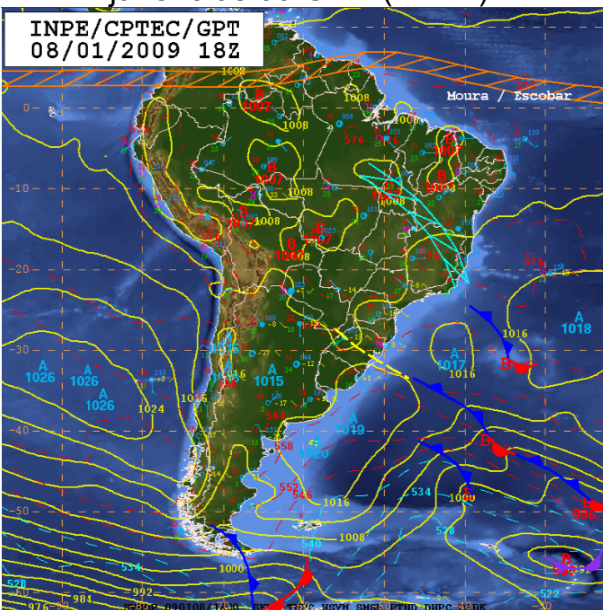


Figura C11 - Carta sinótica do dia 08 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

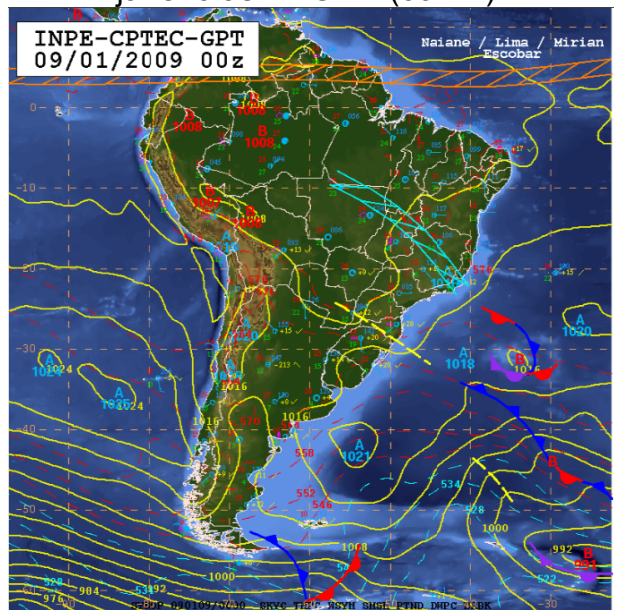


Figura C12 - Carta sinótica do dia 09 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

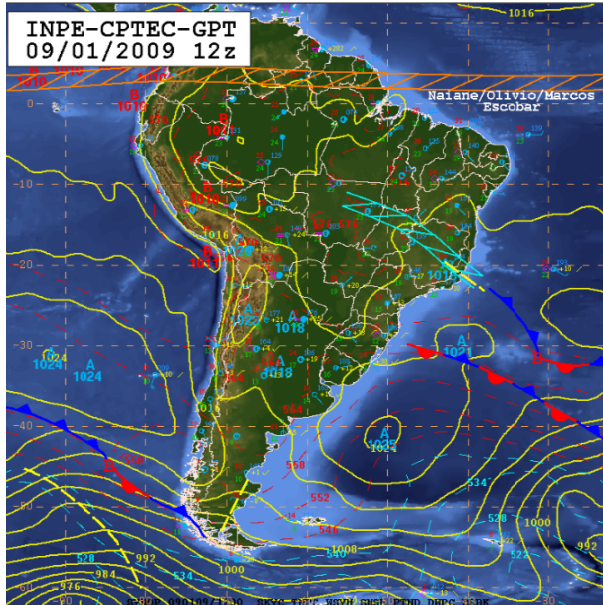


Figura C13 - Carta sinótica do dia 09 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

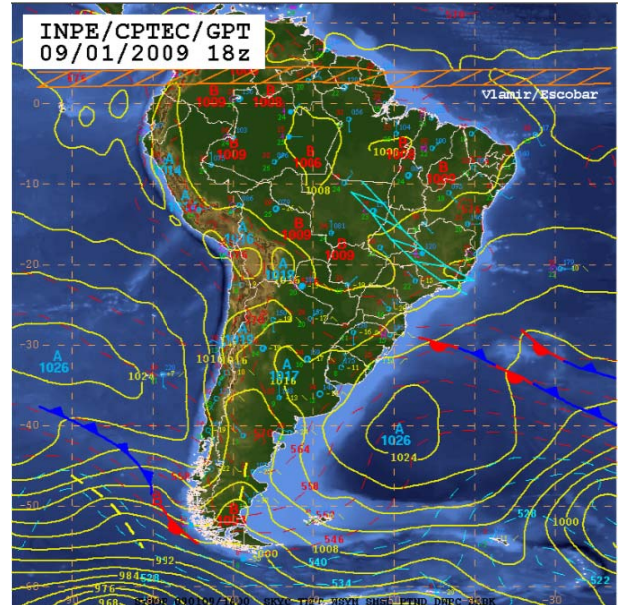


Figura C14 - Carta sinótica do dia 09 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

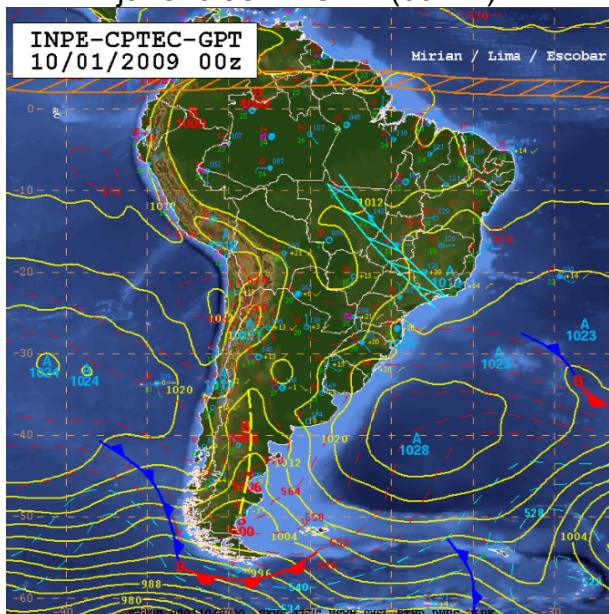


Figura C15 - Carta sinótica do dia 10 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

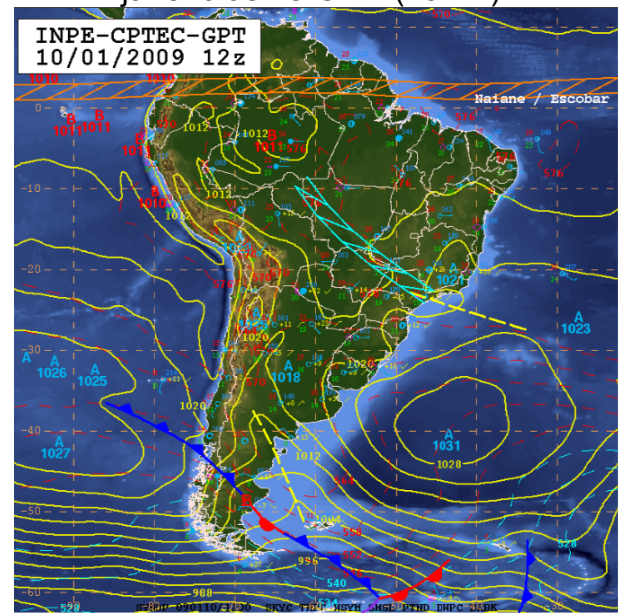


Figura C16 - Carta sinótica do dia 10 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

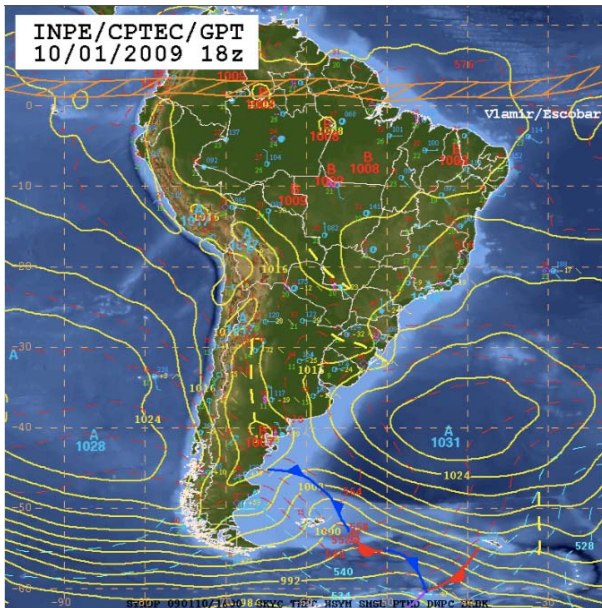


Figura C17 - Carta sinótica do dia 10 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

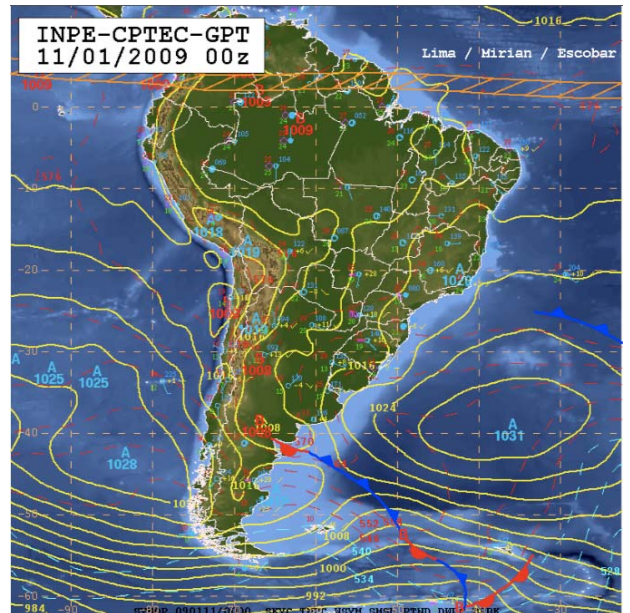


Figura C18 - Carta sinótica do dia 11 de janeiro às 00 GMT (21 HL).

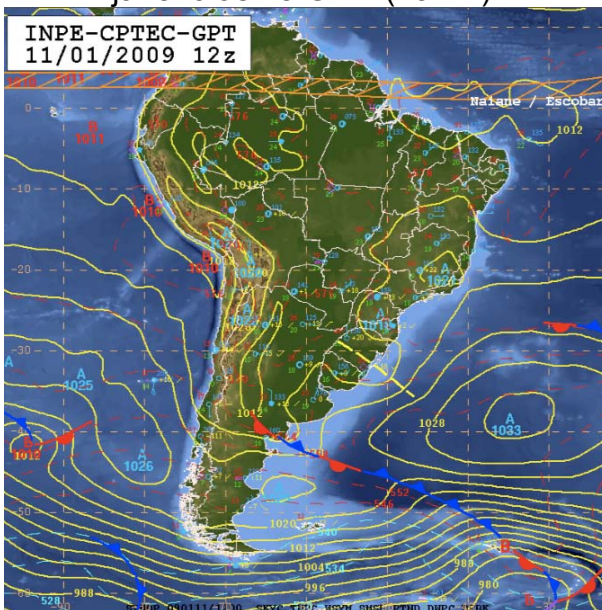


Figura C19 - Carta sinótica do dia 11 de janeiro às 12 GMT (09 HL).

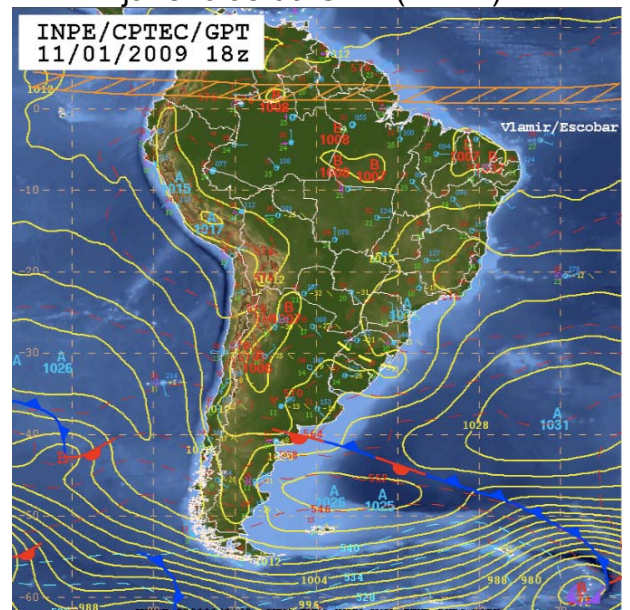


Figura C20 - Carta sinótica do dia 11 de janeiro às 18 GMT (15 HL).

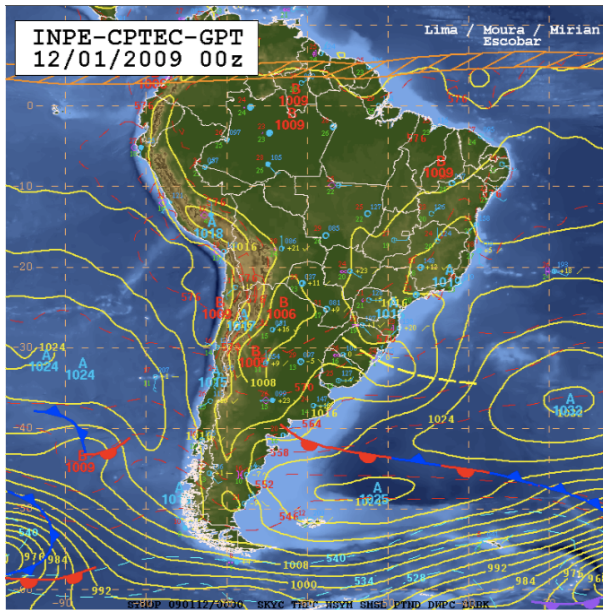


Figura C21 - Carta sinótica do dia 12 de janeiro às 00 GMT (21 HL).