



VI-147 – INVENTÁRIO DE EMISSÕES E ESTUDO DE DISPERSÃO DE FONTES FIXAS E MÓVEIS DA REGIÃO DE CAMPINAS - SP

Ana Cláudia Ueda⁽¹⁾

Engenheira Química pela Universidade Estadual de Maringá (UEM). Mestre em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Doutoranda em Engenharia Química na Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP).

Edson Tomaz

Professor Assistente Doutor do Departamento de Processos Químicos da Faculdade de Engenharia Química da Universidade Estadual de Campinas.

Endereço⁽¹⁾: Av. Albert Einstein, 500, Campinas – SP – CEP: 13083-852 - Brasil - Tel: (19) 3521-3900 - e-mail: ana.ueda@gmail.com

RESUMO

A poluição nos grandes centros urbanos de todo o mundo tem sido muito investigada nos últimos anos devido às suas altas concentrações. O surgimento das metrópoles com alta densidade demográfica e intensa industrialização torna a qualidade do ar cada vez mais precária nestas regiões. O inventário de emissões dos principais poluentes, suas fontes e como eles se dispersam na atmosfera foram os objetivos deste trabalho. Os poluentes estudados foram: monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NOx), material particulado (MP) e hidrocarbonetos totais não metano (HCNM), tanto para fontes fixas (industriais) quanto para fontes móveis (veiculares). As emissões veiculares foram estimadas pelo inventário através da metodologia *top-down* e as emissões industriais foram obtidas a partir do Relatório Anual de Qualidade do Ar realizado pela CETESB (2007). A partir dos resultados do inventário de emissões foi possível realizar o estudo de dispersão dos poluentes estudados na região de interesse utilizando o modelo *Industrial Source Complex* (ISC3), desenvolvido pelo *U.S. Environmental Protection Agency* (*U.S. EPA*), com interface da *Lakes Environmental* (ISC-Aermod View). Os resultados obtidos por meio do estudo de dispersão fornecem dados sobre máximas concentrações dos poluentes alcançadas no período, os locais de maior impacto das emissões e a direção predominante de dispersão da pluma. Para todos os poluentes estudados, os valores preditos pelo modelo são muito superiores aos Padrões de Qualidade do Ar (Resolução nº 3, CONAMA), exceto para HCNM, que não é regulamentado. Além disso, a dispersão mostra que a pluma se concentra basicamente sobre a região urbana de Campinas, ou seja, a principal contribuição para a degradação da qualidade do ar na região é das emissões veiculares, sendo 97,9 % das emissões de CO, 74,8 % das emissões de hidrocarbonetos totais e 85,1 % de óxidos de nitrogênio, exceto para material particulado, que corresponde a 47,2 % das emissões, pois existem importantes contribuições industriais.

PALAVRAS-CHAVE: inventário de emissões, estudo de dispersão, emissões veiculares, emissões industriais, qualidade do ar.

INTRODUÇÃO

Atualmente a poluição do ar é um assunto que tem ganhado cada vez mais destaque tanto na comunidade científica quanto na população em geral. Sob o aspecto do surgimento de grandes metrópoles englobando áreas altamente urbanizadas e industrializadas, a qualidade do ar deve ser monitorada levando em consideração as concentrações dos poluentes na atmosfera, suas respectivas fontes e a forma de sua dispersão.

A Região Metropolitana de Campinas (RMC) é composta atualmente por 19 municípios, sendo Campinas a sede da região, correspondendo a aproximadamente 40% da população da mesma. Possui uma localização privilegiada, próxima ao maior centro consumidor do país, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e ao litoral. A malha rodoviária que passa pela região é complexa e faz ligação com outras importantes regiões, como a região de Sorocaba, do sul de Minas e do Rio de Janeiro, além de São Paulo. É de se destacar também a grande quantidade de importantes indústrias localizadas na região e o maior aeroporto de cargas do país (Viracopos). Atualmente considera-se que as Regiões Metropolitanas de Campinas e de São Paulo já estão praticamente unidas pelo grande crescimento das cidades localizadas entre as duas sedes. Desta forma, o estudo da região torna-se de grande importância, principalmente para a preservação da qualidade ambiental.



Os poluentes atmosféricos são aquelas substâncias que devido à sua concentração na atmosfera tornam-se nocivos à fauna, à flora, aos materiais e aos seres humanos. Hoje em dia, os principais poluentes atmosféricos são aqueles emitidos por queima de combustíveis fósseis ou decorrentes destes, como:

- Monóxido de Carbono (CO) – é um gás incolor, insípido e inodoro, produto da combustão incompleta de combustíveis fósseis. Provoca asfixia sistêmica e sua intoxicação está relacionada a danos no sistema nervoso central (CETESB, 2007).
- Óxidos de Nitrogênio (NOx) – é um gás marrom avermelhado, com odor forte e irritante. Pode levar à formação de ácido nítrico, nitratos (o qual contribui para o aumento das partículas inaláveis na atmosfera) e compostos orgânicos tóxicos. É formado em processos térmicos de combustão, processos industriais, usinas térmicas que utilizam óleo ou gás e incineradores. Pode levar à formação de chuva ácida provocando danos à vegetação e à colheita (CETESB, 2007).
- Partículas Totais em Suspensão – são partículas de material sólido ou líquido que ficam suspensas no ar, na forma de poeira, neblina, aerossol, fumaça, fuligem, etc. São consideradas todas as partículas menores que 100µm. São originadas em processos industriais, veículos motorizados (exaustão), re-suspensão de poeira de vias públicas e queima de biomassa. Também existem fontes naturais, como: pólen, aerossol, marinho e solo. Causam danos à vegetação, deterioração da visibilidade e contaminação do solo (CETESB, 2007). Neste trabalho sob a denominação de Material Particulado (MP).
- Hidrocarbonetos não-Metano (HCNM) – são todos os hidrocarbonetos exceto o metano. Entendem-se por hidrocarbonetos os compostos orgânicos voláteis (COV), que são os compostos orgânicos encontrados na atmosfera, excluindo-se o carbono elementar, o monóxido e o dióxido de carbono (HAN, 2006).

Para um estudo mais aprofundado das emissões do local de estudo pode-se utilizar o inventário de emissões como ferramenta. Além das emissões em si, fornece importantes dados para o estudo de tendências anuais na verificação do aumento ou redução de determinados poluentes na atmosfera. Também possibilita outros usos, como para a avaliação do progresso de metas de redução de emissões e como um importante instrumento de avaliação estratégica de monitoramento e controle da qualidade do ar. Os dados de inventário também podem ser utilizados como dados de entrada para modelos matemáticos de dispersão de poluentes, permitem identificar as principais fontes de emissões, os principais poluentes emitidos e permite estabelecer estratégias de monitoramento, controle e redução de perdas. Adicionado aos dados de inventário, dados de relevo e meteorológicos, os modelos podem calcular curvas de isoconcentração dos poluentes na região de estudo, podendo identificar as regiões de maior impacto da qualidade do ar.

Com isto, é possível comparar os dados obtidos com os Padrões de Qualidade do Ar da Resolução nº 3 de 1990 do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente) para avaliar conformidade com a legislação vigente e fornecer diretrizes para a mitigação das emissões industriais e veiculares, visando melhorar a Qualidade do Ar.

PRIMEIRA ETAPA: INVENTÁRIO DE EMISSÕES – METODOLOGIA E RESULTADOS

O inventário de emissões apresentado neste trabalho está baseado nos fatores de emissões médios para veículos novos utilizados pela CETESB em seus inventários, que constam nos seus relatórios anuais de qualidade do ar. No entanto, neste trabalho também foram levados em consideração além do perfil da frota (distribuição por tipo de veículo), a distribuição da idade da frota, o fator de deterioração (aumento das emissões) em função da idade do veículo e a variação das distâncias médias percorridas em função da idade do veículo.

INVENTÁRIO DE EMISSÕES VEICULARES

Distribuição da Idade da Frota de Campinas

A distribuição de idade da frota é um conjunto de informações de extrema importância tendo em vista que os veículos mais novos apresentam quilometragem média anual maior do que os carros mais velhos. Por outro lado, os veículos mais velhos têm emissões maiores de poluentes para a atmosfera em função da deterioração dos sistemas de controle de emissões, da falta de manutenção e da perda de eficiência devido ao desgaste.

Não há informações estatísticas disponíveis sobre o perfil da frota da Região Metropolitana de Campinas, como distribuição de idade, quilometragem média percorrida entre outras, de forma que foram utilizados dados de um estudo realizado em São Paulo pelo *International Sustainable Systems Research Center* (ISSRC)



empregando o software IVE – *International Vehicle Emissions* (ISSRC, 2008), considerando que a distribuição da idade da frota de Campinas é similar à da RMSP e a quilometragem média percorrida para cada veículo em função da idade é a mesma nas duas regiões.

Para a RMSP foram utilizados dados do Detran – SP da distribuição da idade da frota (DETRAN, 2008) para a capital e assumindo que a cidade de Campinas tem distribuição da idade da frota semelhante à da RMSP e com uma frota de 598.524 veículos em 2006 (Fonte: Prefeitura Municipal de Campinas), obteve-se o resultado apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 – Distribuição da Idade da Frota de Campinas – Ano Base: 2007.

Ano	%	nº veículos
< 1980	10,26	61.387
1980	1,68	10.071
1981	1,23	7.339
1982	1,51	9.058
1983	1,74	10.402
1984	1,58	9.444
1985	1,82	10.909
1986	2,17	12.972
1987	1,58	9.430
1988	1,91	11.449
1989	2,04	12.180
1990	1,87	11.166
1991	2,04	12.186
1992	1,90	11.379
1993	2,85	17.038
1994	3,59	21.476
1995	4,59	27.465
1996	4,41	26.408
1997	5,38	32.229
1998	4,15	24.812
1999	3,27	19.594
2000	4,18	25.015
2001	4,23	25.344
2002	3,94	23.598
2003	3,74	22.382
2004	4,48	26.832
2005	5,09	30.449
2006	5,78	34.619
2007	7,00	41.893
TOTAL	100,00	598.524

A partir da distribuição etária da frota considerada para Campinas foi aplicada a distribuição de acordo com os tipos de veículos. Foram consideradas três categorias, a saber: veículos leves (movidos a álcool e gasolina); veículos pesados (movidos a diesel) e motocicletas, conforme a Tabela 2.

Tabela 2 – Distribuição segundo tipo de veículo.

Combustível	Quantidade	%
Leves (Gasolina + Álcool)	424.550	70,93
Pesados (Diesel)	96.079	16,05
Motos	77.895	13,01
TOTAL	598.524	100,00

Fonte: Prefeitura Municipal de Campinas, 2007.

A porcentagem apresentada na Tabela 2 correspondente ao tipo de veículo foi aplicada ao número de veículos de acordo com a distribuição etária apresentada na Tabela 1 e foram obtidos os resultados conforme apresentados na Tabela 3.



Tabela 3 – Número de veículos de acordo com o tipo e a distribuição etária.

Ano	Veículos Leves	Veículos Pesados	Motos
pré-1980	43.543	9.854	7.989
1.980	7.144	1.617	1.311
1.981	5.206	1.178	955
1.982	6.425	1.454	1.179
1.983	7.378	1.670	1.354
1.984	6.699	1.516	1.229
1.985	7.738	1.751	1.420
1.986	9.201	2.082	1.688
1.987	6.689	1.514	1.227
1.988	8.121	1.838	1.490
1.989	8.640	1.955	1.585
1.990	7.920	1.792	1.453
1.991	8.644	1.956	1.586
1.992	8.071	1.827	1.481
1.993	12.086	2.735	2.217
1.994	15.233	3.447	2.795
1.995	19.482	4.409	3.574
1.996	18.732	4.239	3.437
1.997	22.861	5.174	4.194
1.998	17.600	3.983	3.229
1.999	13.899	3.145	2.550
2.000	17.744	4.016	3.256
2.001	17.977	4.068	3.298
2.002	16.739	3.788	3.071
2.003	15.876	3.593	2.913
2.004	19.033	4.307	3.492
2.005	21.599	4.888	3.963
2.006	24.556	5.557	4.506
2.007	29.716	6.725	5.452
TOTAL	424.550	96.079	77.895

Assim, foram calculadas diferentes taxas de emissão para veículos leves, pesados e motos da RMC, como descrito a seguir.

Taxas de Emissão

Para calcular a taxa de emissão é necessário ter os fatores de emissão dos poluentes. A CETESB fornece os fatores de emissão somente para veículos novos. Este fator pode ser corrigido utilizando-se o Fator de Deterioração (Murgel, 1987), de acordo com as seguintes equações:

$$FE = FE(\text{veículos_novos}) \times FD \quad \text{Equação (1)}$$

$$FD_{CO} = \frac{56,34 + 2,55 \times Y}{56,34} \quad \text{Equação (2)}$$

$$FD_{HC} = \frac{4,43 + 0,25 \times Y}{4,43} \quad \text{Equação (3)}$$

$$Y = \frac{\text{quilometragem_acumulada_pelo_veículo}}{1,61 \times 10.000} \quad \text{Equação (4)}$$

sendo:

FE = fator de emissão;

FD = fator de deterioração;

FD_{CO} = fator de deterioração do CO;

FD_{HC} = fator de deterioração do HC;

Y = fator da quilometragem acumulada.



Uma consideração utilizada para o cálculo do Y foi que o veículo novo (referente ao ano base) percorreu uma quilometragem média anual fixa (20.000 km para veículos leves, 12.000 km para motos e 80.000 km para veículos pesados) e para os veículos dos anos anteriores foi considerada uma redução da quilometragem média percorrida de 2% a cada ano. Outra consideração foi utilizar o Fator de Deterioração para Monóxido de Carbono também para Material Particulado. O Fator de Deterioração para NO_x é utilizado igual a 1, pois ele é originado pelo próprio processo de combustão e não depende da degradação do veículo.

Além disso, para veículos pesados, os fatores de emissão da CETESB são dados em g/kWh, ou seja, gramas emitidos do poluente por kWh fornecido pelo combustível. Para converter para g/ano, foram feitas as seguintes considerações:

- (i) segundo a CETESB (2007), a maior parte dos veículos pesados (movidos a diesel) é composta por caminhões de carga;
- (ii) segundo Silveira et al. (2004), os caminhões possuem um consumo específico de combustível igual a 193 g/kWh e a massa específica do diesel brasileiro é aproximadamente 850 g/L;
- (iii) segundo Bartholomeu (2006), veículos pesados como caminhões possuem um consumo de combustível de 0,299 L/km.

Assim, utilizando a Equação 5 foi possível converter o fator de emissão da CETESB, em g/kWh, para g/ano para veículos pesados.

$$FE(g/km) = \frac{FE(g/kWh) \times consumo(L/km) \times massa_especifica(g/L)}{consumo_especifico(g/kWh)} \quad \text{Equação (5)}$$

Desta forma, utilizando a quilometragem média anual percorrida e calculando o fator de deterioração foram calculados os fatores de emissão de acordo com a idade da frota, como mostrado para veículos leves na Tabela 4.

Tabela 4 – Fatores Médios de Emissão Corrigidos para Veículos Leves - Campinas.

Ano	Fator médio de Emissão (g/km)			
	CO	HC	NO _x	MP
< 1980	69,324	6,363	1,200	0,08
1980	42,365	4,062	1,400	0,08
1981	42,365	4,062	1,400	0,08
1982	42,365	4,062	1,400	0,08
1983	42,365	4,062	1,400	0,08
1984	35,946	3,249	1,600	0,08
1985	35,946	3,249	1,600	0,08
1986	28,243	2,708	1,900	0,08
1987	28,243	2,708	1,900	0,08
1988	23,750	2,302	1,800	0,08
1989	19,514	2,166	1,600	0,08
1990	17,074	1,895	1,400	0,08
1991	14,764	1,760	1,300	0,08
1992	7,959	0,812	0,600	0,08
1993	8,088	0,812	0,800	0,08
1994	7,703	0,812	0,700	0,08
1995	6,034	0,812	0,600	0,08
1996	4,878	0,542	0,500	0,08
1997	1,536	0,270	0,300	0,08
1998	0,997	0,186	0,230	0,08
1999	0,918	0,182	0,230	0,08
2000	0,889	0,165	0,210	0,08
2001	0,573	0,136	0,140	0,08
2002	0,560	0,133	0,140	0,08
2003	0,546	0,129	0,140	0,08
2004	0,531	0,125	0,140	0,08
2005	0,515	0,120	0,140	0,08
2006	0,498	0,115	0,140	0,08
2007	0,480	0,110	0,140	0,08



Para cada classificação etária, multiplicando a quilometragem média anual pelo número de veículos daquela idade obtém-se a taxa de emissão, em g/ano, para cada idade e a soma destes valores fornece a taxa de emissão para cada poluente, como mostrado para a taxa de emissão de CO para veículos leves na Tabela 5.

Tabela 5 – Emissão Global de CO para Veículos Leves em Campinas.

Ano	km rodada/ano/veículo	nº de veículos	Taxa de emissão (g/ano)
< 1980	11.359,52	61.387	836.788.315,61
1980	11.591,35	10.071	163.431.626,14
1981	11.827,91	7.339	121.523.985,62
1982	12.069,29	9.058	153.050.389,23
1983	12.315,61	10.402	179.345.556,93
1984	12.566,95	9.444	189.887.597,63
1985	12.823,41	10.909	223.818.045,87
1986	13.085,12	12.972	322.496.510,46
1987	13.352,16	9.430	239.220.141,62
1988	13.624,65	11.449	280.776.373,61
1989	13.902,71	12.180	270.935.488,84
1990	14.186,44	11.166	221.763.425,71
1991	14.475,95	12.186	229.318.885,95
1992	14.771,38	11.379	100.845.708,16
1993	15.072,84	17.038	205.452.482,15
1994	15.380,45	21.476	231.215.554,67
1995	15.694,33	27.465	258.626.374,89
1996	16.014,63	26.408	211.456.969,33
1997	16.341,46	32.229	158.002.289,30
1998	16.674,96	24.812	95.161.633,55
1999	17.015,26	19.594	76.681.465,21
2000	17.362,51	25.015	91.207.548,74
2001	17.716,85	25.344	62.862.491,44
2002	18.078,42	23.598	59.725.460,41
2003	18.447,36	22.382	57.804.976,03
2004	18.823,84	26.832	70.711.973,77
2005	19.208,00	30.449	81.882.063,83
2006	19.600,00	34.619	94.995.508,10
2007	20.000,00	41.893	117.299.206,08
TOTAL		598.524	111.552.318.807,20

Assim, foi feito para veículos leves, motos e veículos pesados para cada poluente. A Tabela 6 mostra um resumo dos resultados obtidos para as taxas de emissões de CO, HC, NOx e MP para Veículos Leves, Pesados e Motos da cidade de Campinas.

Tabela 6 – Resultados das Taxas de Emissão calculadas para Campinas.

Tipo de Veículo	CO (t/ano)	HC (t/ano)	NOx (t/ano)	MP (t/ano)
Veículos Leves	78.805,10	7.923,78	3.719,73	650,01
Veículos Pesados	38.742,31	11.088,06	56.612,58	44,72
Motos	10.030,70	2.405,12	224,07	3.159,76
TOTAL	127.578,11	21.416,96	60.556,38	3.854,50

Tabela 7 – Comparação dos Resultados Obtidos com os Dados da CETESB.

	CO (t/ano)	HC (t/ano)	NOx (t/ano)	MP (t/ano)
Este trabalho	127.578,11	21.416,96	60.556,38	3.854,50
CETESB	290.780,00	36.680,00	64.050,00	3.800,00

Fonte: CETESB, 2007.

Pode-se observar pela Tabela 7 uma boa aproximação dos resultados obtidos neste trabalho para os dados da CETESB, exceto para o CO, que forneceu a maior diferença. No entanto, isto pode ser explicado pelo fato de os cálculos da CETESB considerarem a quilometragem percorrida igual para toda a distribuição etária da frota e também o fato de não considerarem o fator de deterioração.



Com a quilometragem total das principais vias de Campinas, as emissões totais calculadas serão uniformemente distribuídas pelos trechos considerados, ou seja, a emissão nos principais trechos será considerada uniforme.

INVENTÁRIO DE EMISSÕES INDUSTRIAIS

O inventário de emissões industriais foi obtido do Relatório Anual de Qualidade do Ar da CETESB (2007) e foram consideradas as principais fontes industriais dos municípios de Campinas, Paulínia, Valinhos, Vinhedo, Sumaré, Hortolândia, Americana, Jaguariúna e Itatiba.

A Tabela 8 mostra os dados referentes ao inventário de emissões de fontes fixas da região de estudo, sua localização e as suas respectivas taxas de emissões.

Tabela 8 – Emissões Industriais da RMC (CETESB, 2007).

EMPRESA	MUNICÍPIO	COORDENADAS UTM		EMISSIONES			
		X	Y	CO (g/s)	HC (g/s)	NO _x (g/s)	MP (g/s)
Antibióticos do Brasil	Cosmópolis	278.420,58	7.488.748,33	-	0,0127	0,8118	0,1459
Ajinomoto	Limeira	255.688,84	7.504.223,27	0,8720	0,1459	3,6213	0,3456
Ashland	Campinas	280.432,72	7.470.316,59	0,0095	0,0025	0,1037	0,0222
Bann	Paulínia	282.228,12	7.481.723,42	0,1601	0,0263	0,6405	0,0625
Cargill	Paulínia	281.404,50	7.477.038,91	0,0257	0,0048	0,3047	0,2692
Ceralit	Campinas	280.666,92	7.470.497,08	0,0095	0,0545	0,6504	4,6864
Cia Brasileira de Bebidas	Jaguariúna	293.797,82	7.487.064,78	0,2924	0,0419	1,0230	0,0999
Degussa	Paulínia	280.292,39	7.483.052,82	0,9779	-	3,2204	0,8920
Invista	Paulínia	279.943,13	7.481.970,42	0,0590	0,0101	0,2572	0,0251
Ester	Cosmópolis	272.674,72	7.492.592,11	-	-	-	13,4450
Galvani	Paulínia	281.898,37	7.477.639,65	-	-	0,8577	1,4723
Goodyear do Brasil	Americana	262.986,53	7.487.481,84	0,2822	0,0463	1,1289	0,1104
Hércules	Paulínia	281.389,10	7.481.970,98	0,0057	0,0025	0,1078	0,1681
Honda	Sumaré	274.633,67	7.473.886,92	0,6564	1,4111	1,3128	0,9228
Kraton	Paulínia	281.043,60	7.483.303,01	0,1357	0,0231	0,7252	0,0904
Miracema	Campinas	284.701,75	7.459.069,62	0,0111	0,0327	0,3215	1,2319
Orsa	Paulínia	277.836,53	7.481.601,15	0,3415	0,0561	1,3664	0,1335
Pirelli	Campinas	275.246,78	7.474.797,67	0,0203	0,0000	0,0840	0,0076
Rhodia	Paulínia	283.447,40	7.481.700,42	0,3488	1,2335	49,1819	3,7418
Ripasa	Limeira	260.754,52	7.486.542,52	-	0,1776	11,6914	56,6591
Syngenta	Paulínia	279.027,82	7.482.554,27	0,0073	0,0000	0,0973	0,0168
Teka	Artur Nogueira	275.656,69	7.500.983,87	-	0,0190	0,9735	0,3012
Vicunha	Americana	258.349,14	7.487.708,53	0,8352	0,0647	9,1974	0,1367
Villares	Sumaré	269.444,72	7.474.664,58	1,7875	0,1846	6,9159	6,2151

SEGUNDA ETAPA: ESTUDO DE DISPERSÃO – METODOLOGIA E RESULTADOS

O estudo de dispersão atmosférica teve como objetivo estimar as concentrações na área da RMC, permitindo avaliar a direção predominante da pluma e as regiões mais críticas em termos de poluição do ar.

Será empregado no estudo de dispersão o modelo ISC3 – *Industrial Source Complex* do U.S. EPA, através de uma interface da Lakes Environmental denominada de ISC-AERMOD View.

Os dados e parâmetros necessários como entrada no modelo matemático serão determinados e apresentados nos itens a seguir.



RECEPTORES

Para o presente estudo, foram selecionadas 2 grades receptoras: uma cartesiana uniforme abrangendo toda a região e outra polar uniforme somente sobre a área urbana da cidade de Campinas. As características das grades são apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 – Características das grades receptoras.

Grade receptora uniforme cartesiana		
Localização da origem (córner SW)	250.000	7.425.000
Número de pontos (Px, Py)	81	81
Espaçamento (Dx, Dy) (km)	1000	1000
Dimensão total (km)	80.000	80.000
Grade receptora uniforme polar		
Localização da origem (centro)	288.000	7.465.680
Número de anéis		25
Distância (m)		250
Número de direções radiais		36
Direção radial inicial		0°
Incremento radial (θ)		10°

FONTES

Foram consideradas as fontes veiculares e as fontes fixas, de acordo com inventário realizado na primeira etapa deste trabalho. Para as fontes fixas foram consideradas as localizações e as elevações de cada fonte e as taxas de emissões de acordo com a Tabela 8. A temperatura, velocidade e altura de chaminé foram consideradas de forma genérica as típicas como 600K, 20 m/s e 20 m, respectivamente.

Para as emissões das fontes móveis foi considerada apenas a área urbana de Campinas. Com auxílio do software *Google Earth*, foram identificadas as principais vias públicas da cidade e seus comprimentos foram medidos utilizando a ferramenta “régua”, totalizando 285,11 km. Desta forma, as taxas de emissão obtidas no inventário foram igualmente distribuídas nas vias, que foram consideradas fontes linha.

A Figura 1 mostra a localização das fontes na grade receptora.

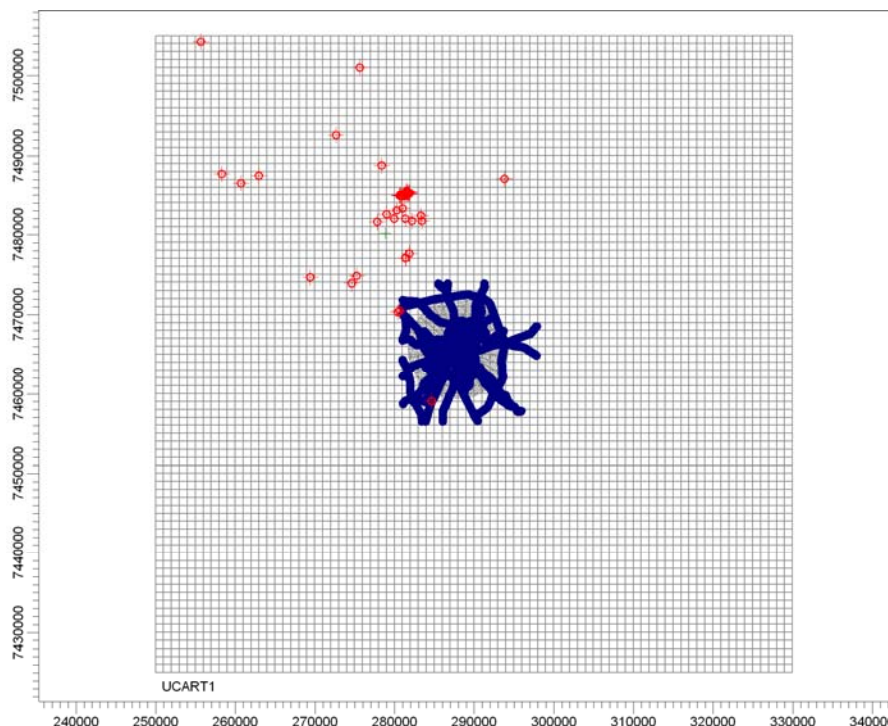


Figura 1 – Localização das fontes industriais (pontos vermelhos) e linha (linhas azuis) e das grades receptoras (linhas pretas).



DADOS METEOROLÓGICOS LOCAIS

Neste estudo, foram utilizados dados meteorológicos do mês de julho do ano de 2004 da estação meteorológica da Refinaria de Paulínia (REPLAN) instalada a 10 m de altura. Foram obtidos dados médios horários de velocidade e direção do vento, temperatura e desvio padrão da direção do vento. A Tabela 10 mostra as características da estação meteorológica da Replan.

Tabela 10 - Dados meteorológicos da Replan.

Dados meteorológicos da estação da Replan - Paulínia	
Altura do anemômetro	10 m
Parâmetros medidos	<ul style="list-style-type: none"> • Velocidade do vento • Direção do vento • Temperatura • Desvio padrão da direção
Localização (coordenadas UTM)	7.484.928N, 282.928E
Origem dos dados meteorológicos	
Ano meteorológico	2004 (8633 de 8784 horas)
Origem	Replan - Paulínia

Obs.: O valor entre parênteses representa o total de horas do banco de dados meteorológicos (365 dias = 8760 horas).

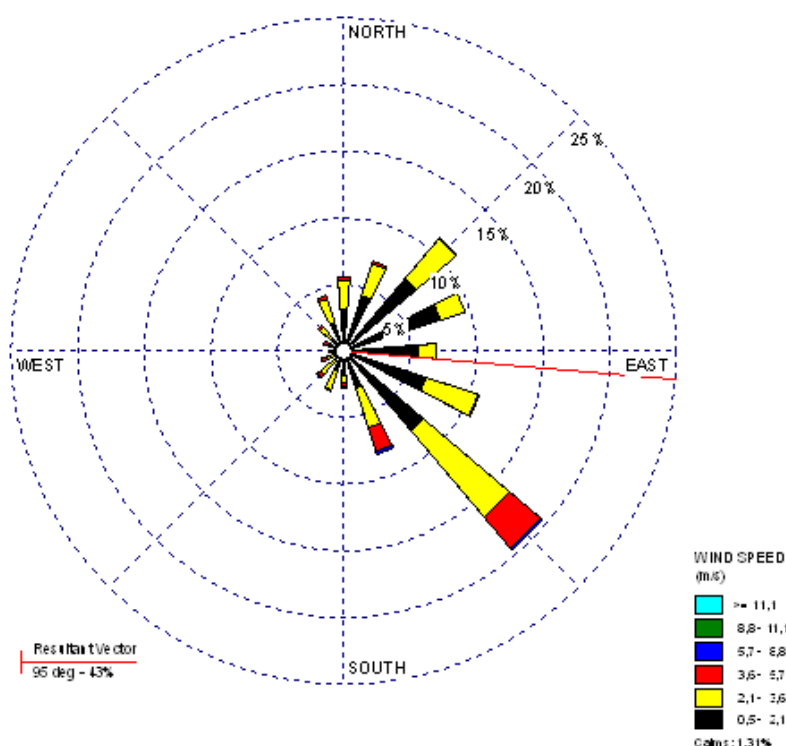


Figura 2 – Rosa dos ventos (10m)- dados meteorológicos do ano de 2004 da Estação Meteorológica da Replan.

ESTABILIDADE ATMOSFÉRICA

Para a estimativa das classes de estabilidade foi utilizado o método Sigma A de acordo com o *Meteorological Monitoring Guidance for Regulatory Modeling Applications* do U.S. EPA (2000). O método σ_A é um método baseado na turbulência que usa o desvio padrão da direção do vento em combinação com a velocidade escalar média do vento. Foi considerado um comprimento de rugosidade de 15cm.



ALTURA DE MISTURA

Para a estimativa da altura de mistura foi empregado a correlação apresentada na Equação 6, obtida do manual do SCREEN em U.S. EPA (1995). Essa correlação estima a altura de camada de mistura mecânica z_m (em metros), para as classes de estabilidade de A a D.

$$z_m = 0,3 \times (u^*/f) \quad \text{Equação (6)}$$

sendo:

u^* = velocidade de fricção (m/s)

f = parâmetro de Coriolis (s^{-1})

Utilizando-se um perfil log-linear da velocidade do vento e assumindo-se um comprimento de rugosidade superficial de aproximadamente 0,3 m, u^* é estimado da velocidade do vento a 10 m, u_{10} , como (U.S.EPA, 1995):

$$u^* = 0,1 \times u_{10} \quad \text{Equação (7)}$$

O parâmetro de Coriolis (f) varia em função da latitude, segundo a Equação 8 (HOLTON, 1992):

$$f = 2\Omega \sin\phi \quad \text{Equação (8)}$$

Na Equação 8:

f = força de Coriolis (s^{-1})

Ω = velocidade de rotação da Terra (s^{-1})

ϕ = latitude ($^\circ$)

Para as classes de estabilidade E e F, z_m foi assumido como 10.000 m (U.S. EPA, 1995).

RELEVO

Os dados de relevo foram obtidos pelas coordenadas da região de estudo no banco de dados do U. S. Geological Survey via rede mundial de computadores ([HTTP://seamless.usgs.gov](http://seamless.usgs.gov)).

BUILDING DOWNWASH

O Efeito de *Building Downwash* está relacionado ao rebaixamento da pluma de dispersão devido à presença de obstáculos no escoamento da mesma. Normalmente são considerados como obstáculos, construções altas e chaminés. Neste caso foram consideradas apenas as construções dentro dos domínios da Refinaria de Paulínia que poderiam causar este efeito, que foram avaliadas com o programa BPIP-PRIME do U. S. EPA.

COEFICIENTE DE DISPERSÃO

A seleção do coeficiente de dispersão rural ou urbano foi feita baseada no procedimento do CFR-40 (Apêndice W da Parte 51 – Guideline on Air Quality Models - USA). Este procedimento, originalmente sugerido por Irwin (1978) consiste basicamente na classificação do uso do solo num raio de 3 km em torno da fonte. A análise deve ser feita em subdivisões de 100mx100m, baseando-se no critério de Auer (1978) para uso do solo. Auer classifica as áreas urbanas em 5 tipos: Industrial (I1, I2), comercial (C1) e residencial (R2 e R3). Se mais do que 50% dos quadrados de 100mx100m são classificados como rural, então deve ser utilizado o coeficiente de dispersão rural. Caso contrário, deve ser utilizado o coeficiente de dispersão urbano.

Tendo em vista tratar-se à área de estudo a região metropolitana de Campinas, optou-se por utilizar o coeficiente de dispersão urbano devido à predominância deste tipo de ocupação na região. Não houve a necessidade de aplicação do método de Auer rigorosamente, pois é óbvia a predominância da ocupação urbana do domínio em estudo.

CURVAS DE ISOCONCENTRAÇÃO

Os resultados do estudo de dispersão mostram que, para os poluentes legislados (CO, NOx e MP), as concentrações máximas e médias ultrapassaram o Padrão Nacional de Qualidade do Ar. No entanto, para o monóxido de carbono e os óxidos de nitrogênio as concentrações estão superestimadas, pois o modelo de dispersão não considera o decaimento destes poluentes na atmosfera e para o NOx estimado o modelo



considera tanto NO quanto NO₂, sendo que somente o segundo é considerado poluente pela legislação. Os hidrocarbonetos não são limitados pela legislação, mas sua estimativa é importante, pois será comparada com dados de campo futuramente. Para todos os poluentes estudados mostra-se a predominância das emissões veiculares com relação às industriais e a grande concentração da pluma sobre a região urbana de Campinas. As Figuras 3, 4, 5 e 6 mostram as plumas de dispersão para os poluentes estudados.

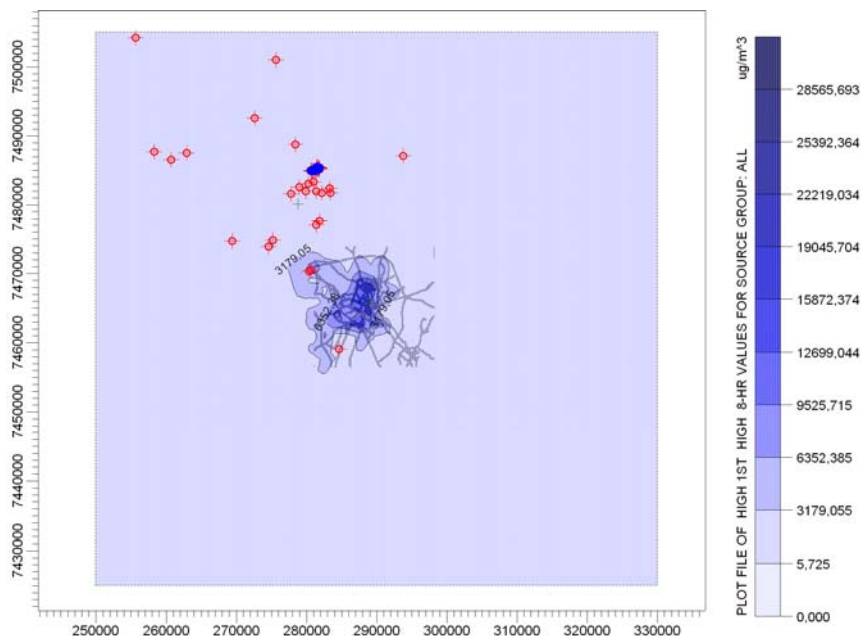


Figura 3 - Concentrações médias de 8 horas de CO, em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para dados meteorológicos de julho de 2004.

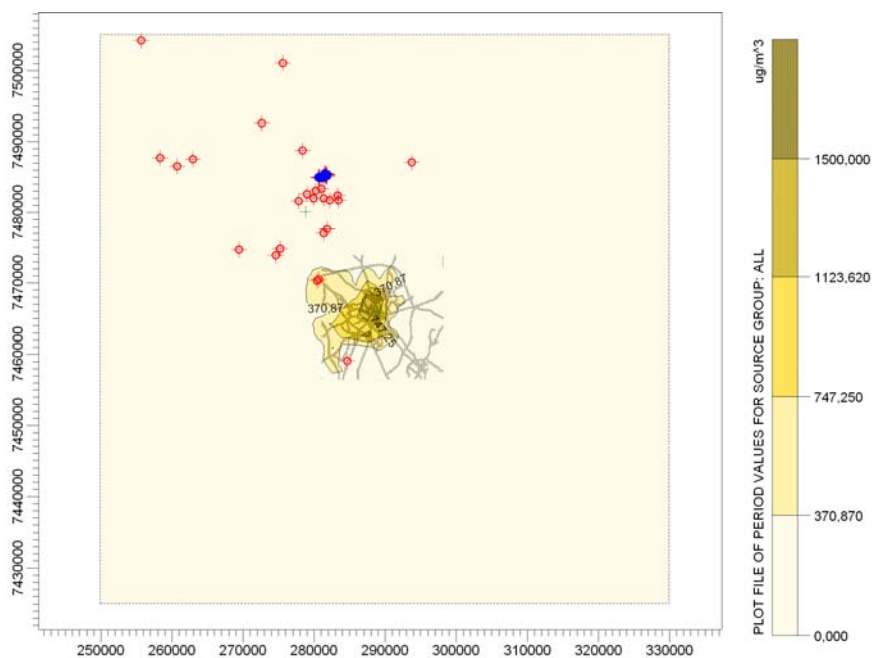


Figura 4 - Concentrações médias do período de NO_x expresso como NO₂, em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para dados meteorológicos de julho de 2004.

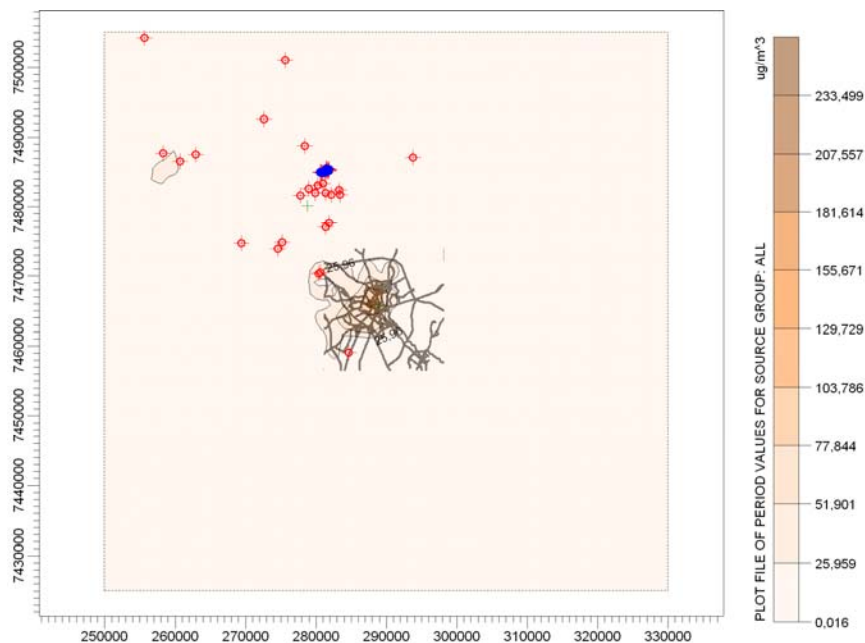


Figura 5 - Concentrações médias do período de Partículas Totais em Suspensão, em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para dados meteorológicos de julho de 2004.

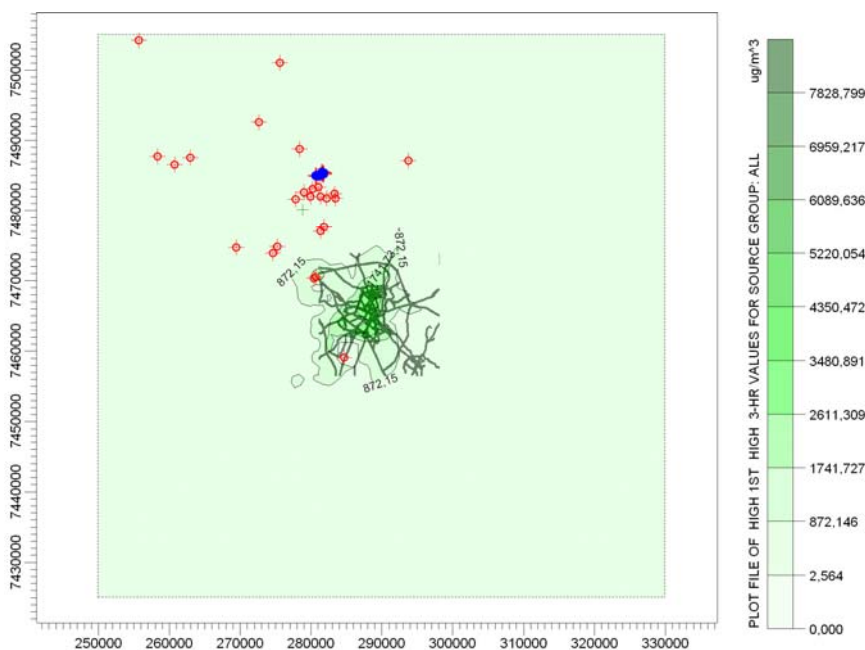


Figura 6 - Concentrações médias de 3 horas de HCNM, em $\mu\text{g}/\text{m}^3$, para dados meteorológicos de julho de 2004.

Esperava-se que as plumas de dispersão fossem mais pronunciadas na direção sudeste-noroeste (direção predominante de vento na região, como mostrado pela Figura 2 – Rosa dos Ventos), mas os resultados mostraram plumas mais deslocadas para oeste.

CONCLUSÕES

A partir da análise dos resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que:

- O inventário realizado com a metodologia proposta mostrou-se bastante coerente e especialmente quando comparado com o inventário realizado pela CETESB, levantando em conta as simplificações adotadas pela agência ambiental;



- Os resultados revelam que as emissões veiculares representam a maior parte das emissões de poluentes atmosféricos da região, sendo 97,9 % das emissões de CO, 74,8 % das emissões de hidrocarbonetos totais e 85,1 % de óxidos de nitrogênio, exceto para material particulado, que corresponde a 47,2 % das emissões, pois existem importantes contribuições industriais.
- Os resultados das simulações da dispersão em escala regional mostraram a predominância da influência das fontes móveis urbanas sobre a qualidade do ar, claramente evidenciada pela pluma concentrada sobre as vias públicas consideradas como fontes lineares no modelo.
- As fontes industriais têm os seus efeitos em escala regional ocultados pelas altas concentrações da área urbana, demonstrando a predominância dos efeitos das fontes móveis sobre a alteração da qualidade do ar.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AUER, A.H. JR. Correlation of Land Use and Cover with Meteorological Anomalies. *Journal of Applied Meteorology*, v.17, n.5, p.636-643, 1978.
2. BARTHOLOMEU, D.B. Quantificação dos impactos econômicos e ambientais decorrentes do estado de conservação das rodovias brasileiras. Piracicaba, 2006. Tese de Doutorado – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" – Universidade de São Paulo, 2006.
3. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade do Ar 2007. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/publicacoes.asp>>. Acesso em: 13/08/2008.
4. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 003 de 28 de junho de 1990. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res90/res0390.html>>. Acesso em: 13/08/2008.
5. DETRAN-SP - Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo. Frota de Veículos no Estado de São Paulo por Ano de Fabricação. Disponível em: <http://www.detran.sp.gov.br/frota/frota_ano.asp>. Acesso em: 13/08/2008.
6. HAN, X., NAEHER, L.P. A review of traffic-related air pollution exposure assessment studies in the developing world. *Environmental International*, v. 32, p. 106-120, jul. 2005.
7. HOLTON, J. R. An introduction to dynamic meteorology. 3rd Ed. London: Academic Press Limited, 1992. 507 p.
8. IRWIN, J. S. Proposed Criteria for Selection of Urban versus Rural Dispersion Coefficients. *Meteorology and Assessment Division*. Washington, DC, p.71. 1978. (Docket No. A-80-46, II-B-8).
9. ISSRC - International Sustainable Systems Research Center. São Paulo Vehicle Activity Study. 2004. Disponível em: <<http://www.issrc.org/ive/>>. Acesso em: 13/08/2008.
10. MURGEL, E.M., SZWARC, A., SANTOS, M.D.S.R., BRANCO, G.M., CARVALHO, H. Inventário de Emissão Veicular - Metodologia de Cálculo. *Engenharia Sanitária*, v.26, n.3, p.292-296, 1987.
11. SILVEIRA, G.L. Avaliação de Parâmetros de Consumo de Combustível do Tritrem no Transporte de Madeira. *Revista Árvore*, v.28, n.1, p.99-106, 2004.
12. U.S. EPA - United States Environmental Protection Agency. SCREEN3 Model User's Guide. North Carolina: Office of Air Quality Planning and 72 Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division, 1995. 68 p. Relatório.