

## MODELAGEM DA DISPERSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS NO MUNICÍPIO DE PAULÍNIA (BRASIL) EMPREGANDO O ISCST3

Yara S. Tadano <sup>a</sup>, Ricardo A. Mazza <sup>b</sup> e Edson Tomaz <sup>c</sup>

<sup>a</sup>*Departamento de Energia, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Rua Mendeleiev, 200, Caixa Postal 6122, Brasil, yaratazano@fem.unicamp.br, <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.jsp?id=K4167719P1>*

<sup>b</sup>*Departamento de Energia, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Rua Mendeleiev, 200, Caixa Postal 6122, Brasil, mazza@fem.unicamp.br, <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.jsp?id=K4791573Y1>*

<sup>c</sup>*Departamento de Processos Químicos, Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Av. Albert Einstein, 500, Caixa Postal 6066, Brasil, etomaz@feq.unicamp.br, <http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizacv.jsp?id=K4782139Z5>*

**Palavras chave:** Dispersão atmosférica, poluição do ar, ISCST3, simulação numérica

**Resumo.** O objetivo deste trabalho é estudar a dispersão dos principais poluentes NO<sub>x</sub> (Óxidos de Nitrogênio), SO<sub>x</sub> (Óxidos de Enxofre), CO (Monóxido de Carbono) e MP (Material Particulado) presentes na atmosfera do município de Paulínia – SP (São Paulo), Brasil no período de 01 a 31 de agosto de 2009, no intuito de identificar as regiões mais afetadas pela poluição atmosférica. Neste estudo foram consideradas as emissões de fontes veiculares e industriais, visando verificar a contribuição de cada tipo de fonte na concentração total de poluentes na atmosfera. O programa computacional utilizado foi o ISCST3 (*Industrial Source Complex, Short Term, 3<sup>a</sup> geração*). A comparação das máximas concentrações horárias de NO<sub>x</sub> simuladas com as observadas nas estações de monitoramento da qualidade do ar Paulínia-Centro e Paulínia-Sul, administradas pela CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), mostra uma diferença relativa de 53% e 57%, respectivamente. Para as concentrações médias de NO<sub>x</sub> simuladas para o período estudado observa-se uma diferença de 42% e 105% com relação às concentrações médias de 2009 medidas nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-Sul, respectivamente. Para SO<sub>x</sub>, a concentração máxima da média diária do período estudado simulada mostra uma diferença relativa de 63% em relação à máxima média diária de 2009 medida na estação Paulínia-Centro e a concentração média simulada para o período estudado mostra uma diferença relativa de 57% em relação à média observada para 2009 na estação Paulínia-B.Cascata. Estes resultados são esperados e validam a modelagem utilizada, pois a comparação foi realizada entre dados simulados somente para agosto com dados observados nas estações durante todo o ano e não foram consideradas as reações químicas que ocorrem na atmosfera. A concentração máxima simulada da média horária de NO<sub>x</sub> ultrapassa o padrão primário e secundário de qualidade do ar; a concentração máxima da média diária de SO<sub>x</sub> simulada ultrapassa o padrão secundário, assim como a concentração máxima da média do período de SO<sub>x</sub>. Os resultados indicam que as principais fontes de emissão de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> e MP são as industriais. Quanto ao CO, as emissões são predominadas pelas fontes veiculares. Através deste trabalho foi possível observar que a qualidade do ar do município de Paulínia estava boa no período estudado e verificar que o modelo ISCST3 de dispersão atmosférica consiste em uma ferramenta útil para a análise da qualidade do ar.

## 1 INTRODUÇÃO

O estudo do transporte de poluentes está se tornando cada vez mais necessário devido à crescente preocupação com a melhoria da qualidade de vida da população e ao aumento da quantidade de emissões, além de ser uma atividade fundamental para a proteção da qualidade do ar. Como consequência houve um aumento significativo no número de pesquisas e publicações sobre a dispersão atmosférica nos meios científicos e leigos ao longo das últimas décadas, principalmente daqueles realizados nos grandes centros urbanos (Clemente, 2000; Levy *et al.*, 2002; Amorim, 2003; Moraes, 2004; Lyra, 2008). Outro fator que contribui é o aumento da capacidade de simulação disponível hoje. Apesar de todas as facilidades computacionais disponíveis, quantificar as emissões atmosféricas ainda é uma tarefa complexa, pois “os escoamentos na baixa atmosfera, na chamada Camada Limite Planetária (CLP), são governados pela turbulência, cuja física ainda permanece longe de ser completamente compreendida” (Moraes, 2004). Em grandes centros essa tarefa é mais complexa devido às características topográficas, tipo e ocupação do solo ser bastante variada. Entretanto, devido ao avanço tecnológico é possível realizar hoje simulações de dispersão atmosférica com resultados muito próximos aos reais e que descrevem a complexidade inerente, inclusive os processos físico-químicos que ocorrem na atmosfera.

A modelagem da dispersão é a principal ferramenta para simular o transporte de poluentes atmosféricos e se tornou importante não somente na avaliação da qualidade do ar nos grandes centros urbanos, como também para identificar regiões impróprias à instalação de novos complexos industriais. Antigamente, as características de dispersão não eram consideradas para definir o local de instalação de uma indústria, porém atualmente, sabe-se que determinados locais são inadequados para a instalação de fontes poluidoras. Como exemplo, tem-se o caso do município de Cubatão - SP, onde a concentração de poluentes atmosféricos era bastante elevada devido às características topográficas (terreno montanhoso) e meteorológicas (direção do vento, etc.) desfavoráveis à dispersão dos poluentes. Atualmente com o avanço dos estudos sobre dispersão atmosférica, a situação de Cubatão foi amenizada e antes da instalação de uma indústria em qualquer região do Brasil é exigido um estudo de impactos ambientais (Alonso e Godinho, 1992).

Os modelos de dispersão atmosférica podem ser divididos em duas classes principais, os *Eulerianos*, que utilizam soluções da equação advecção-difusão em um sistema de referência fixo em relação à Terra e os *Lagrangeanos* que simulam as trajetórias das partículas de poluentes em um sistema de referência que se desloca de acordo com o movimento das partículas. Existem ainda os chamados modelos *Gaussianos*, que podem ser considerados como uma subclasse dos anteriores. Os modelos de pluma *Gaussianos* são limitados, pois consideram vento constante e turbulência homogênea. Essas condições são dificilmente encontradas na CLP. Por isso, sua principal aplicação é para fins regulatórios. Com o aperfeiçoamento destes modelos surgem os modelos *Gaussiano/Lagrangeano* do tipo *puff* onde a pluma é representada por uma série de pacotes (nuvens) de poluentes (Moraes, 2004).

Os modelos de dispersão atmosférica, independente de sua classe, requerem informações meteorológicas variando no tempo para representarem melhor o fenômeno da turbulência. Estas informações podem vir de observações ou de saídas de modelos meteorológicos. O acoplamento de modelos meteorológicos nos modelos de dispersão acrescenta vantagens ao modelo, por ser possível acrescentar uma quantidade maior de informações meteorológicas, antes fornecidas apenas por redes de superfície. Conseqüentemente, a dispersão atmosférica pode ser melhor representada.

Os modelos meteorológicos podem ser classificados em diagnósticos ou prognósticos. Os modelos diagnósticos utilizam dados de saída de outros modelos ou observações

meteorológicas para produzir os campos de velocidade necessários para os modelos de dispersão. Já os prognósticos resolvem as equações de conservação variando no tempo, fornecendo assim os campos de velocidades, temperaturas e de outras variáveis de interesse que o modelo de dispersão possa precisar. Entre os modelos meteorológicos mais conhecidos e utilizados, podem ser citados o *Regional Atmospheric Modeling System* (RAMS), *NCAR/PennState Mesoscale Model* (MM5), *Mesoscale Compressible Community* (MC2) e *Advanced Regional Prediction System* (ARPS) (Lyra, 2008).

Quanto aos modelos de dispersão que acoplam modelos meteorológicos, dentre os mais utilizados, pode ser citado o *California Photochemical Grid Model* (CALGRID), *California Puff Model* (CALPUFF), *Urban Airshed Model* (UAM) e *American Meteorology Society – Environmental Protection Agency – Regulatory Model* (AERMOD). Estes modelos são frequentemente utilizados em países desenvolvidos, inclusive pelas agências ambientais. Como exemplo de utilização destes modelos, tem-se o trabalho de Barna e Lamb (2000) que realizaram três tipos de simulações para estudar a dispersão de poluentes na região da Cascadia, EUA em 1996. Os autores utilizaram o modelo CALGRID e mostraram a importância da utilização das técnicas de FDDA<sup>1</sup> nas simulações utilizando modelos meteorológicos prognósticos, principalmente quando em aplicações de qualidade do ar.

Moraes (2004) realizou um estudo visando desenvolver uma nova ferramenta de estudo e monitoramento da qualidade do ar, consistindo do modelo atmosférico ARPS e o sistema CALMET/CALPUFF. Para validação do modelo, o autor simulou a dispersão de SO<sub>2</sub> (dióxido de enxofre) proveniente da termoelétrica Governador Jorge Lacerda localizada em Capivari de Baixo (SC), Brasil. Os resultados apresentaram valores dentro do intervalo esperado, validando a utilização da metodologia proposta.

Kumar *et al.* (2006) realizaram um estudo de dispersão de SO<sub>2</sub> no Município de Lucas, Ohio, EUA em 1990 utilizando o AERMOD. Eles avaliaram concentrações médias para 1, 3 e 24 horas. Os resultados mostraram que a previsão de 24 horas se mostrou melhor do que as de 1 e 3 horas e ainda concluíram que é necessário mais estudos que utilizem o AERMOD visando avaliar a precisão do modelo para estudos com diversas fontes.

Apesar dos diversos modelos acoplados existentes, em países em desenvolvimento como o Brasil, ainda se utiliza modelos de dispersão não acoplados. Isto ocorre devido à falta de referência na legislação vigente (CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente) sobre o tipo de modelo que deve ser utilizado e principalmente devido à escassez de informações meteorológicas em determinadas regiões. Desta forma, utilizam-se dados de observações meteorológicas ao invés de modelos meteorológicos (Moraes, 2004). Por esta razão, e ainda pela falta de acesso aos dados referentes às fontes poluidoras, se encontram dificuldades nos estudos sobre dispersão atmosférica no Brasil.

Desta forma, o objetivo do trabalho foi simular o transporte dos principais poluentes atmosféricos regulamentados pelo órgão ambiental responsável CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo); NO<sub>x</sub> (óxidos de nitrogênio), SO<sub>x</sub> (óxidos de enxofre), CO (monóxido de carbono) e MP (material particulado) oriundos de fontes fixas e móveis localizadas no município de Paulínia – SP, Brasil para o período entre 01 e 31 de agosto de 2009. Os resultados simulados foram comparados com as concentrações observadas pela CETESB nas estações de monitoramento da qualidade do ar localizadas no município para validar o modelo utilizado. Em seguida, a qualidade do ar de Paulínia foi avaliada através da comparação dos resultados simulados com o padrão primário e o secundário de qualidade do ar. Finalmente, as principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos da região foram identificadas através das linhas de concentração dos dados simulados.

---

<sup>1</sup> FDDA: *Four Dimensional Data Assimilation*

O modelo de dispersão escolhido foi o ISCST3 (*Industrial Source Complex, Short Term, 3ª geração*) devido à sua menor exigência de dados meteorológicos apesar de, recentemente, a US-EPA (*United States Environmental Protection Agency*) ter recomendado o uso do AERMOD para a realização de estudos sobre a dispersão de poluentes atmosféricos como substituto ao modelo computacional ISCST3, também desenvolvido pela EPA (1995).

Como exemplo de estudos que utilizaram o ISCST3, pode-se citar o trabalho de Clemente (2000) que construiu um inventário apenas de emissões industriais para o município de Paulínia e utilizou o modelo ISCST3 para validar seu inventário e ainda identificar as regiões mais afetadas pela poluição, realizando simulações da dispersão de SO<sub>2</sub>, MP, NO<sub>2</sub> (dióxido de nitrogênio) e HC (hidrocarbonetos). Os valores preditos para MP estiveram abaixo dos valores observados, o que era esperado devido à não consideração de emissões de fontes veiculares, de ressuspensão devido ao vento e às demais atividades antrópicas e ainda por ser comparadas PTS (Partículas Totais em Suspensão) com monitoramento de MP<sub>10</sub><sup>2</sup>. Para SO<sub>2</sub> e NO<sub>2</sub>, os resultados mostraram-se satisfatórios. Quanto ao HC, não existem dados de monitoramento, portanto foram analisadas apenas quais eram as regiões mais afetadas pela poluição. Desta forma, foi possível validar o inventário construído.

Lyra (2008) utilizou o modelo ISCST3 de dispersão para validação dos resultados de sua modelagem e ainda como ferramenta de análise das regiões mais afetadas pela poluição atmosférica na Região Metropolitana de Salvador, no intuito de criar um modelo integrado de gestão da qualidade do ar. O estudo considerou a dispersão de MP, CO, COT (Compostos Orgânicos Totais), NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>. O autor concluiu que o modelo ISCST3 previu de forma coerente a dispersão de poluentes na região, mostrando ser a ferramenta ideal para a criação do modelo de gestão da qualidade do ar.

De acordo com o exposto, pode-se dizer que o modelo ISCST3 é adequado para estudos de dispersão em regiões onde os dados meteorológicos são limitados.

## 2 METODOLOGIA

O modelo utilizado (ISCST3), desenvolvido pela US-EPA, é um modelo de pluma *Gaussiano* que pode ser aplicado na determinação das concentrações de poluentes provenientes de uma grande variedade de fontes como: fontes industriais complexas, áreas urbanas ou rurais, terrenos planos ou elevados. Pode ainda considerar emissões contínuas, deposição seca e úmida, efeito de *building downwash* (efeitos ocasionados por obstáculos como edifícios, árvores, etc.), transformações químicas, transportes a distâncias de até 50 quilômetros, etc (Clemente, 2000).

As simulações realizadas utilizando o ISCST3 podem variar de acordo com a complexidade das informações implantadas no programa e dos resultados que se queira analisar, sendo que neste trabalho foram consideradas as seguintes informações:

- **Características da fonte:** Para fontes fixas (industriais) foram necessários valores quanto à localização, altura e diâmetro das chaminés; taxas de emissão, velocidade e temperatura de saída dos poluentes. As fontes móveis (veiculares) são consideradas neste modelo como fontes linhas e para tanto foi necessário conhecer as principais vias da região e construir um inventário das emissões veiculares, sendo ainda acrescentadas informações adicionais, como a diferença no fluxo de veículos de acordo com o horário do dia.

- **Dados meteorológicos:** O modelo requer dados meteorológicos horários da temperatura ambiente, velocidade e direção do vento, classe de estabilidade e altura de mistura.

- **Dados topográficos:** Mapa de relevo da região em estudo.

---

<sup>2</sup> MP<sub>10</sub>: Material Particulado com diâmetro aerodinâmico menor que 10 µg/m<sup>3</sup>

- **Receptores:** Necesário conhecer as coordenadas de cada um dos receptores, sendo que a elevação do terreno em cada um é calculada pelo próprio modelo quando da inserção dos dados topográficos.

### 3 ESTUDO DE CASO

Dentre as regiões mais industrializadas do interior do estado de São Paulo, encontra-se o município de Paulínia que conta com um grande complexo industrial. Atualmente, o município possui uma população de 84.577 habitantes e ocupa uma extensão territorial de 139 km<sup>2</sup>, sendo mais de 60% território urbano (IBGE, 2010; Clemente, 2000). O município de Paulínia faz parte da Região Metropolitana de Campinas e está localizado a aproximadamente 25 km a noroeste de Campinas. Seu relevo é praticamente plano com poucas variações, com altitudes entre 510 e 660 metros, como mostra a Figura 1.

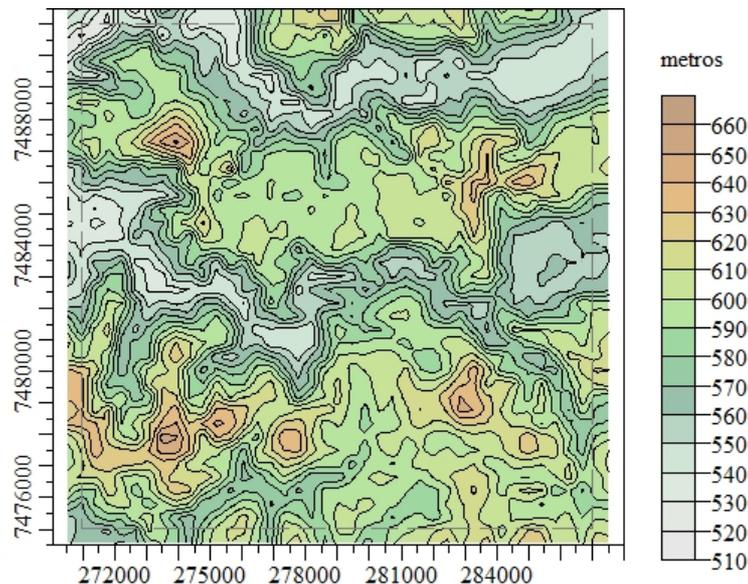


Figura 1: Mapa topográfico do município de Paulínia.

Os dados meteorológicos utilizados neste trabalho (dados horários para o período de 01 a 31 de agosto de 2009 referentes à temperatura ambiente, velocidade e direção do vento, radiação solar e cobertura de nuvens) foram obtidos da estação meteorológica automática localizada na Refinaria de Paulínia (Replan). Para as variáveis meteorológicas de velocidade e direção do vento e temperatura ambiente foram utilizados os dados horários fornecidos pela Replan. Pela Figura 2, que apresenta a rosa dos ventos para o período de estudo, pode se observar uma predominância do vento nas direções sudeste (de Campinas para Paulínia) e nordeste (do distrito industrial para a região urbana de maior densidade populacional do município de Paulínia).

O cálculo da classe de estabilidade foi realizado de acordo com a classe de estabilidade de Pasquill (Seinfeld e Pandis, 2006), que relaciona a velocidade do vento com a radiação solar e a cobertura de nuvens. Para o cálculo da altura de mistura utilizou-se a metodologia apresentada por Ueda e Baroni (2008).

Definidas as características da região, bem como a topografia e as condições meteorológicas para o período de estudo, faz-se necessário detalhar o inventário de emissões utilizado. Esse procedimento é apresentado a seguir.

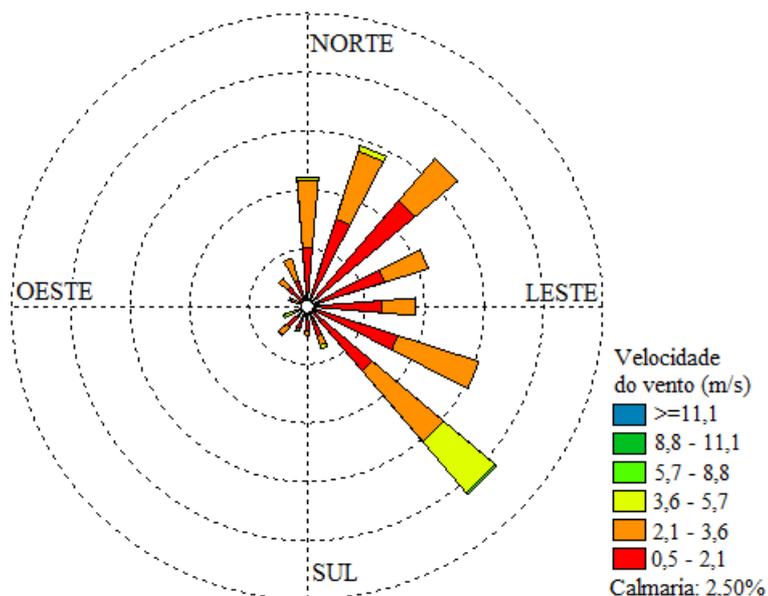


Figura 2: Rosa dos ventos para o período de 01 a 31 de agosto de 2009.

### 3.1 Inventário de Emissões Industriais

Os dados das emissões pontuais (industriais) foram os dados referentes às principais indústrias da região e inventariados pela CETESB (2009). O inventário é mostrado na Tabela 1, onde pode se observar que a maior contribuição para todos os poluentes provém da Replan, com ordem de grandeza superior às emissões das demais indústrias. A Rhodia se destaca pela elevada emissão de  $\text{NO}_x$ , sendo também a segunda maior emissora de CO e a Evonik Degussa Ltda destaca-se pela grande emissão de  $\text{SO}_x$ .

Devido à escassez de informação com relação às diferentes fontes de emissão de cada indústria, as emissões apresentadas na Tabela 1 foram consideradas como provenientes de uma única chaminé por indústria, exceto para a empresa Petróleo Brasileiro S/A – Replan, que foram consideradas 27 chaminés, conforme os dados do EIA-RIMA da Replan (PETROBRAS, 2006). Concluindo, as fontes industriais consideradas neste estudo compreendem 38 fontes pontuais cujas localizações se encontram na Figura 3. Nesta figura observa-se que a maioria das fontes está localizada na região nordeste de Paulínia, fazendo com que os poluentes provenientes destas indústrias se dispersem em direção ao centro da cidade, devido à direção predominante do vento (Figura 2).

Para cada uma das fontes pontuais foram obtidos dados referentes à taxa de emissão (g/s) (Tabela 1) e localização (coordenadas UTM) (CETESB, 2009). Quanto aos dados de velocidade (m/s) e temperatura (K) de saída de cada poluente e altura (m) e diâmetro (m) das chaminés, foram considerados valores típicos de atividades industriais (Tabela 2), devido à falta de informações precisas quanto a estas características. Uma exceção foi o caso da Replan em que foram utilizados dados do EIA-RIMA (PETROBRAS, 2006).

Empresa <sup>1</sup>	Emissão de Poluentes (t/ano)			
	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	MP	CO
Bann Química Ltda (BAN)	18,20	0,07	1,78	4,55
Cargil Nutrição Animal Ltda (CAR)	8,54	24,02	1,93	0,79
Evonik Degussa Ltda (EVO)	101,56	751,93	28,13	30,84
Galvani Ind. Com. e Serviços Ltda (GAL)	27,05	196,50	46,43	-
Hércules do Brasil Produtos Químicos Ltda (HER)	4,8	13,49	1,08	0,44
Invista Brasil Ind. e Com. de Fibras Ltda (INV)	6,65	0,68	0,68	1,63
Kraton Polymers do Brasil S/A (KRA)	6,76	8,94	1,65	4,71
Nutriara Alimentos Ltda (NUT)	7,74	0,03	0,76	1,94
Orsa Celulose, Papel e Embalagens S/A (ORS)	43,96	1,28	4,35	10,93
Petróleo Brasileiro S/A – Replan (REP) <sup>2</sup>	7584,00	12074,00	1201,00	2267,00
Rhodia Poliamida e Especialidades Ltda (RHO)	1292,28	85,18	13,68	95,44
Syngenta Proteção de Cultivos Ltda (SYN)	2,31	6,50	0,55	0,21

1 – As nomenclaturas entre parênteses são as utilizadas na Figura 3.

2 – Emissão total de todas as 27 chaminés consideradas.

Tabela 1: Estimativa de emissões atmosféricas das fontes pontuais do município de Paulínia (Adaptado de CETESB, 2009).

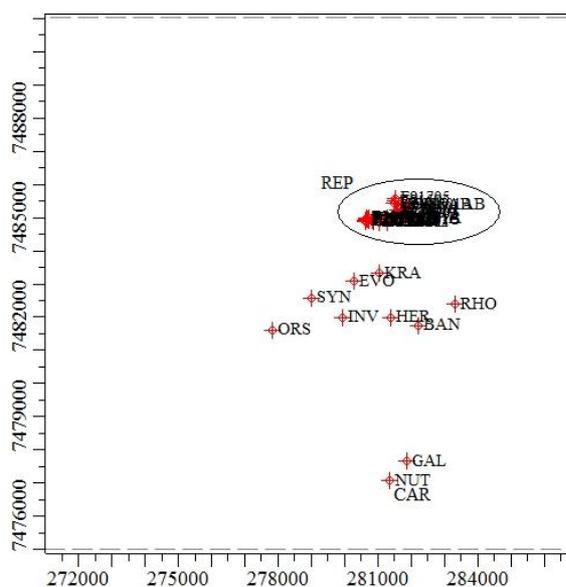


Figura 3: Localização das fontes pontuais de emissão atmosférica consideradas neste estudo.

Variável	Valor
Altura (m)	20
Diâmetro interno (m)	1
Temp. de saída (K)	600
Veloc. de saída (m/s)	20

Tabela 2: Dados das chaminés.

### 3.2 Inventário de Emissões Veiculares

Para incluir as fontes móveis no modelo de dispersão foi necessário construir um Inventário de Emissões Veiculares (IEV). Os valores de emissão do IEV foram distribuídos somente entre as principais vias da cidade, onde se encontra o maior fluxo de veículos. Esta aproximação foi assumida para não saturar o modelo com uma quantidade grande de fontes móveis. O critério utilizado para identificar as principais vias da cidade foi o mesmo utilizado pela Prefeitura Municipal de Paulínia de acordo com a Lei Complementar nº 39 de 24 de dezembro de 2008, que considera como via principal “aquelas que permitem a passagem e maior vazão do fluxo de tráfego de todos os tipos e portes de veículos, interligando regiões da cidade, possuindo geralmente grande extensão e largura” (Leis municipais, 2010). De acordo com a referida Lei, as vias principais da cidade devem possuir uma largura mínima entre 28 e 34 metros, sendo que não é especificada a extensão. Na Figura 4, encontra-se o mapa com as principais vias do município de Paulínia.

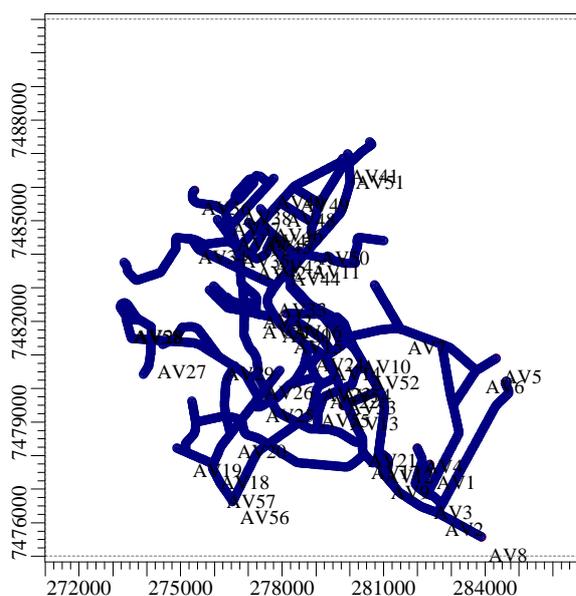


Figura 4: Principais vias do município de Paulínia.

#### - Frota veicular

Para a construção do inventário de emissões foram obtidos dados da frota veicular do município de Paulínia junto ao DENATRAN (2009). Estes dados precisaram ser separados de acordo com o tipo de veículo, seu ano de fabricação e ainda pelo tipo de combustível utilizado, pois os fatores de emissão veicular variam em função destas características, conforme apresentado pela CETESB (2010) no PROCONVE (Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores) e no PROMOT (Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares). Nessa classificação a frota é dividida em quatro categorias (automóveis, comerciais leves, caminhões e ônibus) de acordo com a

classificação da ANFAVEA (2010) incluindo ainda uma nova categoria correspondente às motocicletas. As definições das categorias mencionadas encontram-se na Resolução nº 15 de 13 de dezembro de 1995 conforme apresentado a seguir:

- **Automóveis:** Referente à categoria veículo leve de passageiros que consiste de veículos automotores “com massa total máxima autorizada até 3856 kg e massa do veículo em ordem de marcha até 2720 kg, projetado para o transporte de até 12 passageiros, ou seus derivados para o transporte de carga”.

- **Comerciais leves:** Categoria denominada veículo leve comercial que consiste de veículos automotores “não derivados de veículo leve de passageiros com massa total máxima autorizada até 3856 kg e massa do veículo em ordem de marcha até 2720 kg, projetado para o transporte de carga, ou misto ou seus derivados, ou projetado para o transporte de mais de 12 passageiros, ou ainda com características especiais para uso fora de estrada”.

- **Caminhões e ônibus:** Incluídos na categoria veículos pesados, correspondendo aos veículos automotores “para o transporte de passageiros e/ou carga, com massa total máxima autorizada maior que 3856 kg e massa do veículo em ordem de marcha maior que 2720 kg, projetado para o transporte de passageiros e/ou carga”.

Para classificar a frota veicular do município de Paulínia de acordo com o ano de fabricação e o tipo de combustível foi necessário realizar uma estimativa utilizando os dados referentes à frota brasileira, dados obtidos junto à ANFAVEA (2010). Quanto ao ano de fabricação, os veículos anteriores a 1989 foram considerados em uma única categoria. Para tipo de combustível foram consideradas quatro categorias; gasolina, gasolina C (gasolina acrescida de 22% de álcool), álcool e diesel.

Os dados referentes ao percentual de veículos da frota por tipo e tipo de combustível estão apresentados na Tabela 3, onde pode se observar que aproximadamente 50% dos automóveis da frota utilizam gasolina C. Já para os comerciais leves, apesar de predominar os veículos à gasolina C, não existe uma diferença grande. Quanto aos caminhões, verifica-se que mais de 85% são movidos a diesel, sendo que os caminhões fabricados a partir de 1990, que compõem a frota do município de Paulínia, são todos movidos a diesel.

Tipo de Veículo	Gasolina	Gasolina C	Álcool	Diesel	Total
Automóvel	16,58%	49,58%	33,84%	-	28016
Comercial leve	20,10%	35,36%	21,80%	22,74%	4079
Caminhão	13,68%	0,07%	0,37%	85,88%	2968
Ônibus	-	-	-	100%	2413
Motocicleta <sup>1</sup>	-	-	-	-	7742
Total	5871	15336	10379	5889,42	45218

1 – Os dados para motocicleta não foram separados por tipo de combustível.

Tabela 3: Porcentagem de veículos por tipo e tipo de combustível.

Os dados de acordo com a idade da frota encontram-se na Figura 5, onde não foram incluídos os veículos fabricados antes de 1989, que compreendem aproximadamente 33% da frota. Nesta figura, observa-se que a frota aumentou gradativamente até o ano de 1997, onde houve uma leve diminuição e depois voltou a crescer.

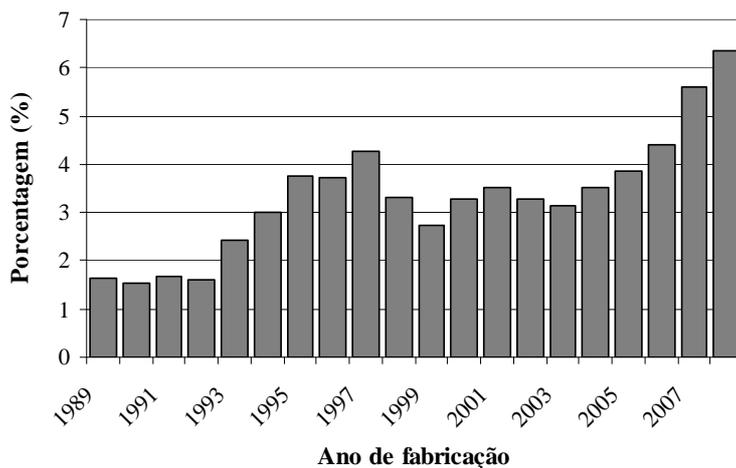


Figura 5: Idade da frota veicular de Paulínia.

### - Fatores de emissão

Com a frota veicular de Paulínia separada de acordo com as categorias mencionadas (tipo de veículo, ano de fabricação e tipo de combustível) se definem os fatores de emissão a serem utilizados. O fator de emissão (FE), geralmente expresso em g/km, é o indicador básico de emissão e é freqüentemente separado de acordo com o tipo de poluente, ano de fabricação dos veículos e tipo de combustível utilizado; compondo uma variedade de valores que não poderão ser apresentados neste trabalho. A seguir, serão então apresentadas as especificações dos fatores de emissão para cada tipo de poluente incluindo as fontes de referência utilizadas.

- **NO<sub>x</sub>**: Os fatores de emissão considerados para as emissões de NO<sub>x</sub> foram os definidos no PROCONVE, exceto para motocicleta onde foram utilizados os fatores definidos no PROMOT, programas estabelecidos pela CETESB (2010).

- **SO<sub>x</sub>**: Para o cálculo do fator de emissão de SO<sub>x</sub>, foi seguida a metodologia proposta em CETESB (1994), lembrando que para os veículos movidos à álcool, a emissão de SO<sub>x</sub> pode ser considerada desprezível. A única modificação realizada foi em relação aos veículos movidos à Gasolina C, onde foi utilizado um valor de 78% do fator de emissão para veículos à gasolina, devido ao percentual de álcool (22%) acrescido a este tipo de gasolina.

- **CO**: Para os veículos com data de fabricação anterior a 2001 foram utilizados os fatores de emissão definidos no PROCONVE. A partir de 2001, foram utilizados os fatores de emissão publicados nos relatórios de qualidade do ar da CETESB (2010). Cabe ainda relatar que para a emissão de CO, exceto dos veículos novos, foi considerado o chamado fator de deterioração. Esse fator considera o aumento na emissão, principalmente de CO e HC, devido ao desgaste das peças e componentes do veículo que afeta as características de emissão do motor (CETESB, 1994).

- **MP**: As emissões de MP podem ser provenientes de diferentes fontes. Os fatores de emissão referentes às emissões de desgaste de pneu utilizadas foram os obtidos em CETESB (1994). Para as emissões provenientes do tubo de escapamento foram utilizados os valores dos relatórios de qualidade do ar da CETESB (2010). Como estes fatores só estão disponíveis a partir de 2001, para os veículos com data de fabricação anterior a 2001 foram considerados os fatores de 2001. Deve se destacar que a principal fonte de emissão de MP, em torno de 50%, refere-se à ressuspensão de partículas, não só advindas das vias, mas de diversas atividades antrópicas, que não é possível ser implantada no modelo de dispersão.

### - Cálculo de emissão da frota

Com os dados da frota veicular e os fatores de emissão por tipo de veículo e combustível e ainda com dados referentes à quilometragem rodada por tipo de veículo (Tabela 4), foi possível determinar a emissão da frota de acordo com o proposto por CETESB (1994).

Quanto à quilometragem rodada, os dados da Tabela 4 se referem aos veículos novos (neste caso, aqueles fabricados em 2009), sendo que o procedimento adotado para obter a quilometragem dos demais veículos, foi multiplicar o valor da quilometragem do ano posterior por 0,98, procedimento adotado por Lents *et al.* (2004), que observou, para a Região Metropolitana de São Paulo (RMS), uma redução anual de 2% na quilometragem rodada.

Tipo de veículo	Km anual <sup>1</sup>
Automóvel <sup>2</sup>	20000
Comercial leve <sup>2</sup>	20000
Caminhão <sup>3</sup>	51500
Ônibus <sup>3</sup>	73500
Motocicleta <sup>4</sup>	5200

1 – Referente a veículos novos.

2 – Lents *et al.* (2004).

3 – Ferreira *et al.* (2008).

4 – CETESB (1994).

Tabela 4: Quilometragem anual para veículos novos.

Finalmente, multiplicando-se os fatores de emissão para cada poluente pelo número de veículos da frota e pela quilometragem média anual rodada pela frota resultará na emissão total, conforme apresenta a Equação 1 (CETESB, 1994). Os valores das emissões da frota de Paulínia para cada poluente estão apresentados na Tabela 5. Nesta tabela, observa-se que os caminhões e ônibus são os maiores emissores de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub>, pois a maior parte destes veículos são movidos à diesel (Tabela 3), grande emissor destes poluentes. Os automóveis compõem a maior fonte de CO da frota, devido à grande parcela (Tabela 3) movida à gasolina ou gasolina C, grandes emissores de CO.

$$E_F = FE_F \cdot \overline{KM} \cdot N \cdot 10^{-6} \quad (1)$$

onde:

$E_F$  : emissão do poluente considerado para a frota (t/ano);

$FE_F$  : fator de emissão da frota para o poluente de interesse (g/km);

$\overline{KM}$  : quilometragem média anual (km);

$N$  : número de veículos na frota.

Tipo de veículo	Emissão da frota (t/ano)			
	NO <sub>x</sub>	SO <sub>x</sub>	MP	CO
Automóvel	212,523	47,409	84,290	7792,956
Comercial Leve	186,546	46,458	23,026	1214,529
Caminhão	1191,462	258,296	89,499	2158,173
Ônibus	594,272	124,844	39,347	775,842
Motocicleta	0,087	0,051	0,111	23,864
<b>Total</b>	<b>2184,890</b>	<b>477,058</b>	<b>236,273</b>	<b>11965,364</b>

Tabela 5: Emissão da frota veicular do município de Paulínia para cada poluente.

Para implantar os valores referentes às emissões veiculares no modelo de dispersão

atmosférica é necessário distribuir a emissão total mostrada Tabela 5 nas principais vias do município de Paulínia. Para tanto, foi realizada a distribuição proporcional à extensão de cada uma das vias principais apresentadas na Figura 4. Foi ainda acrescentado no modelo um coeficiente que considera as variações horárias no fluxo de veículos. Devido à falta de informações referentes a este aspecto para o município de Paulínia foram utilizados os valores levantados por Lents *et al.* (2004) para a Região Metropolitana de São Paulo (RMS), conforme apresentado na Figura 6. Apesar de haver diferença no fluxo de veículos entre a RMS e o município de Paulínia, através da Figura 6 observa-se uma tendência coerente a qualquer cidade, onde existe um fluxo maior de veículo durante o dia, com picos no horário de almoço (entre 11 e 13 horas) e no final do expediente de trabalho (entre 16 e 19 horas). Com esses dados pode-se finalmente obter o inventário completo das emissões (veiculares e industriais) para o município de Paulínia.

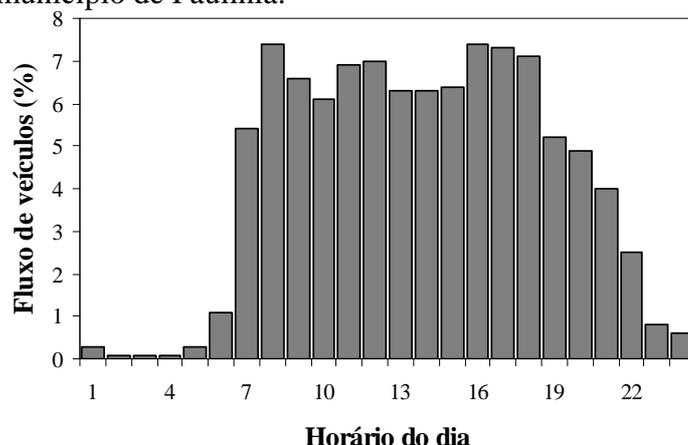
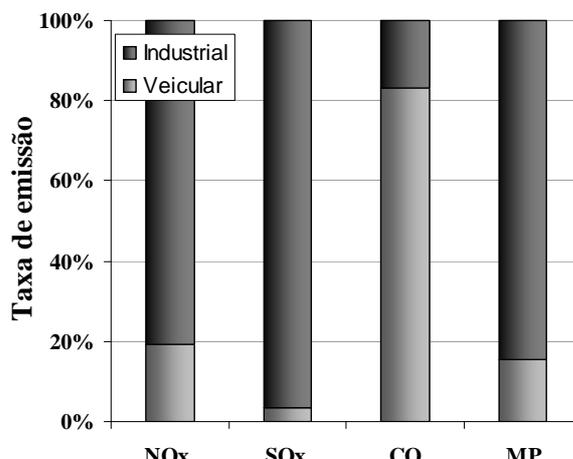


Figura 6: Coeficientes referentes ao fluxo horário de veículos da RMS.

Após o levantamento das emissões industriais e veiculares do município de Paulínia, verifica-se que a contribuição das emissões veiculares é predominante para o monóxido de carbono (CO), em torno de 80%, porém para os demais poluentes, as emissões são predominantemente industriais, conforme pode ser visualizado na Figura 7. Nesta figura observa-se que a contribuição das fontes veiculares para a emissão total de  $SO_x$  está abaixo de 10%, pois os veículos que mais emitem  $SO_x$  são aqueles movidos à diesel, que compõem apenas 13% da frota de Paulínia, e ainda as emissões de  $SO_x$  de veículos à álcool pode ser considerada desprezível.



	NOx	SOx	CO	MP
Industrial (t/ano)	9103,85	13162,62	2418,48	1302,02
Veicular (t/ano)	2184,89	477,06	11965,36	236,27

Figura 7: Contribuição das emissões atmosféricas no município de Paulínia por tipo de fonte para o ano de 2009.

### 3.3 Receptores

Neste estudo foi considerada uma grade cartesiana uniforme composta de 256 km<sup>2</sup> abrangendo todo o município de Paulínia. O ponto central da grade foi 279000 na coordenada UTM X e 7483000 na coordenada UTM Y. O espaçamento entre os receptores foi de 200m totalizando 6561 pontos. Além disso, foram acrescentados três receptores discretos nos locais onde se encontram as estações de monitoramento da qualidade do ar de Paulínia administradas pela CETESB (2009). Os detalhes da localização das estações encontram-se na Tabela 6.

Estação de Monitoramento	Elevação (m)	Coordenadas UTM	
		X	Y
Paulínia-Centro	595,89	278829	7480128
Paulínia-Sul	592,59	280680	7478503
Paulínia-B. Cascata	595,4	278996	7486352

Tabela 6: Estações de monitoramento da qualidade do ar administradas pela CETESB e suas respectivas coordenadas UTM e elevação.

Definidos todos os parâmetros (meteorológicos, topográficos, emissões e receptores) necessários para realizar a simulação computacional da dispersão atmosférica, serão apresentados, em seguida, os principais resultados obtidos.

## 4 RESULTADOS

Com o levantamento de todos os dados (condições meteorológicas, topografia, inventário de emissões atmosféricas e definição dos receptores), foi realizada a simulação da dispersão de cada um dos poluentes atmosféricos citados (NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, CO e MP) utilizando o modelo ISCST3 para o município de Paulínia no período de 01 a 31 de agosto de 2009. Este período foi escolhido por ser considerado crítico para a dispersão atmosférica devido às condições meteorológicas desfavoráveis (baixa umidade e temperatura, etc).

No intuito de validar o modelo empregado, os resultados encontrados para NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> foram comparados com os dados de monitoramento obtidos pela CETESB (2009).

### 4.1 Validação da modelagem

Os resultados obtidos na simulação da dispersão de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub>, através da modelagem proposta foram comparados com os valores de monitoramento obtidos pela CETESB (2009), conforme será apresentado a seguir. Apenas esses poluentes são suficientes para validação da modelagem, já que geralmente compreendem os poluentes mais problemáticos nas modelagens de dispersão (Clemente, 2000; Kumar *et al.*, 2006). Não foram considerados os resultados para CO nessa etapa devido à falta de dados para comparação, pois este poluente não é monitorado em nenhuma das estações de monitoramento da qualidade do ar localizadas em Paulínia. Para o MP, os dados não foram utilizados para validação da modelagem, pois no modelo de dispersão não é possível incluir todas as fontes de emissão, como ressuspensão, formação secundária e ainda as emissões provenientes das queimadas, fonte significativa de MP principalmente em meses com baixos índices de umidade relativa do ar.

#### - Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>)

A Tabela 7 apresenta os valores da máxima concentração média horária e a concentração média de NO<sub>x</sub> no período de 01 a 31 de agosto de 2009, para os receptores discretos e os valores obtidos pelo monitoramento da CETESB (2009) nestes mesmos locais para o ano de

2009, compreendendo as estações de monitoramento da qualidade do ar Paulínia-Centro e Paulínia-Sul. Os gráficos das linhas de concentração referentes às máximas concentrações médias horárias e às concentrações médias do período para  $\text{NO}_x$  encontram-se na Figura 8.

Os resultados simulados pelo modelo ISCST3 para os valores máximos das concentrações médias horárias estiveram acima dos valores medidos pela CETESB nos pontos geográficos analisados (Tabela 7). A diferença relativa para a estação Paulínia-Centro foi de aproximadamente 52% e para a estação Paulínia-Sul foi de aproximadamente 57%. Estas diferenças são esperadas, pois no modelo de dispersão não foram consideradas as reações químicas ocorrendo na atmosfera que fazem com que parte do  $\text{NO}_x$  emitido se transforme em outros compostos.

Para as concentrações médias do período observa-se uma diferença de aproximadamente 42% entre os valores simulados e os valores observados na estação de monitoramento Paulínia-Centro e uma diferença de aproximadamente 105% para a estação Paulínia-Sul. Destaca-se que os resultados da simulação foram obtidos para o período entre 01 e 31 de agosto de 2009 e os dados de monitoramento da CETESB compreendem os valores para todo o ano de 2009, portanto é esperado que as médias observadas para o ano inteiro estejam acima das médias simuladas somente para um mês do ano. Além disso, as reações químicas que ocorrem na atmosfera não foram consideradas no modelo de dispersão.

As diferenças encontradas para a estação Paulínia-Sul estiveram maiores do que as encontradas para a estação Paulínia-Centro provavelmente devido à localização (Figura 8), fazendo com que a estação Paulínia-Sul receba maior influência das emissões provenientes de regiões vizinhas.

Óxidos de nitrogênio	Resultado predito pelo modelo ISCST3		Resultado medido pela CETESB <sup>1</sup>	
	Paulínia-Centro	Paulínia-Sul	Paulínia-Centro	Paulínia-Sul
Máxima concentração da média horária ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	236,86	251,69	114	109
Concentração média do período <sup>2</sup> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	16,94	11,24	24	23

1 - Os resultados medidos pela CETESB são referentes ao  $\text{NO}_2$ .

2 - ISCST3 - Período entre 01 e 31 de agosto de 2009. CETESB - Ano de 2009.

Tabela 7: Resultados comparativos entre concentrações preditas de  $\text{NO}_x$  e concentrações de  $\text{NO}_2$  medidas pela CETESB nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-Sul.

### - Óxidos de Enxofre ( $\text{SO}_x$ )

A Tabela 8 apresenta a concentração máxima da média diária de  $\text{SO}_x$  simulada para o período estudado e a observada no ano de 2009 na estação de monitoramento Paulínia-Centro e ainda a concentração média simulada para o período estudado e a concentração média observada para o ano de 2009 na estação de monitoramento Paulínia-B.Cascata. Os gráficos das linhas de concentração referentes às máximas concentrações médias diárias e às concentrações médias do período para  $\text{SO}_x$  simuladas encontram-se na Figura 9.

A concentração máxima simulada da média diária possui uma diferença relativa de aproximadamente 63% em relação à observada pela CETESB na estação Paulínia-Centro e a concentração média simulada no período entre 01 e 31 de agosto de 2009 possui uma diferença relativa de aproximadamente 57% em relação à concentração média observada pela CETESB para o ano de 2009 na estação Paulínia-B.Cascata. Estas diferenças são esperadas

pelas mesmas razões observadas para o  $\text{NO}_x$ .

Óxidos de enxofre	Estação	Resultado predito pelo modelo ISCST3	Resultado medido pela CETESB <sup>1</sup>
Máxima concentração da média diária ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Paulínia-Centro	53,62	20
Concentração média do período <sup>2</sup> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Paulínia-B. Cascata	32,55	14

1 - Os resultados medidos pela CETESB são referentes ao  $\text{SO}_2$ .

2 - ISCST3 - Período entre 01 e 31 de agosto de 2009. CETESB - Ano de 2009.

Tabela 8: Resultados comparativos entre concentrações preditas de  $\text{SO}_x$  e concentrações de  $\text{SO}_2$  medidas pela CETESB nas estações Paulínia-Centro e Paulínia-B. Cascata.

Apesar das diferenças encontradas tanto para  $\text{NO}_x$  como para  $\text{SO}_x$ , as comparações demonstraram que o desempenho do modelo ISCST3 é positivo como ferramenta para simular a dispersão dos poluentes atmosféricos, conseguindo responder às características das fontes e aos dados meteorológicos considerados.

#### 4.2 Comparação com os padrões de qualidade do ar

No intuito de avaliar a qualidade do ar do município de Paulínia, os dados obtidos por meio da simulação da dispersão dos poluentes atmosféricos utilizando o modelo ISCST3 foram comparados com os padrões nacionais de qualidade do ar fixados na Resolução CONAMA N° 03 de 28/06/90. De acordo com a resolução, a qualidade do ar é definida por dois padrões distintos: primário e secundário. O primário define os níveis máximos toleráveis de concentração de poluentes atmosféricos e são consideradas metas de curto e médio prazo. Já os padrões secundários são as concentrações de poluentes abaixo das quais se prevê um mínimo efeito adverso ao bem estar da população, bem como o mínimo dano à fauna, flora, materiais e ao meio ambiente em geral, constituindo uma meta de longo prazo (CETESB, 2009). A Tabela 9 apresenta os valores do padrão primário e secundário de cada poluente. As comparações serão apresentadas abaixo.

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Padrão Secundário ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Partículas totais em suspensão	24 horas <sup>1</sup>	240	150
	MGA <sup>2</sup>	80	60
Dióxido de enxofre	24 horas <sup>1</sup>	365	100
	MAA <sup>3</sup>	80	40
Dióxido de nitrogênio	1 hora	320	190
	MAA <sup>3</sup>	100	100
Monóxido de carbono	1 hora <sup>1</sup>	40.000	40.000
	8 horas <sup>1</sup>	10.000	10.000

1 - Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano.

2 - Média geométrica anual.

3 - Média aritmética anual.

Tabela 9: Padrões nacionais de qualidade do ar (CETESB, 2009).

### - Óxidos de Nitrogênio (NO<sub>x</sub>)

Conforme mostra a Tabela 9, o padrão primário e secundário para dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>) em termos de concentrações horárias é de 320 e 190  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente. A Figura 8 (A) apresenta os valores simulados para as máximas concentrações das médias horárias de NO<sub>x</sub> para o período entre 01 e 31 de agosto de 2009. A partir dos resultados apresentados nesta figura é possível observar que os valores máximos encontram-se acima do padrão primário e secundário de qualidade do ar em grande parte dos receptores, atingindo valores máximos de aproximadamente 720  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Comparando estes resultados com as Figuras 3 e 4, pode-se observar que as concentrações são maiores nas regiões próximas às principais fontes pontuais e móveis. Analisando a Figura 8 (B), que representa as concentrações médias de NO<sub>x</sub> para o período estudado, verifica-se que as concentrações máximas chegam a valores próximos de 55  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , abaixo dos padrões de qualidade do ar (100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

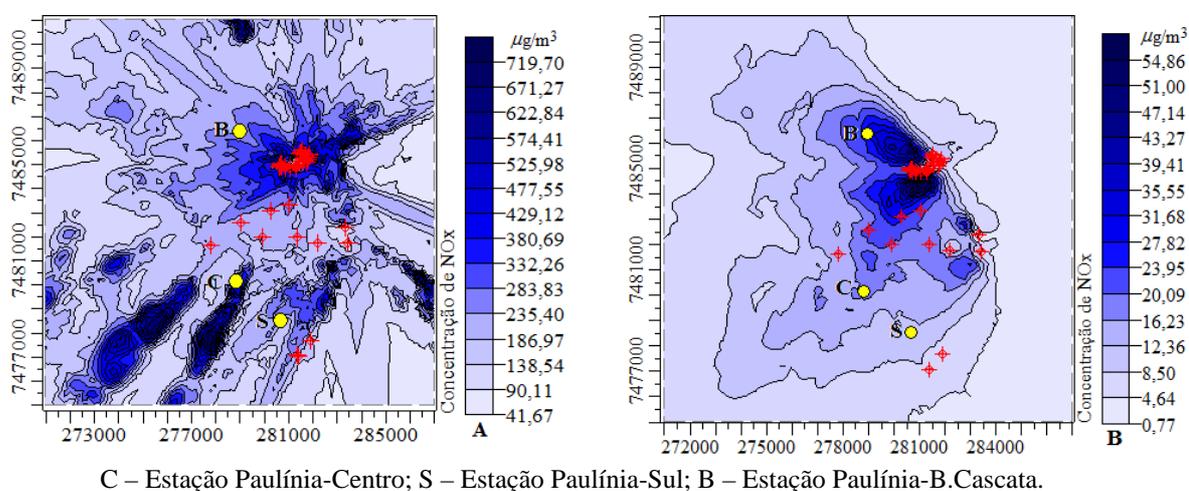


Figura 8: Valores das máximas concentrações das médias horárias de NO<sub>x</sub> (A) e das concentrações médias de NO<sub>x</sub> do período entre 01 e 31 de agosto de 2009 (B).

### - Óxidos de Enxofre (SO<sub>x</sub>)

Conforme a Tabela 9, os padrões primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração média diária de SO<sub>x</sub> são, respectivamente, equivalentes a 365 e 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

A Figura 9 (A) representa os valores máximos das concentrações médias diárias de SO<sub>x</sub>. Pode se observar que os máximos ocorrem em torno de 226  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , estando abaixo do padrão primário, porém acima do padrão secundário de qualidade do ar. Cabe ainda salientar que as máximas concentrações encontram-se próximas às fontes pontuais da Replan.

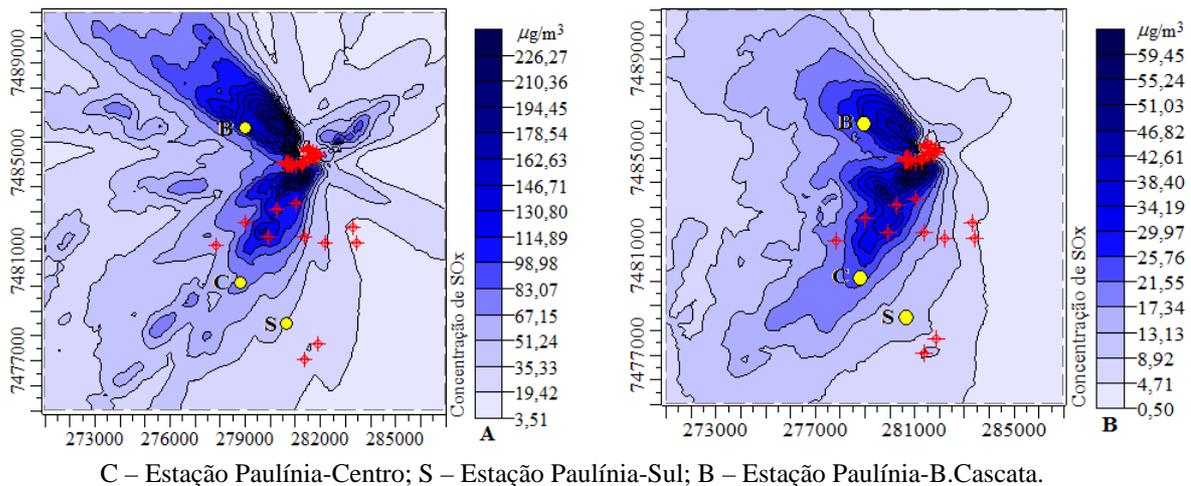


Figura 9: Valores das máximas concentrações das médias diárias de  $\text{SO}_x$  (A) e das concentrações médias de  $\text{SO}_x$  do período entre 01 e 31 de agosto de 2009 (B).

Através da análise da Figura 9 (B), verifica-se que as concentrações médias do período entre 01 e 31 de agosto de 2009 encontram-se, assim como as máximas concentrações das médias diárias, abaixo do padrão primário ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e acima do padrão secundário ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

#### - Monóxido de Carbono (CO)

O padrão primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração da média horária de CO é de  $40000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Tabela 9).

A Figura 10 (A) representa os valores máximos das concentrações médias horárias de CO. Observa-se que os máximos ocorrem em torno de  $523 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , estando muito abaixo dos padrões primário e secundário de qualidade do ar. Ainda pode ser verificado que as maiores concentrações se encontram próximas às fontes móveis, quando comparado com a Figura 4.

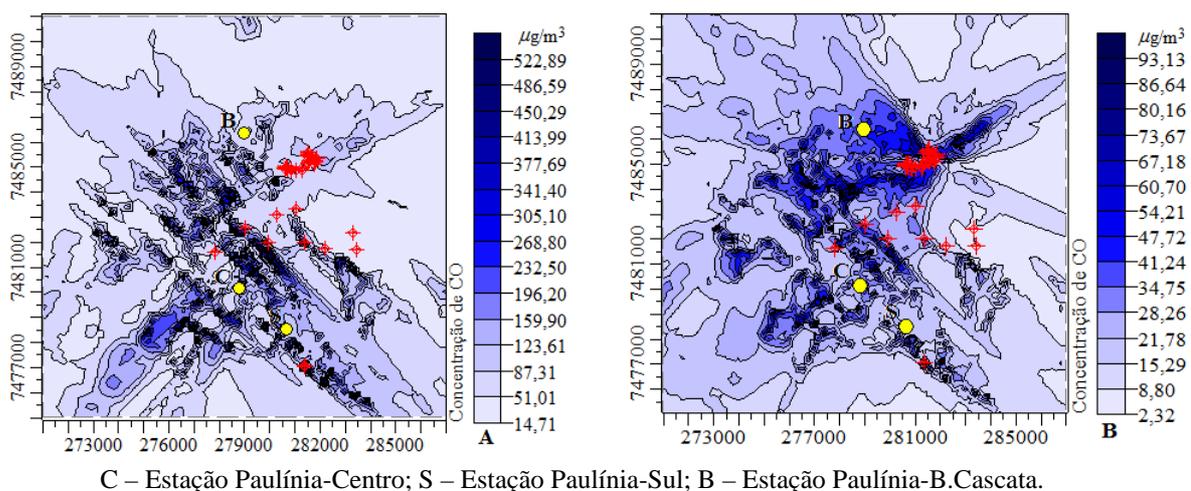


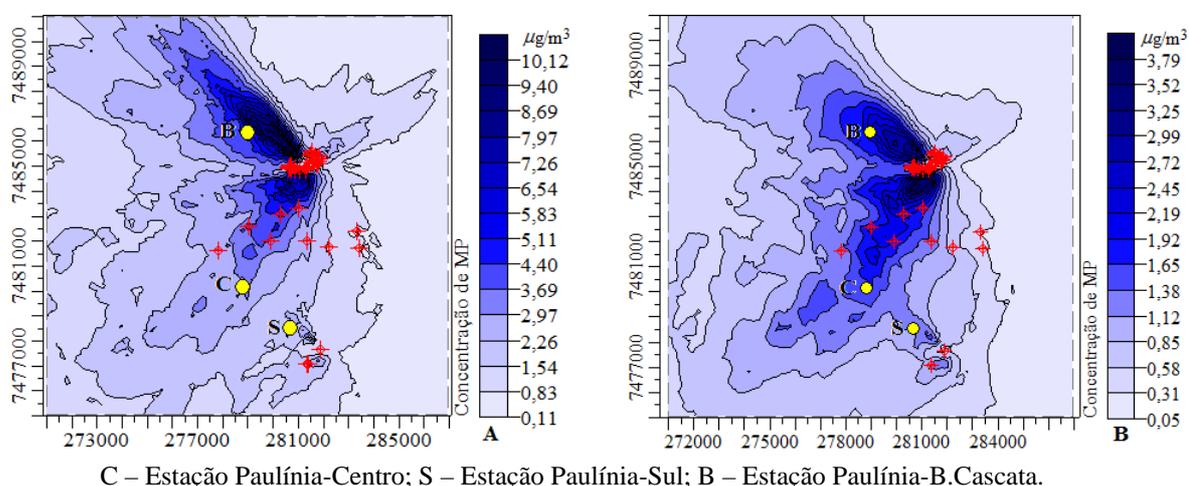
Figura 10: Valores das máximas concentrações das médias horárias de CO (A) e das máximas concentrações das médias de 8 horas de CO (B) para o período entre 01 e 31 de agosto de 2009.

Analisando a Figura 10 (B), que representa as concentrações máximas das médias de 8 horas de CO, verifica-se que as máximas concentrações chegam a valores próximos de  $94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , abaixo dos padrões de qualidade do ar ( $10000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### - Material Particulado (MP)

De acordo com a Tabela 9, os padrões primário e secundário de qualidade do ar para a máxima concentração média diária de MP são, respectivamente, equivalentes a  $240$  e  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A Figura 11 (A) representa os valores máximos das concentrações médias diárias de MP, onde se observa que os máximos ocorrem em torno de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , estando abaixo dos padrões primário e secundário de qualidade do ar.

Através da análise da Figura 11 (B), verifica-se que as concentrações médias do período estudado encontram-se, assim como as máximas concentrações das médias diárias, abaixo dos padrões primário ( $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e secundário ( $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) de qualidade do ar.



C – Estação Paulínia-Centro; S – Estação Paulínia-Sul; B – Estação Paulínia-B.Cascata.

Figura 11: Valores das máximas concentrações das médias diárias de MP (A) e das concentrações médias de MP do período entre 01 e 31 de agosto de 2009 (B).

Através dos resultados acima apresentados, verificou-se que somente o  $\text{NO}_x$  ultrapassou o padrão primário de qualidade do ar, porém somente para a concentração média horária (máxima de  $719,703 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Quanto ao padrão secundário, a concentração média do período de  $\text{NO}_x$  (máxima de  $54,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), e as concentrações médias diárias (máxima de  $226,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e do período de  $\text{SO}_x$  (máxima de  $59,45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ultrapassaram os limites.

Já o CO e o MP não ultrapassaram nenhum dos limites, lembrando que os valores para estes poluentes não representam as emissões totais por não ser possível incluir todas as suas fontes de emissão no modelo de dispersão. De acordo com os resultados apresentados nesta etapa, pode se considerar que o município de Paulínia possui uma boa qualidade do ar.

### 4.3 Contribuição de cada tipo de fonte

Após verificar a validade da modelagem utilizada e avaliar a qualidade do ar da região estudada, serão apresentadas algumas comparações no intuito de identificar a contribuição de cada tipo de fonte (móveis ou fixas) na concentração total de cada poluente estudado na atmosfera do município de Paulínia. Para tanto, serão analisados os gráficos das linhas de concentração para a média do período estudado (01 a 31 de agosto de 2009).

#### - Óxidos de Nitrogênio ( $\text{NO}_x$ )

A Figura 12 (A) apresenta as linhas de concentração referentes às concentrações médias de óxidos de nitrogênio para o período entre 01 e 31 de agosto de 2009 na região estudada. Neste caso foram consideradas as emissões provenientes somente das fontes fixas, ou seja, as emissões industriais. Nesta figura é possível observar que as maiores concentrações encontram-se próximas à Replan, sendo que as concentrações máximas atingem valores próximos a  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Já a Figura 12 (B) apresenta as linhas de concentração referentes às concentrações médias de  $\text{NO}_x$  considerando apenas as fontes móveis, ou seja, emissões veiculares. Nesta figura observa-se que as maiores concentrações se encontram próximas às principais vias, não ultrapassando  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

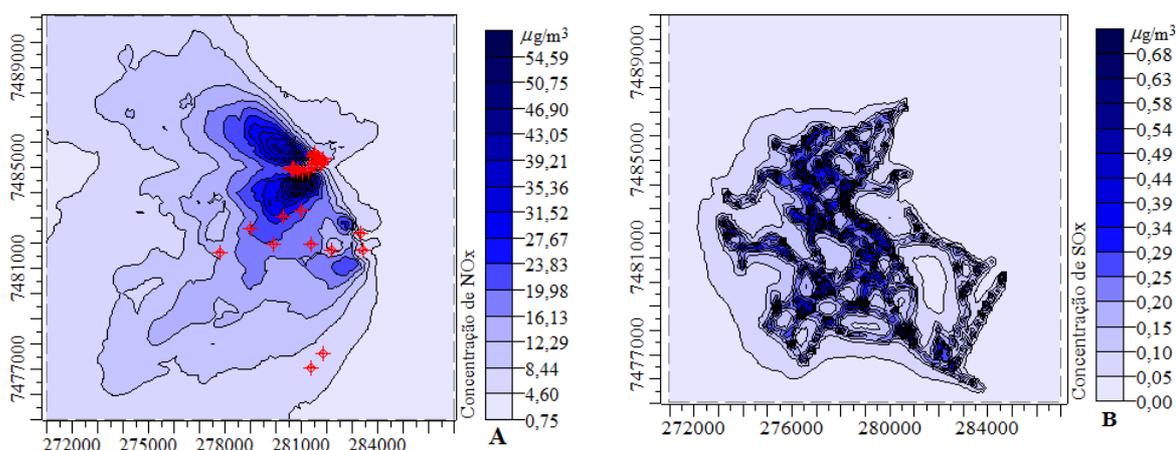


Figura 12: Linhas de concentração das médias do período para  $\text{NO}_x$  considerando apenas fontes industriais (A) e considerando apenas fontes veiculares (B).

Com relação ao  $\text{NO}_x$ , pode-se ainda observar que o comportamento da pluma de poluentes das emissões industriais (Figura 12 A) segue o mesmo comportamento da simulação incluindo tanto fontes industriais como veiculares (Figura 8 B), sendo que a diferença entre as máximas concentrações é de apenas 0,5%, indicando que as emissões de  $\text{NO}_x$  provenientes de fontes veiculares é praticamente desprezível.

#### - Óxidos de Enxofre ( $\text{SO}_x$ )

As linhas de concentração das médias do período estudado para  $\text{SO}_x$  emitidos por fontes industriais estão representadas na Figura 13 (A), onde se pode observar o mesmo comportamento encontrado para o  $\text{NO}_x$ , ou seja, as maiores concentrações encontram-se próximas à Replan, atingindo valores próximos a  $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Já a Figura 13 (B) apresenta as linhas de concentração de  $\text{SO}_x$  das médias do período estudado emitidas somente por fontes veiculares. Nesta figura observa-se novamente, assim como para  $\text{NO}_x$ , que as máximas

concentrações encontram-se próximas às principais vias. Cabe ainda observar que as concentrações máximas de  $\text{SO}_x$  emitidas por fontes veiculares são muito baixas, não chegando a  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Assim como para  $\text{NO}_x$ , comparando as máximas concentrações de emissões industriais (Figura 13 A) com as máximas concentrações de emissões industriais e veiculares (Figura 9 B), verifica-se que as plumas se comportam da mesma maneira e a diferença entre as máximas concentrações é da ordem de 0,08%, indicando que a concentração de  $\text{SO}_x$  proveniente de emissões veiculares é praticamente nula.

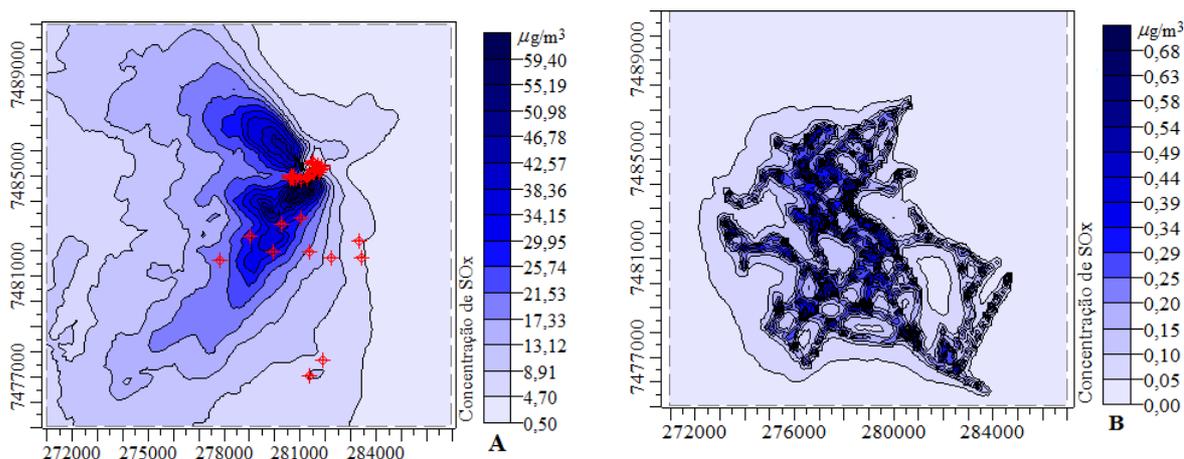


Figura 13: Linhas de concentração das médias do período para  $\text{SO}_x$  considerando apenas fontes industriais (A) e considerando apenas fontes veiculares (B).

### - Monóxido de Carbono (CO)

A Figura 14 (A) apresenta as linhas de concentração referentes às concentrações médias de monóxido de carbono para o período estudado no município de Paulínia, provenientes apenas de fontes industriais. Nesta figura pode se observar que as maiores concentrações encontram-se próximas à Replan, com concentrações máximas em torno de  $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Na Figura 14 (B) encontram-se as linhas de concentração referentes às concentrações médias de CO provenientes de emissões veiculares. Nesta figura observa-se que as maiores concentrações encontram-se próximas às principais vias, com concentrações chegando a valores máximos acima de  $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , indicando que as emissões veiculares de CO são mais significativas do que as industriais.

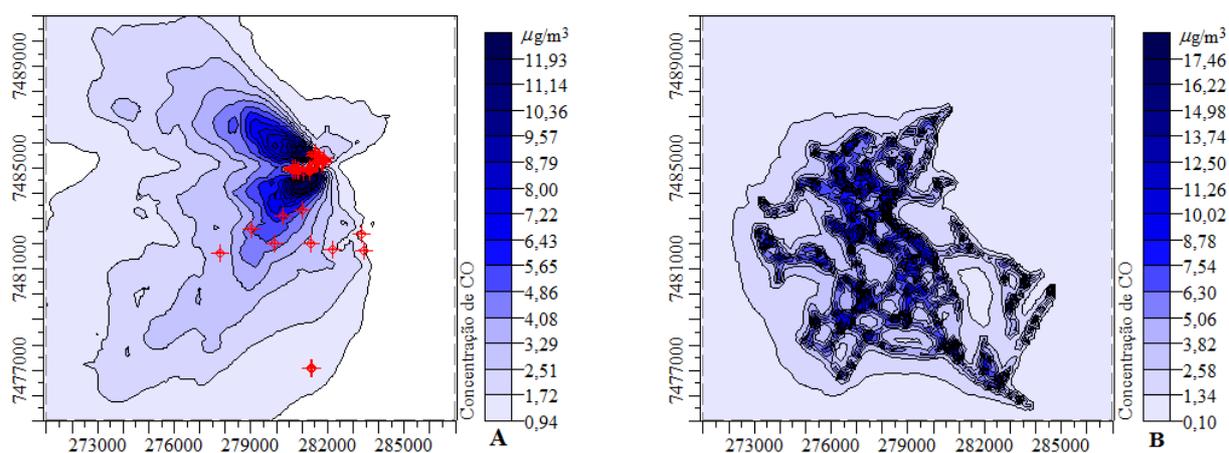


Figura 14: Linhas de concentração das médias do período para CO considerando apenas fontes industriais (A) e considerando apenas fontes veiculares (B).

### - Material Particulado (MP)

A Figura 15 (A) apresenta as concentrações de MP emitidas por fontes industriais para o município de Paulínia no período estudado. O gráfico apresenta valores maiores próximos à refinaria, atingindo valores máximos próximos a  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

De acordo com a Figura 15 (B), das concentrações médias de MP para o período estudado provenientes de emissões veiculares, pode-se observar que os valores estão abaixo do esperado. Isto ocorreu devido à falta de informações mais detalhadas quanto aos fatores de emissão veiculares referentes ao MP.

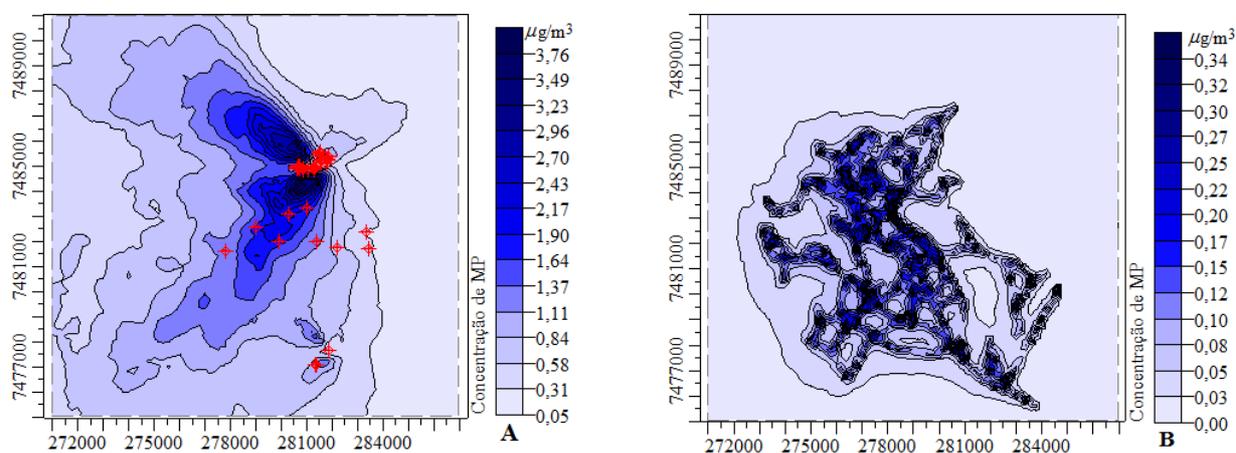


Figura 15: Linhas de concentração das médias do período para MP considerando apenas fontes industriais (A) e considerando apenas fontes veiculares (B).

De acordo com os gráficos referentes às emissões industriais, Figuras 12 (A), 13 (A), 14 (A) e 15 (A), as maiores concentrações estiveram próximas à Replan. Este comportamento é compreensível se comparado com os dados da Tabela 1, que apresenta as emissões atmosféricas das fontes industriais do município de Paulínia, onde se observa que a emissão para todos os poluentes é maior na Replan do que nas demais indústrias.

Cabe ainda destacar que para todos os poluentes, a pluma de concentração se dirigiu à direção sudoeste, acompanhando a direção predominante do vento, o que pode ser verificado nos gráficos apresentados neste trabalho.

## 5 CONCLUSÃO

A modelagem da dispersão atmosférica, como principal ferramenta capaz de simular o transporte dos poluentes atmosféricos, foi aplicada neste trabalho visando avaliar a qualidade do ar do município de Paulínia. O modelo utilizado foi o ISCST3, sendo analisada a dispersão de  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_x$ , CO e MP para o mês de agosto de 2009. Os resultados obtidos para  $\text{NO}_x$  e  $\text{SO}_x$  foram comparados com dados de monitoramento da qualidade do ar na região. A comparação da máxima concentração horária de  $\text{NO}_x$  simulada com a observada na estação de monitoramento Paulínia-Centro apresentou uma diferença relativa de 52% e para a estação Paulínia-Sul esta diferença foi de 57%. Este resultado era esperado, pois não foram consideradas as reações químicas que ocorrem na atmosfera na simulação, portanto a concentração simulada deve ser maior que a observada nas estações de monitoramento da qualidade do ar. A concentração média de  $\text{NO}_x$  simulada para o período entre 01 e 31 de agosto de 2009 mostrou uma diferença relativa de 42% com a concentração observada na estação Paulínia-Centro para o ano de 2009 e para a estação Paulínia-Sul esta diferença foi de 105%. Pode-se observar que foi simulada a dispersão somente para agosto de 2009 e os resultados foram comparados com a concentração média anual de 2009 observada nas estações de monitoramento da CETESB, portanto a diferença encontrada é justificada. Para  $\text{SO}_x$ , a concentração máxima da média diária simulada mostrou uma diferença relativa de 63% em relação à média diária observada na estação Paulínia-Centro e a concentração média simulada para o período estudado mostrou uma diferença relativa de 57% em relação à média anual de 2009 observada na estação Paulínia-B.Cascata. As diferenças encontradas para  $\text{SO}_x$  eram esperadas assim como aquelas encontradas para  $\text{NO}_x$ . Os resultados mostraram que a máxima concentração média horária simulada de  $\text{NO}_x$  ( $\sim 720 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ultrapassou o padrão primário e secundário de qualidade do ar. A máxima concentração média diária simulada de  $\text{SO}_x$  ( $\sim 226 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ultrapassou o padrão secundário de qualidade do ar, assim como a máxima concentração média do período simulada para  $\text{SO}_x$  ( $\sim 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Estes resultados indicam que a qualidade do ar do município de Paulínia estava boa no período analisado. Ainda através da análise da contribuição de cada tipo de fonte na concentração total de cada poluente, foi possível observar que as emissões de  $\text{NO}_x$  e  $\text{SO}_x$  são predominantemente industriais e as emissões de CO são predominantemente veiculares. Para o MP, os resultados indicaram que as concentrações são provenientes principalmente de emissões industriais, porém deve-se destacar que as ressuspensões são responsáveis pelas maiores concentrações de MP, o que não se pode observar, pois não é possível incluir estas fontes no modelo de dispersão. De acordo com todos os resultados apresentados, foi possível verificar que o modelo ISCST3 de dispersão atmosférica consiste em uma ferramenta útil para a análise da qualidade do ar.

## REFERÊNCIAS

- Alonso, C.D.; Godinho, R. A evolução da qualidade do ar em Cubatão. **Química Nova**, v.15, n.2, p.126-136, 1992.
- Amorim, J.H. **Modelação do escoamento e da dispersão de poluentes atmosféricos em áreas urbanas**. 2003. 130p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal.
- ANFAVEA (Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores – Brasil). Anuário da Indústria Automobilística Brasileira 2009. Disponível em: <http://www.anfavea.com.br/anuario.html>. Acesso em: 30 de março de 2010.

- Barna, M.; Lamb, B. Improving ozone in regions of complex terrain using observational nudging in a prognostic meteorological model. **Atmospheric Environment**, v.34, p.4889-4906, 2000.
- Bhanakar, A.D.; Goyal, S.K.; Sivacoumar, R.; Chalapati Rao C.V. Assessment of contribution of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> from different sources in Jamshedpur Region, India. **Atmospheric Environment**, v.39, p.7745-7760, 2005.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Inventário de emissões veiculares – 1992: Metodologia de Cálculo. 1994. 24 p. São Paulo, SP, Brasil.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). Qualidade do ar no estado de São Paulo. 2009. 292 p. São Paulo, SP, Brasil.
- CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). [www.cetesb.sp.gov.br](http://www.cetesb.sp.gov.br). Acesso em: 31 de março de 2010.
- Clemente, D.A. **Estudo do impacto ambiental das fontes industriais de poluição do ar no município de Paulínia – S.P. Empregando o modelo ISCST3**. 2000. 179p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- DENATRAN – Departamento Nacional de Trânsito. [www.denatran.gov.br/frota.htm](http://www.denatran.gov.br/frota.htm). Acesso em: 10 de dezembro de 2009.
- EPA – User’s guide for the Industrial Source Complex (ISC3) dispersion models. Setembro, 1995. 360p.
- Ferreira, A.L.; Araujo, C.; Tsai, D. Emissão de material particulado (MP) e de óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) da frota de veículos à diesel: Efeitos decorrentes do não atendimento da Resolução Conama 315/02 (Diesel) e das medidas propostas. **Instituto de energia e meio ambiente**. 2008. São Paulo.
- IBGE, 2010 [www.ibge.gov.br/cidadesat](http://www.ibge.gov.br/cidadesat). Acesso em: 25 de janeiro de 2010.
- Kumar A.; Dixit, S.; Varadarajan, C.; Vijayan, A.; Masuraha, A. Evaluation of the AERMOD dispersion model as a function of atmospheric stability for an urban area. **Environmental Progress**, v.25, n.2, p.141-151, 2006.
- Leis municipais. [www.leismunicipais.com.br](http://www.leismunicipais.com.br). Acesso em: 11 de março de 2010.
- Lents, J.; Davi, N.; Nikkila, N.; Osses, M. **São Paulo Vehicle Activity Study**. 2004. [www.issrc.org/ive](http://www.issrc.org/ive). Acesso em: 25 de janeiro de 2010.
- Levy, J.I.; Spengler, J.D.; Hlinka, D.; Sullivan, D.; Moon, D. Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plant emissions in Illinois: model sensitivity and implications. **Atmospheric Environment**, v.36, p.1063-1075, 2002.
- Lyra, D.G.P. **Modelo integrado de gestão da qualidade do ar da Região Metropolitana de Salvador**. 2008. 255 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.
- Moraes, M.R. **Ferramenta para a previsão de vento e dispersão de poluentes na micro-escala atmosférica**. 2004. 143p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil.

- PETROBRAS (Petróleo Brasileiro S.A.). Laboratório de Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologias Ambientais. **Estudo de dispersão de emissões atmosféricas: Projeto de otimização da produção da refinaria de Paulínia – REPLAN**. 2006. 125p. Paulínia, SP, Brasil.
- Seinfeld, J. H.; Pandis, S.N. **Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change**. New Jersey, EUA: Wiley-Interscience; Segunda edição, 2006. 1232p.
- Ueda, A.C.; Baroni, P. **Estudo de dispersão de emissões atmosféricas de uma termoelétrica**. 2008. 72p. Monografia (Especialização em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil.