



6 a 8 de outubro de 2010 - Canela RS

ENTAC 2010

XIII Encontro Nacional de Tecnologia
do Ambiente Construído

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES DE VENTO SOBRE A DISPERSÃO DE POLUENTES NA ÁREA CENTRAL DE CURITIBA

Francisco B. Costa Rasia (1); Eduardo Krüger (2)

(1) Arquiteto, Mestrando, PPGTE/UTFPR. E-mail: chico.ix@terra.com.br

(2) Prof. Dr., PPGTE/UTFPR. E-mail: ekruger@utfpr.edu.br

RESUMO

Ações de marketing buscaram promover a imagem de Curitiba como uma cidade ecológica; entretanto, o crescimento da frota de veículos nos últimos anos – um dos maiores entre as capitais brasileiras – tem posto em xeque essa imagem. Buscando compreender melhor a relação entre a morfologia urbana e a dispersão dos poluentes originários das emissões veiculares, o modelo ENVI-met foi utilizado para a simulação da dispersão de poluentes – CO e MP10 – sob condições de vento típicas para a cidade de Curitiba. Para cada mês, a dispersão dos poluentes sob as condições dominantes de vento (velocidade e direção) foram simuladas para a área central de Curitiba, nos arredores da Rua XV de Novembro, um dos principais marcos da cidade. Os resultados dos cenários de simulação para a área de interesse como um todo, e em detalhe para duas ruas principais, reforçam a importância da ventilação e permitem identificar as substâncias com maior potencial de afetar a qualidade do ar nessa área.

Palavras-chave: ENVI-met, simulação, qualidade do ar, dispersão de poluentes.

1. INTRODUÇÃO

Curitiba é internacionalmente reconhecida como exemplo de qualidade de vida e planejamento urbano; na década de 1990, um conjunto de intervenções urbanas e ações de marketing pregaram na cidade o título de “Capital Ecológica” (RABINOVITCH; LEITMAN, 1996; OLIVEIRA, 2000). Enquanto algumas iniciativas de incorporação de preceitos de ecoeficiência na lei de uso do solo foram tomadas no início da década de 2000, a não-continuidade dos investimentos em transporte público, o abandono da concepção de cidade linear em prol de uma espacialidade poliaxial, a concessão indiscriminada de licenças para a construção de empreendimentos comerciais e residenciais de grande porte – *shopping centers*, hipermercados, grandes condomínios –, combinadas a condições macroeconômicas que vêm, em anos recentes, facilitando a aquisição de veículos automotores, têm levado ao expressivo crescimento da frota de veículos particulares na cidade. Com uma frota de mais de um milhão de veículos automotores - eram 1.193.580 veículos registrados em dezembro de 2009, segundo o DENATRAN (2010). Curitiba apresenta um dos maiores índices de veículos *per capita* entre as capitais brasileiras.

Neste artigo, utiliza-se o modelo ENVI-met para análise do impacto das condições de vento típicas sobre a dispersão de poluentes (monóxido de carbono – CO – e material particulado – MP₁₀) na área central de Curitiba – Rua XV de Novembro e adjacências.

1.1 Qualidade do ar na Camada Limite de Cobertura (*Urban Canopy Layer*)

A influência do ambiente construído sobre os processos atmosféricos tem sido objeto de pesquisa há várias décadas. Entende-se que o ambiente construído “envolve a transformação das características radiativas, térmicas, de umidade e aerodinâmicas, e assim afeta os fluxos solares e hidrológicos naturais” (OKE, 1978) das áreas urbanas. Trabalhos subsequentes do mesmo autor detalham as minúcias de camadas verticais e escalas horizontais, inclusive a noção de uma sub-camada de rugosidade – *roughness sub layer* (RSL), mais próxima ao solo, na qual o fluxo de ar sofre a máxima interferência das estruturas naturais e antrópicas (OKE, 2006). Não se pode falar de uma configuração urbana “típica”: características históricas, culturais e naturais influenciam a morfologia de qualquer assentamento humano (MONTEIRO, 2003).

A poluição atmosférica pode ter origem natural (incêndios florestais, erupções vulcânicas, tempestades de areia) ou ser ocasionada pela ação humana (OKE, 1978). No ambiente urbano, o fluxo do vento (e, consequentemente, as condições para difusão e mistura verticais e horizontais) é afetado pela presença de edifícios, vegetação e outras características. Os efeitos cumulativos da convergência de múltiplas fontes de poluentes e a existência de áreas de estagnação podem levar à formação de locais de concentração de poluição que fogem às medições de poluentes em mesoescala, sendo a dimensão vertical da dispersão de poluentes frequentemente ignorada (WANG *et al.*, 2008)

Monóxido de nitrogênio (NO), dióxido de enxofre (SO₂) e monóxido de carbono (CO), originários da queima de combustíveis, são considerados poluentes primários, enquanto ozônio (O₃) e dióxido de nitrogênio (NO₂) se formam na atmosfera a partir de reações químicas envolvendo substâncias precursoras sob os efeitos da radiação solar¹. Materiais particulados (MP) se originam da combustão do óleo diesel, desgaste dos pneus e freios de veículos, além de processos naturais, fabris e construção civil.

Quanto ao efeito desses gases na saúde humana, o dióxido de enxofre está relacionado a doenças respiratórias e à chuva ácida; o monóxido de carbono – resultado da combustão incompleta – é extremamente tóxico e causa mortes por asfixia; o ozônio, na baixa atmosfera, é gerado em uma reação fotoquímica envolvendo óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e hidrocarbonetos, sendo um gás irritante e oxidante também associado a doenças respiratórias. Material particulado menor do que 10µm (MP₁₀) pode ser inalado e está associado a asma, problemas cardiovasculares, câncer de pulmão e mortes prematuras.

O monóxido de nitrogênio (NO) é uma substância envolvida em vários processos patológicos e fisiológicos em mamíferos, tanto benéficos como prejudiciais, e pode se tornar tóxico em altas

¹ Para uma explicação mais completa desses processos, ver Oke (1978).

concentrações; na atmosfera, essa substância se combina rapidamente com ozônio livre, gerando NO₂ (substância tóxica se inalada e causadora de baixa visibilidade) e O₂.

A legislação brasileira sobre qualidade do ar² define dois padrões para a concentração de poluentes. O padrão primário é o limite legal superior para a presença de contaminantes para a salvaguarda da saúde pública, mas não leva em consideração as necessidades da fauna e flora. O padrão secundário representa o limite corrente abaixo do qual ocorrem poucos danos à saúde pública, vida animal e vegetal, materiais e meio-ambiente (IAP, 2009).

Tabela 1 – Padrões primários e secundários de poluentes atmosféricos no Paraná (adaptado de IAP, 2009)

<i>Substância</i>	<i>Tempo de amostragem</i>	<i>Padrão primário (µg/m³)</i>	<i>Padrão secundário (µg/m³)</i>
Material Particulado (MP ₁₀)	24 h	150	150
SO ₂	24 h	365	100
CO	24 h	40.000	40.000
O ₃	1 h	160	160
NO ₂	1 h	320	190

1.2 Monitoramento da qualidade do ar em Curitiba

Danni-Oliveira (2003) estudou a influência dos aspectos geo-ambientais e dos atributos urbanos na dispersão de poluentes no inverno por meio da análise de amostras coletadas entre 1996 e 1998. Amostras foram coletadas em áreas representativas de diferentes estruturas urbanas: área central de alta densidade, áreas residenciais e áreas rurais. Apesar de se prender a somente uma estação, o estudo mostrou claramente a influência da urbanização e do uso do solo nas concentrações das substâncias analisadas. Quando Danni-Oliveira realizou seu estudo, a frota de veículos na cidade era de cerca de 600.000 unidades, valor que quase dobrou nos últimos 12 anos. A qualidade do ar na Região Metropolitana de Curitiba (RMC) é atualmente monitorada pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) em treze estações de coleta, uma delas nas proximidades da Praça Rui Barbosa, área central de Curitiba. Em 2008, a qualidade do ar na cidade foi predominantemente boa, com algumas instâncias de concentrações altas de NO₂ e O₃ nessa estação (IAP, 2009).

2 OBJETIVO

Avaliar o impacto das condições climáticas sobre a dispersão de poluentes – monóxido de carbono (CO) e material particulado (MP₁₀), originários de emissões veiculares, em uma seção da área central de Curitiba, através de simulações no modelo ENVI-met.

3 METODOLOGIA

O ENVI-met é uma ferramenta de simulação microclimática projetada para avaliar as interações entre plantas, superfícies e o ar em escalas espaciais de 0,5 a 10m e escala temporal de 10s, e está em desenvolvimento contínuo. Segundo Bruse (2009), o modelo é capaz de lidar com os aspectos de fluxo de ar em torno de e entre edifícios, turbulência e dispersão de partículas e substâncias, de interesse para o presente estudo. Como exemplos de aplicação do modelo: Ali-Toudert (2005) revisou em profundidade o modelo matemático por trás do ENVI-met em suas simulações de cânions urbanos em clima quente e seco. Spangenberg *et al.* (2008) analisaram a influência da vegetação no conforto térmico na cidade de São Paulo, através de medições *in loco* e simulações.

3.1 Modelagem da região de interesse

Um trecho de 1380m×600m da região central de Curitiba foi modelado a partir das plantas cadastrais da PMC, fotografias de satélite e inspeção visual da área de interesse (Figura 1). Foi utilizado o software Eddi, um editor de modelo dedicado incluído no pacote ENVI-met. Plantas de loteamento cobrindo 70 quadras no entorno da área monitorada foram impressas na escala de 1:2000; cada setor foi percorrido a pé e o número de andares de cada edificação foi contado visualmente. Aproximações

² No Brasil, a qualidade do ar é regulamentada pelas Resoluções IBAMA no. 348/1990, CONAMA 03/90. No Paraná, a Resolução SEMA 054/2006 replica os padrões nacionais.

foram necessárias devido às diferenças de idade das edificações existentes e foi adotado 3m como altura padrão entre pisos. Como o ENVI-met permite um *grid* com até 30 unidades na vertical, edifícios com mais de 25 pavimentos foram modelados com 75 metros de altura (25 unidades) para garantir suficiente espaço livre no topo do modelo. Áreas gramadas e pavimentadas também foram incluídas, bem como massas de árvores. A versão 3.1 beta 4 do ENVI-met, rodando no MS Windows Vista, foi utilizada em todas simulações.

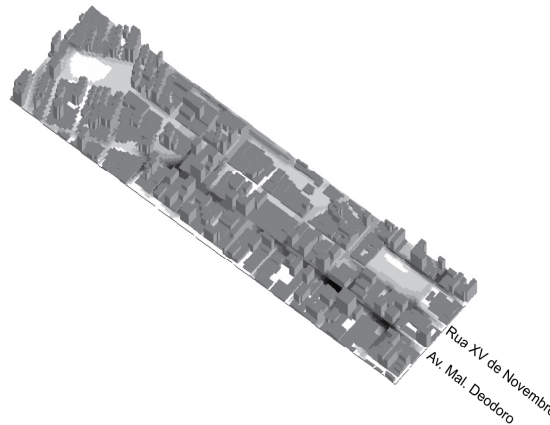


Figura 1 – Perspectiva isométrica do domínio de modelo

Assumiu-se que direção do vento da área central de Curitiba semelhante à registrada na estação meteorológica padrão (INMET), ignorando quaisquer efeitos em mesoescala das estruturas urbanas. A velocidade de vento a 10 m acima do solo (altura padrão de medição, segundo a WMO) é utilizada como entrada no ENVI-met. Durante a fase de calibração do modelo, percebeu-se que os valores de velocidade de vento preditos – obtidos entrando-se os dados horários de vento medidos na estação do INMET, sem ajustes – não corresponderam às medições em campo. A Equação 1 foi utilizada para ajustar o perfil logarítmico de vento para um contexto urbano (ALLARD; SANTAMOURIS, 1998, p. 90).

$$\frac{U_1}{U_0} = K \cdot Z_1^a \quad \text{Equação 1}$$

Sendo U_0 – velocidade média de vento na estação meteorológica, U_1 – velocidade de vento no ponto de interesse, Z_1 – altura da medição (10 m), e K e a são coeficientes de ajuste com valores de 0,21 e 0,33 para ambientes urbanos, respectivamente. Velocidades médias horárias medidas no INMET foram ajustadas por meio dessa equação e usadas então como dado de entrada para as simulações. Constatou-se que o modelo ENVI-met tende a superestimar a velocidade de vento dentro do cânion quando a velocidade de entrada é maior do que 2 m/s (Gráfico 1a). Para velocidades de vento abaixo de 2 m/s, houve forte convergência entre os valores previstos pelo modelo ENVI-met e as medições *in loco* (Gráfico 1b).

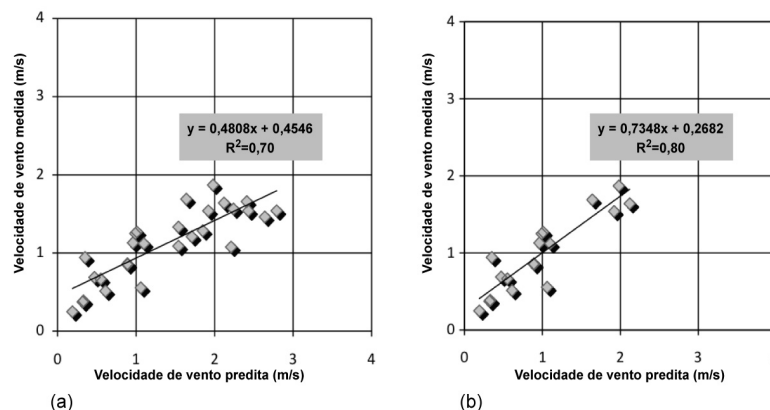


Gráfico 1 – Comparação entre velocidades médias de vento medidas e preditas com o modelo ENVI-met
(a) Velocidade de entrada maior e menor que 2 m/s (b) Somente velocidade de entrada menor que 2m/s

3.2 Cenários de simulação

A análise dos dados climáticos típicos para Curitiba (LAMBERTS *et al.*, 1998) mostra que a direção de vento predominante para a cidade é Leste, com direções secundárias Sudeste (de novembro a abril) e Nordeste (de maio a outubro). Entretanto, a análise de frequência de velocidades e direções de vento mostra que, nos meses de maio e junho as condições de estagnação são as mais frequentes e, no mês de julho, quase tão comuns quanto as condições de vento Leste. Por simplicidade, adotou-se o valor médio mensal da velocidade de vento, vinculado à direção predominante. Os dados históricos de umidade relativa mostram pouca variação ao longo do ano, sendo adotados os valores médios mensais.

O modelo ENVI-met exige a inclusão da temperatura da atmosfera a 2500m nos dados de entrada. Os dados climáticos típicos de Lamberts et al. (1998) não trazem essa informação, mas é possível estimar esse valor a partir da temperatura média na superfície. Assumiu-se a condição de estabilidade atmosférica – sem inversão térmica; segundo Oke (1978), sob tais condições, a temperatura do ar reduz-se à taxa constante de $-9,81 \times 10^{-3} \text{ }^{\circ}\text{C.m}^{-1}$ de altitude (taxa de lapso adiabático seco). O valor adotado para a umidade específica a 2500m é uma média obtida por amostragem aleatória de dados de 2009 (UWYO, 2010). A Tabela 2 resume as condições climáticas adotadas para fins de simulação.

Tabela 2 – Condições climáticas de entrada

Mês	Vento*	UR (%)	TBS média (°C)**	Temperatura inicial da atmosfera (K)	Umidade específica (g/kg)
Janeiro	Leste - 3,30 m/s	85%	20,0	277,5	5,42
Fevereiro	Leste - 3,20 m/s	86%	20,2	277,7	5,42
Março	Leste - 3,10 m/s	86%	19,4	276,9	5,42
Abril	Leste - 2,90 m/s	86%	17,0	274,5	5,42
Maio	Estagnação	85%	14,3	271,8	5,42
Junho	Estagnação	85%	12,9	270,4	5,42
Julho	Leste - 2,90 m/s	84%	12,6	270,1	5,42
Agosto	Leste - 3,00 m/s	83%	13,8	271,3	5,42
Setembro	Leste - 3,40 m/s	85%	15,3	272,8	5,42
Outubro	Leste - 3,60 m/s	86%	16,3	273,8	5,42
Novembro	Leste - 3,60 m/s	84%	17,9	275,4	5,42
Dezembro	Leste - 3,80 m/s	85%	19,0	276,5	5,42

*Valor bruto, pendente ajuste segundo a Equação 1

**Temperatura de Bulbo Seco na superfície (LAMBERTS *et al.*, 1998)

No relatório do IAP, apontam-se os meses de março a setembro como os de maior ocorrência de condições desfavoráveis à dispersão de poluentes (IAP, 2009). A série histórica de condições meteorológicas (LAMBERTS; GOULART; FIRMINO 1998) aponta menores velocidades médias de vento para os meses de março a agosto, e predomínio de condições de calmaria em maio e junho. Tratam-se dos meses de outono e inverno, em que o declínio das temperaturas e a menor disponibilidade de radiação solar geram condições de inversão térmica. Todos esses fatores, conjugados, limitam a profundidade da camada de turbulência mista, criando condições desfavoráveis à dispersão de poluentes.

3.3 Volume de tráfego e poluentes

O programa nacional de controle de emissões veiculares, Proconve foi estabelecido inicialmente em 1986, através da Resolução CONAMA 18/1986, atendendo a preceitos da Política Nacional do Meio Ambiente, e é regulamentado por resoluções sucessivas que prevêm limites progressivamente menores de emissões para cada substância (BRASIL, 1993; BRASIL, 2002). Enquanto Oke (1978) afirma que a principal estratégia para controle da concentração de poluentes na atmosfera é o controle das fontes emissoras (em oposição ao sequestro ou remoção dessas substâncias da atmosfera), em casos como o do dióxido de nitrogênio (NO₂), não há correspondência estrita entre as substâncias controladas pelo Proconve e aquelas consideradas indicadoras da qualidade do ar.

A Resolução CONAMA 297/2002 estabelece limites de emissão de poluentes em g/km (numericamente igual ao valor em mg/m) para os veículos leves e motocicletas. Supõe-se que esses valores se apliquem a veículos novos em condições de uso médio (combinado rodovia e urbano). Considerando condições de congestionamento e o próprio desgaste do motor, assumiu-se um cenário de "pior caso" usando o limite superior da referida Resolução (BRASIL, 2002).

Quanto às taxas de emissão para veículos pesados, a Resolução CONAMA não estabelece relações entre emissões e distância percorrida, e sim limites de emissão por kWh de combustível consumido – um valor dependente da potência do veículo, da capacidade calorífica do óleo diesel e da proporção de compostos de nitrogênio e enxofre no combustível, o que dificulta a estimativa dessa variável. Rabl (2002) estudou as emissões de substâncias de interesse para veículos pesados na Europa; adotaram-se os valores aferidos pelo autor por entendê-lo como uma síntese de todos esses fatores. A Tabela 3 resume os valores adotados para as emissões das substâncias de interesse, para fins de simulação.

Tabela 3 - Valores adotados de emissão individual por veículo

<i>Substância</i>	<i>X (mg/m)</i>			
	<i>Motocicletas*</i>	<i>Veículos Leves</i>	<i>Veículos Leves a Diesel**</i>	<i>Veículos Pesados***</i>
CO	6,25	2,00	6,20	10,44
PM ₁₀	-	-	0,16	1,05

*motores até 151cc (BRASIL 2002)

** BRASIL 1993

***RABL 2002

A taxa de emissão composta, expressa em mg/m.s, é a somatória das taxas de emissão por veículo multiplicadas pelo volume de tráfego de cada categoria de veículo, dividida por 3600 para se obter a taxa de emissão por segundo, exigida pelo modelo ENVI-met para fontes lineares (Equação 2).

$$X_{comp} = (I_{motocicletas} \cdot X_{motocicletas} + I_{Leves} \cdot X_{leves} + I_{LevesDiesel} \cdot X_{LevesDiesel} + I_{Pesados} \cdot X_{pesados}) / 3600 \quad \text{Equação 2}$$

Onde X_{comp} – taxa de emissão composta para a substância de interesse (mg/m.s), $I_{categoria}$ – intensidade de tráfego por categoria de veículo (veículos/hora), $X_{categoria}$ – valor de emissão individual por veículo da categoria (mg/m). O valor de X_{comp} representa a máxima taxa de emissões para determinada rua ou conjunto de ruas, e varia conforme a capacidade das vias, a composição da frota e a intensidade do tráfego na área de interesse.

Dada a indisponibilidade de informações do volume de tráfego para as áreas de estudo, um método indireto para a determinação dos perfis diários de tráfego foi adotado, utilizando-se dados históricos de pressão sonora (BORTOLI, 2002), modelos de predição de ruído de tráfego (CALIXTO, 2002) e períodos curtos de contagem de veículos. O tráfego de motocicletas, veículos leves e pesados foi contado visualmente no horário de pico (17 às 19h), em três esquinas, por períodos de 15min e os resultados extrapolados para uma hora, em acordo com orientações do DER.

A partir das contagens, o tráfego médio verificado por pista, em veículos/hora, foi de 58,3 (motocicletas), 10,6 (veículos leves a Diesel), 443,3 (demais veículos leves) e 14,2 (veículos pesados a diesel), com um total geral de 526,4 veículos/hora por faixa³. A porcentagem de veículos pesados no período de contagem foi 2,70%. Esses números representam o pico (ou 100%) do volume de tráfego; valores intermediários foram interpolados usando-se a equação de Calixto (2002).

Assim, as taxas de emissão compostas (X_{comp}), calculadas por meio da Equação 2, foram: $X_{CO} = 0,4069$ mg/ms e $X_{MP10} = 0,0046$ mg/ms. O passo final foi o ajuste dessas taxas por meio de sua multiplicação pelo fator de ajuste de emissões correspondente a cada hora. Para esse estudo, o período de simulação

³ As principais ruas do modelo têm 3 ou 4 faixas. O tráfego efetivo nessas ruas é 1579 veículos/hora (três faixas) e 2105 veículos/hora (para quatro faixas). O ENVI-met aceita um único valor para a taxa da emissão; assim, adicionar fontes de poluentes conforme o número de faixas permite maior flexibilidade na construção do modelo.

adotado foi de dez horas, das 11h às 21h, adotando-se o dia 15 de cada mês como data de referência. Os valores horários de X_{CO} e X_{MP10} estão listados na Tabela 4, abaixo:

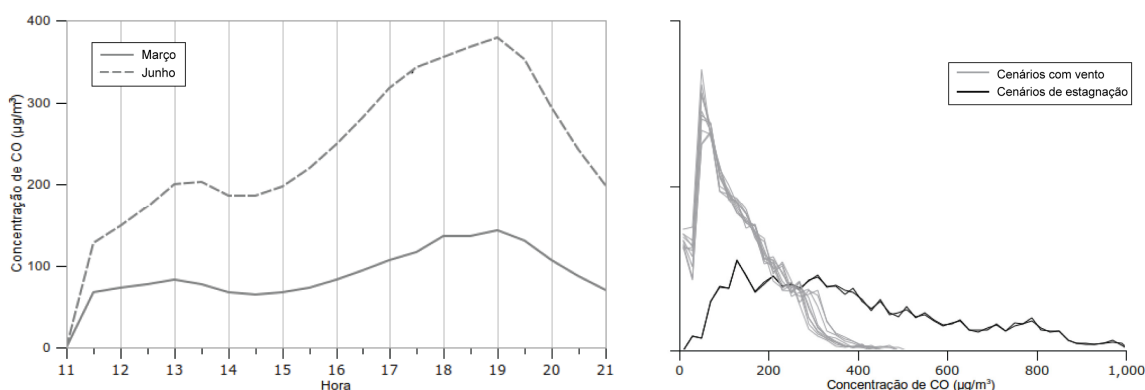
Tabela 4 – Valores horários de emissão das substâncias de interesse para fins de simulação

<i>Hora</i>	<i>Porcentagem do tráfego médio</i>	<i>Fator de ajuste de emissões</i>	X_{CO} (mg/ms)	X_{MP10} (mg/ms)
11h00	74%	0,74	0,3017	0,0034
12h00	74%	0,74	0,3017	0,0034
13h00	86%	0,86	0,3504	0,0040
14h00	100%	1,00	0,4069	0,0046
15h00	74%	0,74	0,3017	0,0034
16h00	74%	0,74	0,3017	0,0034
17h00	100%	1,00	0,4069	0,0046
18h00	100%	1,00	0,4069	0,0046
19h00	100%	1,00	0,4069	0,0046
20h00	64%	0,64	0,2598	0,0029
21h00	41%	0,41	0,1659	0,0019

4 ANÁLISE DE RESULTADOS

Como discutido extensivamente na bibliografia, a velocidade do vento é o principal fator que afeta a dispersão dos poluentes, o que se evidencia pela grande diferença entre os cenários com vento e os cenários de estagnação. Não há nenhum resultado inesperado: meses com predominância de condições de vento são mais favoráveis à dispersão dos poluentes que os meses em que predominam condições de calmaria. Em nenhum caso as concentrações de CO e MP_{10} excedem o limite legal ou os padrões de qualidade. De maneira geral, condições de estagnação produzem concentrações de CO 2,23 vezes maiores que a média das condições com vento leste. No caso do MP_{10} , essa proporção é de 1,89.

As concentrações médias a cada 30 minutos, para os meses de Março (com vento Leste) e Junho (estagnação), foram plotadas no Gráfico 2a. Embora o formato das curvas seja semelhante, a concentração de CO aumenta mais rapidamente no cenário de estagnação, e continua a aumentar no horário das 18h às 19h, subindo de 355,2 a 378,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. No mesmo período, no cenário com vento, a concentração de CO fica praticamente estável, entre 135,6 e 142,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Após o fim do período de pico, a concentração de CO decai rapidamente, em ambos os cenários.



(a)

(b)

Gráfico 2 – (a) Variação, ao longo do período de simulação, da concentração média de CO predita para os meses de Março e Junho (b) Sobreposição dos histogramas de concentração predita de CO às 19h

A média anual de concentração de CO no domínio de modelo foi 149,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, com o valor máximo de 334,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nos meses de estagnação (valor para maio), e 124 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, entre os cenários com vento (predito para fevereiro) – Tabela 5. O valor máximo encontrado para a concentração de CO foi 993,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no mês de maio (estagnação), e 487,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, no mês de março. Os valores médios e medianas levam em consideração todo o domínio do modelo, excluídas as unidades do grid onde há presença de edificações.

Tabela 5 - Médias e medianas de concentrações de CO e MP10 previstas

<i>Mês</i>	<i>CO ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>		<i>MP₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)</i>	
	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>	<i>Média</i>	<i>Mediana</i>
Janeiro	113,5	131,0	1,3	1,4
Fevereiro	118,7	137,2	1,3	1,5
Março	123,6	142,8	1,4	1,6
Abril	124,0	142,7	1,4	1,6
Maió	334,4	380,5	3,6	4,1
Junho	332,9	378,7	3,6	4,1
Julho	113,4	129,4	2,0	2,2
Agosto	113,3	129,4	1,9	2,1
Setembro	108,4	124,7	1,7	1,9
Outubro	106,1	122,3	1,7	1,8
Novembro	108,4	125,0	1,6	1,8
Dezembro	102,4	118,2	1,5	1,7

As concentrações de CO ficaram muito abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA, mesmo nas situações de estagnação. Mas deve-se lembrar que os limites fixados para o monóxido de carbono são duas ordens de grandeza maiores que os fixados para o NO_2 e outras substâncias. A média anual de concentração de MP_{10} no domínio de modelo foi $1,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com o valor máximo de $3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos meses de estagnação (valor para maio), e $2,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, entre os cenários com vento (predito para fevereiro). O valor máximo encontrado para a concentração de MP_{10} foi $10,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, no mês de Maio (estagnação). Todos os valores encontrados estão muito abaixo do limite legal.

Os histogramas de concentração de CO às 19h foram plotados no Gráfico 2b para a comparação entre os doze meses; a diferença entre os cenários com vento e os cenários de estagnação são imediatamente visíveis.

Foram analisadas em maior detalhe as ruas XV de Novembro e Mal. Deodoro, isolando-se somente as unidades do grid correspondentes às caixas dessas vias. Os meses analisados foram Março e Junho, e o parâmetro observado foi a concentração de CO (Gráfico 3). No caso da Rua XV de Novembro – uma rua de pedestres – as concentrações seguem as tendências gerais para a área, como pode ser observado nos histogramas; mesmo em condições desfavoráveis de dispersão (Junho), a maior parte da área apresenta valores abaixo de $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (os picos de concentração provavelmente representam as proximidades dos cruzamentos).

Os histogramas para a Av. Mal. Deodoro apresentam duas situações radicalmente diferentes. Enquanto no mês de Março (com vento de Leste) a quase totalidade da área apresenta concentrações inferiores a $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com um pico distinto em $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$, as condições de estagnação causam o aumento agudo das concentrações – a maior parte da área está acima de $600 \mu\text{g}/\text{m}^3$, com um pico na faixa de $750\text{-}800 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

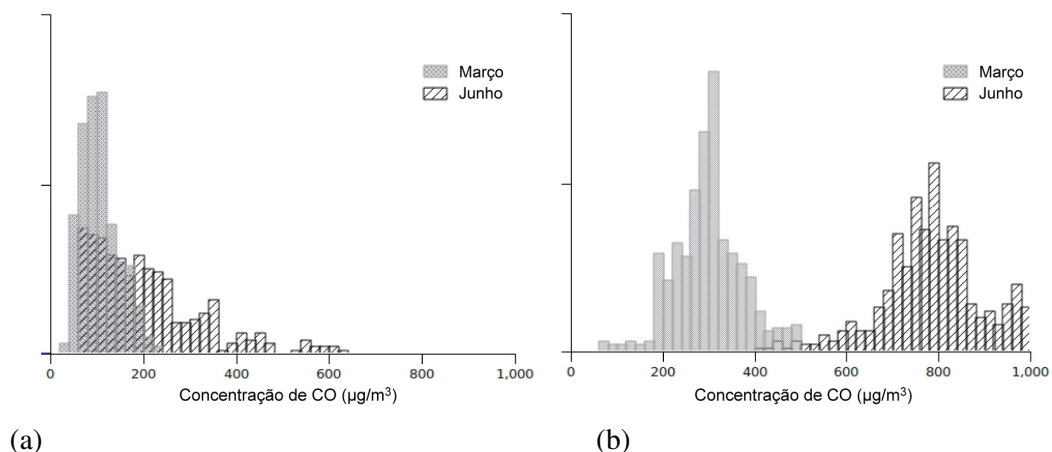


Gráfico 3 - Histogramas de concentração predita de CO às 19h (a) Rua XV de Novembro (b) Rua Mal. Deodoro

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, foi explorada uma rotina de emprego do modelo ENVI-met para a estimativa das influências das condições climáticas sobre a dispersão de poluentes em contextos urbanos.

Em estudo anterior, que empregou o mesmo modelo e os mesmos dados de tráfego, foi analisada a dispersão dos óxidos de nitrogênio (NO_x) na área central de Curitiba, comprovamos que a concentração de NO_2 , sob condições de estagnação, potencialmente se aproxima do limite estabelecido como padrão secundário de qualidade do ar (RASIA; KRÜGER, 2010). Analisando-se conjuntamente os resultados desses dois estudos, podem ser identificadas três tendências:

- Considerando-se somente as emissões veiculares, as simulações não apontam potenciais problemas devido à concentração de CO na área central de Curitiba; a inclusão de sensores para o monitoramento dessa substância na estação de monitoramento da Santa Casa permitiria confirmar ou negar essa tendência.
- Os materiais particulados originários das emissões veiculares participam muito pouco sobre o total de MP_{10} na área central – supõe-se que a maior parte dos materiais particulados medidos nessa área sejam oriundos de processos industriais, construção civil, e outras fontes.
- Dentre as três substâncias estudadas, são as emissões de NO_x que representam a maior ameaça à qualidade do ar nessa área da cidade.

Entretanto, há motivos para se acreditar que as condições satisfatórias de qualidade do ar na área central de Curitiba podem não perdurar. Além do constante crescimento da frota de veículos, intervenções realizadas pela autoridade municipal no sistema viário da cidade visam tão-somente o aumento da capacidade das vias existentes, com a conversão de áreas de estacionamento em faixas de rolagem, e não a substituição do modal automóvel particular pelo transporte coletivo ou outras alternativas de transporte (como a bicicleta) ou energéticas (ônibus elétricos ou outra solução).

Pretende-se dar continuidade a esse estudo, utilizando o modelo ENVI-met para a simulação da dispersão de poluentes nos eixos ocupação linear de alta densidade – Setores Estruturais de Curitiba – para a avaliação do potencial impacto do aumento da capacidade das vias sobre as concentrações de poluentes.

6 REFERÊNCIAS

ALI-TOUDERT, F. **Dependence of Outdoor Thermal Comfort on Street Design in Hot and Dry Climate**. 2005. 206f. Tese (Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg) – Universität Freiburg, Freiburg, 2005. Disponível em: <<http://bit.ly/a7Pi6l>>. Acesso em: 01/08/2009.

ALLARD, F.; SANTAMOURIS, M. (Ed.). **Natural Ventilation in Buildings**. Londres: James & James, 1998.

BORTOLI, P. S. **Análise da poluição sonora urbana em zoneamentos distintos da cidade de Curitiba**. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002. Disponível em: <<http://bit.ly/cArvLj>>. Acesso em 16/09/2009.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA no. 297/2002, de 26 de Fevereiro de 2002. Estabelece os limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, 2002.

BRASIL. Lei Federal no. 8723, 28 de Outubro 1993. Dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, 1993.

BRUSE, M. **ENVI-met website**. <<http://www.envi-met.com>>. Acesso em 11/2009.

CALIXTO, A. O ruído gerado pelo tráfego de veículos em “rodovias-grandes avenidas” situadas dentro do perímetro urbano de Curitiba, analisado sob parâmetros acústicos objetivos e seu impacto

- ambiental. Dissertação (mestrado). Curso de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002. Disponível em: <<http://bit.ly/aCEjhQ>>. Acesso em 12/02/2010.
- DANNI-OLIVEIRA, I. M. A Cidade de Curitiba e a Poluição do Ar: Implicações de seus atributos urbanos e geoecológicos na dispersão de poluentes em período de inverno. In: MONTEIRO, C. A. F.; MENDONÇA, F. **Clima Urbano**. São Paulo: Contexto, 2003.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). **Website**. <<http://www.denatran.gov.br>>. Acesso em 06/05/2010.
- INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ (IAP). **Relatório Qualidade do Ar na Região Metropolitana de Curitiba, Ano de 2008**. Paraná, 2009.
- INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE CURITIBA (IPPUC). **Website**. <<http://ippuc.org.br>>. Acesso em 11/ 2009.
- LAMBERTS, R. GOULART, S. FIRMINO, S. Dados Climáticos Para Projeto e Avaliação Energética de Edificações Para 14 Cidades Brasileiras. Florianópolis: UFSC, 1998.
- MONTEIRO, C. A. F. Teoria e Clima Urbano: um projeto e seus caminhos. In: MONTEIRO, C. A. F.; MENDONÇA, F. **Clima Urbano**. São Paulo: Contexto, 2003.
- OKE, T. R. **Boundary layer climates**. Nova York: Methuen, 1978.
- _____. Initial guidance to obtain representative meteorological observations at urban sites. Genebra: WMO, 2006.
- RABL, A. Environmental benefits of natural gas for buses. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 7, n. 2, 2002.
- RASIA, F. Krüger, E.L. A Method for Simulating NO_x Dispersion in an Urban Area Using ENVI-met. In: Symposium on Simulation for Architecture and Urban Design, 2010, Orlando, FL. **SIMAUD 2010 Proceedings**. San Rafael, CA : Autodesk, 2010.
- SPANGENBERG, J. et. al. Simulation of the influence of vegetation on microclimate and thermal comfort in the city of São Paulo. **Revista SBAU**, Piracicaba, v. 3 n. 2, Jun. 2008.
- WANG, G.; BOSCH, F. H. M.; KUFFER, M. Modelling Urban Traffic Air Pollution Dispersion. **The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences**. Vol. XXXVII, Part B8, 2008.
- UNIVERSITY OF WYOMING (UWYO). **Atmospheric Soundings**. <<http://bit.ly/bzsUDK>>. Acesso em 10/05/2010.