Mateus Habermann

**Métodos de avaliação da exposição ambiental aos poluentes
atmosféricos gerados por tráfego veicular**

Tese apresentada à Faculdade de Medicina da
Universidade de São Paulo para obtenção do
título de Doutor em Ciências

Programa de Medicina Preventiva

Orientador: Prof. Dr. Nelson Gouveia

**São Paulo
2012**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Preparada pela Biblioteca da
Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo

©reprodução autorizada pelo autor

Habermann, Mateus

Métodos de avaliação da exposição ambiental aos poluentes atmosféricos
gerados por tráfego veicular / Mateus Habermann. -- São Paulo, 2012.

Tese(doutorado)--Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo.
Programa de Medicina Preventiva.

Orientador: Nelson Gouveia.

Descritores: 1.Poluição do ar 2.Emissões de veículos 3.Exposição ambiental
4.Sistemas de informação geográfica

USP/FM/DBD-086/12

Esta tese está de acordo com as seguintes normas, em vigor no momento desta publicação:

Referências: adaptado de *International Committee of Medical Journals Editors* (Vancouver).

Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina. Divisão de Biblioteca e Documentação. *Guia de apresentação de dissertações, teses e monografias*. Elaborado por Anneliese Carneiro da Cunha, Maria Julia de A. L. Freddi, Maria F. Crestana, Marinalva de Souza Aragão, Suely Campos Cardoso, Valéria Vilhena. 3a ed. São Paulo: Divisão de Biblioteca e Documentação; 2011.

Abreviaturas dos títulos dos periódicos de acordo com *List of Journals Indexed in Index Medicus*.

O texto segue as novas regras ortográficas da Língua Portuguesa, com exceção das citações diretas que permanecem com a grafia original.

AGRADECIMENTOS

Agradeço às instituições que viabilizaram a realização deste trabalho: Departamento de Medicina Preventiva da Faculdade de Medicina da USP (DMP/FMUSP), Companhia de Engenharia de Tráfego (CET), nas pessoas de Vicente Petrocelli e Edson Baranauskas, Departamento de Controle da Qualidade Ambiental da Secretaria do Verde e Meio Ambiente do Município de São Paulo (DECONT/SVMA), nas pessoas de Regina Luísa Fernandes de Barros, Milton Tadeu Motta e Rita de Cássia Ogera.

Meus sinceros agradecimentos ao Prof. Dr. Nelson Gouveia (DMP/FMUSP) pela orientação, discussões, conselhos, confiança e incentivo à realização do trabalho.

Ao Prof. Dr. Reinaldo Perez Machado – Departamento de Geografia, FFLCH/USP.

À Andrea Paula Peneluppi Medeiros, do Departamento de Medicina da Universidade de Taubaté, pelo auxílio na elaboração e publicação da revisão de literatura.

À Miriam Regina de Souza (Informática, DMP-FMUSP) e ao Geógrafo Maykon Ivan Palma (DECONT/SVMA), pelo auxílio com os bancos de dados e o uso de sistemas de informação geográfica.

Ao estatístico Rogério Ruscitto Prado, pelo auxílio estatístico.

Aos colegas do DECONT-2/SVMA.

Agradeço à família.

Aos amigos.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE SIGLAS

RESUMO

ABSTRACT

1 INTRODUÇÃO	1
2 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO.....	4
3 POLUENTES ATMOSFÉRICOS.....	9
3.1 Poluentes Oriundos do Tráfego Veicular.....	11
3.1.1 Material particulado	11
3.1.2 Dióxido de enxofre (SO ₂).....	16
3.1.3 Óxidos de nitrogênio (NO _x).....	18
3.1.4 Monóxido de carbono (CO)	20
3.1.5 Ozônio (O ₃)	23
4 PARÂMETROS DA QUALIDADE DO AR	27
4.1 Monitoramento da Qualidade do Ar na RMSP	31
4.2 Controle das Emissões Veiculares	35
5 JUSTIFICATIVA.....	41
6 OBJETIVOS.....	43
7 MÉTODOS.....	45
7.1 Área do Estudo.....	45
7.2 Fontes de Dados	45
7.2.1 MP inalável.....	45
7.2.2 Uso do solo	46
7.2.3 Dados viários e de tráfego.....	46
7.3 Sujeitos.....	48
7.3.1 Banco de dados de mortalidade	48
7.3.2 Banco de dados de nascimentos	48
8 ARTIGOS PRODUZIDOS	49
8.1 Artigo 1	49
8.2 Artigo 2	61
8.3 Artigo 3	77
8.4 Artigo 4	86
9 DISCUSSÃO	103
10 LEGISLAÇÃO	116
11 REFERÊNCIAS	118
12 BIBLIOGRAFIA CONSULTADA.....	125

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Concentrações médias mensais (2004-2008) de MP_{10} ($\mu g/m^3$) de todas as estações da RMSP	13
Figura 2 – Evolução das concentrações médias anuais de MP_{10} na RMSP e de veículos cadastrados pelo Departamento Estadual de Trânsito (Detran) no município de São Paulo – 2000 a 2008.....	14
Figura 3 – Concentrações médias mensais de CO (2005 a 2009) na RMSP (todas as estações).....	22
Figura 4 – Total de dias de ultrapassagem de O_3 na RMSP, entre os anos de 2000 e 2009	24
Figura 5 – Localização das estações da rede automática da CETESB na RMSP.....	32
Figura 6 – Fatores médios de emissão de CO para veículos leves novos – 1980 a 2009	36
Figura 7 – Fatores médios de emissão de NO_x para veículos leves novos – 1980 a 2009	36
(Artigo 1) Figura 1– Perfil da concentração de poluentes emitidos pelo tráfego veicular conforme o modelo da Densidade de tráfego ponderada pela distância.	54
(Artigo 1) Figura 2 – Representação de um buffer com 750 pés (228,4 m) de raio no entorno da residência de um sujeito, em um estudo epidemiológico.	55
(Artigo 2) Figura 1 – Representação das estações de monitoramento da CETESB e dos buffers construídos para obtenção das variáveis do modelo de regressão do uso do solo.	66
(Artigo 2) Quadro 1 - Variáveis utilizadas para construção do modelo de regressão do uso do solo no município de São Paulo.	68
(Artigo 2) Figura 2 – Média anual da concentração de MP_{10} (em $\mu g/m^3$) no município de São Paulo, 2007.	71
(Artigo 3) Figura 1 – Gráfico de dispersão entre volume de tráfego geral, leve, pesado e densidade de vias. São Paulo, SP, 2007.....	81
(Artigo 3) Figura 2 – Intervalos interquartis de densidade de vias, volume de tráfego, renda mensal per capita e taxa de mortalidade padronizada por doenças do aparelho circulatório. São Paulo, SP, 2007.	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Padrões e normas de qualidade do ar estipulados por organizações e países	29
Tabela 2 – Padrões nacionais de qualidade do ar – Resolução CONAMA nº 3/90	30
Tabela 3 – Padrões de qualidade do ar propostos pelo grupo de trabalho instituído pela Deliberação CONSEMA nº 19/11	31
Tabela 4 – Contribuição relativa das fontes de poluição do ar na RMSP, em 2009	34
(Artigo 2) Tabela 1 -Média anual de MP10 das estações de monitoramento do município de São Paulo, 2007.	69
(Artigo 2) Tabela 2 – Variáveis finais do modelo univariado ($p \leq 0,2$).....	70
(Artigo 2) Tabela 3 - Resultados do modelo final da regressão linear multivariada.....	71
(Artigo 3) Tabela 1. Média e desvio-padrão das variáveis independentes, R^2 e coeficientes obtidos nas regressões espaciais. São Paulo, SP, 2007.	83
(Artigo 3) Tabela 2. Modelos de regressão espacial múltiplos. São Paulo, SP, 2007.	83
(Artigo 4) Table 1. Descriptive statistic of distances, DWTD and LUR-PM10 between cases and controls.....	99
(Artigo 4) Table 2. Birth distribution and OR of univariate analysis of the socioeconomic, demographic, maternal and fetal characteristics.	100
(Artigo 4) Table 3. Adjusted odds ratios (AOR) of the co variables inserted in the final models.	102

LISTA DE SIGLAS

BPN	Baixo Peso ao Nascer
C	Carbono
CAPPesq	Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa
CET	Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CID-10	Classificação Internacional de Doenças
CO	Monóxido de carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
Detran	Departamento Estadual de Trânsito
DTPD	Densidade de Tráfego Ponderada pela Distância
EPA	<i>Environmental Protection Agency</i>
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
HC	Hidrocarboneto
HNO ₃	Ácido nítrico
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IC 95%	Intervalo de Confiança de 95%
Metrô	Companhia do Metropolitano de São Paulo
MP	Material Particulado
MP ₁₀	Material Particulado menor ou igual a 10 µg
MP _{2,5}	Material Particulado menor ou igual a 2,5 µg
N	Nitrogênio
N ₂	Gás nitrogênio
NHO ₃	Ácido nítrico
NO	Óxido nítrico
NO ₂	Dióxido de nitrogênio
NO _x	Óxidos de nitrogênio
O	Oxigênio
O-	Oxigênio atômico

O ₂	Gás oxigênio
O ₃	Ozônio
OMS	Organização Mundial de Saúde
OR	<i>Odds Ratio</i>
PCPV	Plano de Controle de Poluição Veicular do Estado de São Paulo
ppm	Parte por milhão
PRO-AIM	Programa de Aprimoramento das Informações de Mortalidade no Município de São Paulo
Proálcool	Programa Nacional do Álcool
Proconve	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores
Promot	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos, Ciclomotores e Similares
PTS	Partícula Total em Suspensão
RCHO	Aldeído
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
SEMPA	Secretaria Municipal do Planejamento, Orçamento e Gestão
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SINASC	Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos
SO ₂	Dióxido de enxofre
SO _x	Óxidos de enxofre
TMP	Taxa de Mortalidade Padronizada

RESUMO

Habermann M. *Métodos de avaliação da exposição ambiental aos poluentes atmosféricos gerados por tráfego veicular* [Dissertação]. São Paulo: Faculdade de Medicina, Universidade de São Paulo; 2012.

A poluição atmosférica é uma das maiores preocupações para a saúde pública, pois tem sido associada ao aumento nas taxas de morbimortalidade. Entretanto, para muitos desfechos, o conhecimento científico acerca do tema ainda é limitado para se inferir uma associação robusta com a exposição a essa poluição. A avaliação da exposição por meio de métodos individuais possui um custo elevado e de difícil execução; por isso, diversos estudos de epidemiologia ambiental têm sido conduzidos utilizando medidas indiretas, que se baseiam em dados viários e de tráfego veicular como avaliação da exposição. Diante da importância do tema, este trabalho pretendeu levantar as várias abordagens relatadas na literatura e desenvolvê-las no município de São Paulo, em desfechos como doenças do aparelho circulatório e baixo peso ao nascer. Foram elaborados quatro artigos científicos: 1) revisão de literatura sobre as diversas abordagens que se basearam em informações de tráfego para avaliar exposição à poluição atmosférica; 2) análise da densidade de vias e volume de tráfego, para avaliar sua relação com a mortalidade por doenças do aparelho circulatório, nos distritos administrativos; 3) desenvolvimento de um modelo de regressão do uso do solo, para estimar a dispersão de MP_{10} ; e 4) avaliação da ocorrência de baixo peso ao nascer e poluição atmosférica, por meio de três indicadores: Densidade de Tráfego Ponderada pela Distância (DTPD), menor distância do domicílio materno em relação às vias movimentadas e regressão do uso do solo. Os artigos destacam a importância da fonte veicular como contribuinte dos níveis de poluentes e também na mortalidade por doenças do aparelho circulatório no município de São Paulo.

Descritores: Poluição do ar; Emissões de veículos; Exposição ambiental; Sistemas de informação geográfica.

ABSTRACT

Habermann M. *Methods of environmental exposure assessment to air pollutants generated by vehicular traffic* [Dissertation]. São Paulo: University of Medicine, University of São Paulo; 2012.

Air pollution is a major concern for public human health and it has been associated with increasing rates of morbidity and mortality. However, many outcomes scientific knowledge about this topic is limited to infer a robust association with exposure to this pollution. The exposure assessment through individual methods is expensive and difficult to perform. Therefore many environmental epidemiology studies have been conducted using indirect measurements, which are based in vehicular traffic and road data. Evaluating the importance of the topic, this study aimed to review several approaches reported in the literature and to apply them in São Paulo city in cardiovascular diseases and low birth weight. Four papers were prepared: 1) review the literature about several approaches relied on traffic data; 2) density of roads and traffic volume to evaluate their relation with mortality from diseases of circulatory system at administrative districts; 3) development of a model of land use regression to estimate the dispersion of PM₁₀; and 4) shortest distance from major traffic, DWTD and land use regression to assess the occurrence of low birth weight. The articles emphasize the importance of vehicular traffic as contributor of levels of pollutants and also in the mortality from diseases of circulatory system in the city of São Paulo.

Descriptors: Air pollution; Vehicular emissions; Environmental exposure; Geographic information systems.

1 INTRODUÇÃO

Os problemas ao meio ambiente e à saúde da população variam de acordo com o tipo de desenvolvimento econômico, padrões de consumo, modelo de transporte, entre outros fatores adotados por uma sociedade (Castro et al., 2003). Por isso, a poluição pode assumir características diversas, dependendo da fonte que contribui para a sua existência (fonte industrial, viária, agrícola) (Maisonet et al., 2004; Ritz; Wilhelm, 2008).

A exposição humana consiste no contato entre um contaminante e o indivíduo (via inalação, ingestão, contato dérmico), em um intervalo específico de tempo e em diferentes cenários ambientais (ar, água e solo). Essa interação envolve três aspectos (Zou et al., 2009):

- concentração: abundância de um poluente no meio ambiente, definida como massa ou fração do material por volume ou área;
- exposição humana: concentração, conjunto ou intensidade de um agente ambiental que alcança a população-alvo, organismo ou tecido em um dado tempo/espço;
- dose: conjunto de poluente que foi ingerido ou absorvido por um organismo e, assim, associado com efeitos adversos à saúde.

Além disso, uma série de variáveis pode influenciar a exposição e a dose, incluindo fatores genéticos e fisiológicos, tais como: idade, sexo,

condição física, doenças preexistentes, bem como fatores demográficos, físicos e sociais, relacionados ao comportamento humano e às atividades (Nuckols et al., 2004; White et al., 2008). Nesse contexto, as variáveis ambientais interagem com os demais fatores e podem agir como facilitadoras da exposição aos poluentes e, com isso, aumentar a probabilidade de gerar efeitos adversos à saúde.

Por sua vez, os agentes ambientais incluem componentes físicos, químicos ou biológicos ou contaminantes do meio ambiente em geral (água, ar, solo), o meio ambiente local (residência, local de trabalho, locais de lazer) ou o ambiente pessoal (alimentos, bebidas, cosméticos, drogas) (White et al., 2008).

Nesse sentido, torna-se importante um método que analise a probabilidade e o alcance da exposição, potencial ou real, dos indivíduos em relação a uma ameaça química ou física. Assim, a avaliação da exposição mensura a exposição potencial ou real aos poluentes (Sahsuvaroglu et al., 2006) e se configura como um componente de análise de risco à saúde, pois associações precisam ser estabelecidas entre a exposição e os mais variados desfechos (Nieuwenhuijsen et al., 2006).

A escolha de um método confiável e acurado é importante, pois os resultados obtidos nos estudos epidemiológicos auxiliam ações eficazes no controle dos poluentes e fornecem elementos para a tomada de decisões (Castro et al., 2003).

As diferentes abordagens para avaliar a exposição foram hierarquizadas pelo *National Research Council* e as avaliações individuais

foram consideradas as melhores formas de estimar a exposição real. Em contrapartida, dados residenciais ou ocupacionais em áreas geográficas definidas foram considerados menos acurados (Nieuwenhuijsen et al., 2006). No entanto, devido aos altos custos de medir individualmente a exposição, tem-se buscado aperfeiçoar os métodos relacionados a medições e modelagens ambientais, assumindo a exposição ambiental como medida individual nos estudos epidemiológicos (*proxy*).

Dessa forma, as abordagens de avaliação da exposição aos poluentes atmosféricos gerados pelo tráfego veicular foram apresentadas em uma revisão de literatura e algumas delas foram aplicadas no município de São Paulo, visando a testar sua aplicabilidade e a inferir o impacto do tráfego veicular na saúde da população.

Para tanto, primeiramente, foi criado um modelo de regressão do uso do solo (*land use regression*) para estimar a dispersão espacial de Material Particulado menor ou igual a 10 µg (MP₁₀), baseado na média anual de 2007. Num segundo estudo, foram desenvolvidos indicadores, denominados densidade de vias e volume de tráfego dos distritos administrativos, para avaliar a sua relação com a mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens com idade igual ou superior a 40 anos.

Por fim, calcularam-se a menor distância das vias de tráfego elevado (maior percentil 95 de tráfego), a Densidade de Tráfego Ponderada pela Distância (DTPD) e a regressão do uso do solo no endereço residencial materno, para verificar se esses indicadores associavam-se com a ocorrência de Baixo Peso ao Nascer (BPN).

2 AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO

Exposição é um termo amplo, usado para denotar quaisquer dos atributos de um sujeito ou agente (contaminantes) que pode ser causa ou preditor de um agravo, sendo que as avaliações de exposição abordam o grau de interação entre esses atributos, em vários níveis de detalhe.

Uma variedade de métodos para mensurar a exposição de atributos passados ou presentes é utilizada na epidemiologia, como entrevistas, questionários autoadministrados, registros e medições, podendo incluir três abordagens de monitoramento: biológica (biomarcadores), pessoal (medições pessoais) e ambiental (modelagem ambiental) (Zou et al., 2009).

Os métodos são desenvolvidos para estimar exposições e doses de indivíduos, subgrupos populacionais ou toda a população e objetivam refletir a exposição humana, em um determinado período, da forma mais acurada possível (Nieuwenhuijsen et al., 2006; White et al., 2008). Por isso, o aperfeiçoamento do método de avaliação da exposição deve permitir uma construção lógica ou empírica que estime com acurácia o parâmetro individual ou populacional, a partir da entrada de dados disponíveis (WHO, 2006). Nesse sentido, quanto mais o método de avaliação aproximar-se da exposição individual real, maior será sua precisão e validade (White et al., 2008).

Ainda, eles são escolhidos pelo tipo do estudo, custos, qualidade e detalhe dos dados disponíveis, frequência e impacto da exposição e acurácia

do método de mensuração da exposição. Também é comum que os estudos combinem vários métodos de mensurar a exposição, para validação, ou resultados de diferentes abordagens.

A abordagem individual é considerada ideal, porque leva em conta a posição dos sujeitos no meio ambiente, a concentração do agente contaminante diretamente neles e os comportamentos que podem alterar a exposição em alguma circunstância particular. No entanto, abordagens individuais são caras e difíceis de executar, quando se trata de estudo com grande número de participantes ou para mensurar exposição retrospectiva (Nieuwenhuijsen et al., 2006; White et al., 2008). Por esse motivo, os estudos têm buscado aperfeiçoar os métodos indiretos, relacionados a medições e modelagens ambientais, assumindo a exposição ambiental como medida individual nos estudos epidemiológicos (*proxy*), como já referendado.

Esses diferentes métodos de avaliação da exposição podem auxiliar no entendimento de impactos à saúde da população ocasionados por decisões políticas sobre o meio ambiente, na comparação de impactos entre vários locais e/ou períodos e, ainda, no estabelecimento de limites “seguros” de um determinado poluente à saúde (Bell et al., 2011). Nessa etapa de um estudo epidemiológico, a ocorrência de erros na estimação dos níveis de exposição pode levar à subestimação ou superestimação do risco, tornando-se um problema no estabelecimento desses limites (White et al., 2008).

Isso salienta a importância das tecnologias geoespaciais, somadas à geoestatística e a Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), para o desenvolvimento de modelos ambientais (Nuckols et al., 2004). O SIG, por

exemplo, permite criar diferentes camadas dos mais variados dados: ambientais, populacionais, socioeconômicos etc., e pode ser ligado espacial e temporalmente. Ele também possibilita definir a população de estudo, quando considera uma distância ou polígono como área de exposição, além de localizar, com precisão, a fonte de poluição e os sujeitos.

Para o desenvolvimento de modelos ambientais, o uso de SIG ajuda no mapeamento de concentrações regionais de poluentes e sua distribuição espaço-temporal estima a distância da fonte poluidora e dos sujeitos envolvidos em um estudo, bem como a exposição pessoal em um local específico, integrando a localização do indivíduo com dados de suas atividades diárias, somados a estimativas de modelagem de exposição.

Alguns estudos avaliam a exposição utilizando dados da concentração média dos poluentes, medida pelas estações de monitoramento da qualidade do ar, inferindo a exposição individual baseada em medições da área coberta pela respectiva estação. No entanto, por motivos de caráter econômico e administrativo, como número e distribuição limitada, essas estações avaliam apenas a concentração regional dos poluentes e não detectam a heterogeneidade espacial de poluentes emitidos por fontes móveis – dióxido de nitrogênio (NO₂) e Material Particulado (MP) –, que possuem alta variabilidade espacial a pouca distância da fonte geradora (Moreira; Tirabassi, 2004; Sahsuvaroglu et al., 2006).

Há localizações em que a concentração da poluição atmosférica é mais elevada. As causas para isso podem ser a dispersão limitada de poluentes devido a barreiras físicas, como corredores de prédios (*street canyons*), ou

emissões elevadas causadas pelo tráfego intenso. Nesse sentido, ressalte-se que as concentrações de MP_{10} , Material Particulado menor ou igual a $2,5\text{ }\mu\text{g}$ ($MP_{2,5}$) e carbono elementar são maiores até 150 m de uma via urbana movimentada ou rodovia e que partículas ultrafinas e NO_2 possuem concentrações mais elevadas até 250 m. Somam-se, ainda, locais não relacionados ao tráfego veicular, incluindo indústrias, estações ferroviárias, aeroportos e portos (WHO, 2005).

Assim, ao se utilizar apenas os dados de estações de monitoramento, pode-se incorrer em erros na classificação de exposição dos sujeitos em um estudo epidemiológico, uma vez que os residentes nessas áreas estão mais expostos aos poluentes atmosféricos do que aqueles em outras áreas.

Os modelos de avaliação da exposição ambiental à poluição atmosférica encontrados na literatura comumente se baseiam na proximidade da fonte poluidora, como, por exemplo, a proximidade ao tráfego (Jerret; Filkelstein, 2005). Contudo, embora a abordagem da proximidade seja a mais simples e barata, ela é limitada, por considerar que os sujeitos, em uma dada distância da fonte de exposição, estão igualmente expostos, pois se assume a dispersão isotrópica dos poluentes e não se consideram outros parâmetros que influenciam a sua dispersão (Ryan; LeMasters, 2007).

Ainda, os modelos vêm apresentando abordagens cada vez mais refinadas ao longo do tempo, incluindo variáveis que influenciam na dispersão dos poluentes (Zou et al., 2009), combinando outros fatores, além das medidas de distância, capazes de identificar variações, em pequena escala,

dos níveis dos poluentes, como tipo de rodovia/via, fluxo de tráfego e uso do solo, densidade populacional, entre outros.

Modelos de dispersão, por exemplo, podem prover perfis mais completos de poluentes em áreas sem uma rede de monitoramento suficiente, pois simulam o transporte e a difusão dos poluentes (Moreira; Tirabassi, 2004). Comparados aos modelos de proximidade, a vantagem dos modelos de dispersão é que estes levam em conta fatores que afetam a concentração dos poluentes, como os meteorológicos (velocidade e direção do vento, temperatura) e a topografia. No entanto, a maioria deles não estima a exposição a vários poluentes simultaneamente, podendo não refletir a exposição total, devido às suas interações, ou as variações em escalas menores.

Segundo Brugge et al. (2007), os estudos não integram informações viárias importantes e que impactam as estimativas de poluentes presentes na proximidade das rodovias, como a variação do volume de tráfego ao longo do dia, dia da semana, restrições de tráfego (por exemplo, sistema de rodízio, pedágio urbano), idade e estado de conservação da frota, assim como composição química do combustível.

Dessa forma, alguns estudos procuraram validar medidas indiretas de avaliar a exposição à poluição atmosférica com algum poluente identificado pela medida direta de sua concentração. Esses estudos têm mostrado que as concentrações de poluentes perto de vias são bem correlacionadas com o tráfego, de modo que podem ser usados como indicadores da exposição da população aos poluentes atmosféricos urbanos.

3 POLUENTES ATMOSFÉRICOS

Os poluentes atmosféricos podem ser categorizados como primários e secundários. Os primários são aqueles emitidos diretamente pela fonte geradora e os secundários são formados na atmosfera, a partir de reações fotoquímicas dos poluentes primários. Os principais poluentes primários emitidos da queima de combustíveis fósseis são os MPs, o dióxido de enxofre (SO_2), os óxidos de nitrogênio (NO_x) e o monóxido de carbono (CO). Da mesma forma, poluentes secundários como ozônio (O_3), ácido nítrico (HNO_3), ácido sulfúrico (H_2SO_4) e diversos nitratos também são encontrados nas áreas urbanas (PAHO, 2005).

Acredita-se que, entre os poluentes ambientais, a poluição atmosférica seja aquele que acarreta maiores riscos à saúde, atribuindo-se a ela milhões de mortes e anos de vida perdidos (Anenberg et al., 2010). Crianças, idosos e sujeitos com problemas cardiorrespiratórios são mais vulneráveis aos efeitos deletérios desses poluentes. Nesse sentido, estima-se que, anualmente, 4,9 e 5,5% do total de óbitos por causas respiratórias entre idosos e crianças, respectivamente, em sete capitais brasileiras (Belo Horizonte-MG, Curitiba-PR, Fortaleza-CE, Porto Alegre-RS, Rio de Janeiro-RJ, São Paulo-SP e Vitória-ES), podem ser atribuídos à poluição atmosférica (Marcilio; Gouveia, 2007).

O transporte de pessoas e mercadorias é essencial para o desenvolvimento econômico e para o fácil acesso das pessoas aos locais de

trabalho ou lazer, porém estão associados a ele problemas ambientais, principalmente, pelo transporte rodoviário, que gera contaminantes da combustão dos motores, dos componentes veiculares (pastilhas de freio e embreagem, pneus e tanques de combustível) e do uso das vias (WHO, 2005). Pessoas que permanecem no tráfego ou próximas (residência ou trabalho) de vias com tráfego elevado estão mais expostas a partículas ultrafinas, CO e fumaça preta, indicando que as emissões veiculares são importantes contribuintes dos níveis de poluentes atmosféricos (Zhu et al., 2002). Além disso, fatores como tráfego elevado e congestionado, adensamento populacional das áreas urbanas e limitada dispersão de poluentes (corredores de prédios, inversões térmicas) potencializam os riscos à saúde da exposição aos poluentes atmosféricos, pois aumentam a emissão e concentração desses poluentes e o número de pessoas expostas a eles.

Essa problemática verifica-se em várias cidades e mundialmente, e tem levado governos, em diferentes níveis (local ou federal), a adotarem medidas restritivas, por meio de programas de controle de emissões de motores de veículos novos e inspeções veiculares naqueles já em circulação, bem como da restrição dos veículos em determinados locais e/ou dias da semana. Isso porque a redução das emissões e do volume do tráfego beneficia a qualidade de vida da população, pois, além de minimizar os impactos à saúde, ainda diminui a perturbação causada pela poluição sonora e a emissão de gases geradores de efeito estufa e melhora a paisagem do centro das cidades (WHO, 2005).

3.1 Poluentes Oriundos do Tráfego Veicular

3.1.1 Material particulado

O MP é uma mistura complexa de componentes com diversas características físicas e químicas. As partículas são classificadas pelas suas propriedades aerodinâmicas, porque estas determinam os locais de sua deposição no aparelho respiratório.

A maior fonte de MP inclui a queima de combustíveis fósseis, de biomassa (residencial, agrícola e incêndios florestais) e operações agrícolas (EPA, 1996). As partículas grossas (aluminossilicatos e óxidos) são provenientes de elementos da crosta terrestre; poeira do solo; poeiras de estradas, vias não pavimentadas, indústria, agricultura, construção e demolição; cinzas provenientes da queima de petróleo e carvão; e contribuições suplementares de material vegetal e animal (EPA, 1996).

Já as partículas menores ($< 2,5 \mu\text{m}$), em grande parte, originam-se de partículas ultrafinas produzidas por nucleação e condensação de substâncias, que são vaporizadas por processos de combustão. Estas crescem por coagulação (combinação de 2 ou mais partículas para formar partículas maiores) ou condensação de gases ou moléculas de vapor em partículas já existentes. Ambos os processos – coagulação e condensação – decrescem em eficiência com o aumento do tamanho da partícula.

As partículas de tamanho submicrômetro também são produzidas por condensação de componentes metálicos ou orgânicos. Consequentemente,

as mudanças na concentração desses gases de combustão na atmosfera alteram as concentrações de MP, sendo essa fração tipicamente composta de nitratos, sulfatos, amônia, fumaça preta (*black carbon*), componentes orgânicos e traços metálicos (EPA, 1996; WHO, 2006).

Inicialmente, as medidas regulatórias eram voltadas para a concentração total de MP, incluindo Partículas Totais em Suspensão (PTSs), nos Estados Unidos, e fumaça preta, na Europa. Em 1987, a Agência de Proteção Ambiental Americana (*Environmental Protection Agency* – EPA) promulgou um padrão para MP₁₀ e, posteriormente, em 1997, um padrão para MP_{2,5}. Atualmente, o MP inalável é medido em áreas urbanas pode ser separado em 3 frações: MP₁₀, MP_{2,5} e MP menor que 0,1 µm ou 100 nm (partícula ultrafina) (CETESB, 2009).

No caso da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), embora tenha havido declínio nos níveis de concentração do MP, eles ainda são considerados elevados, quando se consideram seus efeitos à saúde da população (Marcilio; Gouveia, 2007). Estima-se que, em 2008, das 62.300 ton de MP emitidas na atmosfera da RMSP, 30.700 ton eram relacionadas ao fluxo veicular, 20.100 ton, oriundas dos escapamentos e o restante relativo aos pneus (CETESB, 2009).

No inverno, a ocorrência mais frequente de inversões térmicas e os ventos fracos na superfície produzem condições desfavoráveis à dispersão de poluentes, piorando a qualidade dos níveis de poluentes como o MP, CO e SO₂ (CETESB, 2009). Além disso, a estrutura urbana (os edifícios) impõe uma resistência maior ao fluxo do vento em relação à área rural (Moreira;

Tirabassi, 2004). Na Figura 1, observa-se um aumento das concentrações de MP_{10} nesse período, com máximas em junho, julho e agosto.

Figura 1 – Concentrações médias mensais (2004-2008) de MP_{10} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de todas as estações da RMSP

FONTE: Adaptado de CETESB (2009).

Além disso, a concentração anual média de MP_{10} da RMSP, nos últimos cinco anos, tem se mantido praticamente estável, em nível menor que no período de 2000 a 2003. Como os maiores responsáveis pelo comprometimento da qualidade do ar são os veículos automotores, essa estabilidade indica que, mesmo com emissões cada vez mais baixas dos veículos, estas são suficientes apenas para compensar a frota, que vem mostrando uma tendência de aumento do número de veículos, conforme se observa na Figura 2, durante o período de 2000 a 2008.

Figura 2 – Evolução das concentrações médias anuais de MP₁₀ na RMSP e de veículos cadastrados pelo Departamento Estadual de Trânsito (Detran) no município de São Paulo – 2000 a 2008

FONTE: São Paulo (2011b) e CETESB (2009).

Tem havido extensa evidência de que altos níveis de concentração de MP podem afetar adversamente a saúde, sendo os efeitos amplos, afetando, principalmente, os sistemas cardíacos e respiratórios (WHO, 2006). As evidências mais recentes são, em sua maioria, baseadas em estudos que usam granulometria $\leq 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ como indicador de exposição. Além disso, a maioria das medições de estações de monitoramento é baseada em medidas nessa granulometria em relação aos outros tipos.

As partículas do ar inalado são depositadas seletivamente, através do aparelho respiratório, em locais primariamente determinados pelo seu tamanho. Os MPs são filtrados pelo nariz e saliva: as partículas $\leq 10 \mu\text{m}$ (MP₁₀) retêm-se nas vias aéreas superiores e podem se depositar na árvore

traqueobrônquica; já as partículas mais finas, $\leq 2,5 \mu\text{m}$ ($\text{MP}_{2,5}$), depositam-se no brônquio terminal e nos alvéolos pulmonares e interferem na troca gasosa, levando a mudanças na circulação sanguínea (Brunekreef; Holgate, 2002; Castro et al., 2003).

Por isso, a avaliação do tamanho das partículas é adotada como fator regulador da toxicidade do MP, independentemente de sua composição química, sendo que as partículas ultrafinas parecem produzir mais resposta pulmonar inflamatória do que partículas de outras granulometrias com composição química similar (WHO, 2006).

Numerosas evidências mostram que as partículas inaladas têm consequências adversas nos pulmões e outros órgãos, devido ao estresse oxidativo e processos inflamatórios das vias aéreas periféricas. No entanto, é importante observar que os processos que produzem MP também geram outros poluentes e os possíveis efeitos à saúde atribuídos ao MP nem sempre podem ser claramente separados dos demais (EPA, 1996).

Nesse sentido, dois estudos realizados em São Paulo apontaram que um aumento na exposição ao MP_{10} de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ no primeiro trimestre de gravidez foi associado a uma redução no peso ao nascer de 13,7 g (Intervalo de Confiança de 95% [IC 95%]: -27,0; -0,4) (Gouveia et al., 2004) e 60 g (IC 95%: -80,0; -40,0) (Medeiros; Gouveia, 2005).

Tendo em conta a magnitude do risco e a prevalência de exposição na população, o MP_{10} torna-se um importante desencadeador de infarto do miocárdio (aumento de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ – fração atribuível na população = 4,8%),

com magnitude semelhante à de outros fatores de risco, tais como: esforço físico, álcool e café (Nawrot et al., 2011).

Na Holanda, o número de mortes atribuíveis às variações diárias de MP_{10} (geralmente $> 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) é de, aproximadamente, 2.100 ao ano, o dobro das ocasionadas por acidentes de tráfego (Brunekreef; Holgate, 2002). Por sua vez, Pope et al. (2009) utilizaram dados de medições de $MP_{2,5}$ de 51 regiões metropolitanas dos Estados Unidos para verificar se as diferenças nas concentrações desse poluente no decorrer dos anos 1980 e 1990 influenciaram na expectativa de vida da população. As análises indicaram que a diminuição de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2,5}$ nas regiões estudadas aumentou a expectativa de vida em 0,61 (Desvio Padrão [DP]) = 0,2) anos.

3.1.2 Dióxido de enxofre (SO_2)

O SO_2 resulta, principalmente, da queima de combustíveis que contêm enxofre, como óleo diesel, óleo combustível industrial e gasolina, sendo um dos principais formadores da chuva ácida. Ainda, pode reagir com outras substâncias presentes no ar, formando partículas de sulfato, que são responsáveis pela redução da visibilidade na atmosfera (CETESB, 2010).

O problema de poluição do ar por SO_2 na RMSP teve origem no consumo de óleos combustíveis com altos teores de enxofre. Assim, as medidas de controle concentraram-se, basicamente, nos processos de combustão, responsáveis por mais de 74% de todo o SO_2 emitido na região no início da década de 1980. A estratégia fundamental para seu controle foi a

busca de combustíveis mais limpos e a exigência de medidas de controle junto às indústrias.

Naquela época, o padrão de emissão foi estabelecido em 20 kg de SO₂/ton de óleo queimado para fontes novas e 40 kg de SO₂/ton para as fontes existentes, sendo que as maiores fontes fixas de emissão do poluente foram autuadas para adequarem-se aos padrões em cinco anos. Atualmente, todas as áreas dentro da RMSP atendem ao padrão de qualidade do ar para SO₂ e seus níveis vêm se reduzindo gradualmente, como resultado das medidas de controle adotadas (CETESB, 2009).

Ressalte-se que a inalação é a única rota de exposição de SO₂ que interessa aos estudos que avaliam efeitos à saúde. A absorção desse poluente na membrana mucosa do nariz e sistema respiratório superior ocorre devido à sua solubilidade aquosa e pode causar irritação desde a nasofaringe até os alvéolos, justamente por se transformar em ácido em contato com superfícies úmidas.

Assim, quando a concentração desse poluente é alta, há um aumento no número de internações hospitalares e mortalidade para doenças cardiorrespiratórias (WHO, 2006). Além disso, o SO₂ correlacionou-se linearmente com mortes por infarto do miocárdio na cidade de São Paulo, aumentando o número de eventos fatais em 3,4% (Risco Relativo [RR] 1,03 [IC 95%: 1,02; 1,05]) para cada aumento de 10 µg/m³ da concentração desse poluente (Sharovsky et al., 2004).

Já Wang et al. (1997) apontaram uma relação dose-resposta significativa entre a exposição materna a SO₂ durante o 3º trimestre de

gestação e o peso ao nascer. A *Odds Ratio* (OR) ajustada para BPN foi de 1,11 (IC 95%: 1,06-1,16) e a redução estimada do peso foi de 7,3 para cada 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento de SO_2 .

3.1.3 Óxidos de nitrogênio (NO_x)

No grupo dos NO_x , estão incluídos o NO_2 , o óxido nítrico (NO), o ácido nítrico (HNO_3) e os nitratos (Castro et al., 2003), que são gases altamente reativos, compostos por Nitrogênio (N) e Oxigênio (O) em quantidades variadas; também são formados pela reação de gás oxigênio (O_2) e gás nitrogênio (N_2) presentes no ar, sob condições de alta temperatura e elevada pressão. Juntamente aos hidrocarbonetos (HC) e aldeídos (RCHO), são precursores da formação de O_3 (Brasil, 2011).

Esses gases formam-se a partir da combustão de gasolina, carbono e petróleo (Castro et al., 2003); portanto, a principal fonte desse poluente é o tráfego veicular, servindo, frequentemente, de estimativa para avaliar todos os poluentes gerados por fontes móveis (Brunekreef; Holgate, 2002).

No Brasil, 88% dos NO_x emitidos pelo setor de transporte rodoviário correspondem aos veículos a diesel, enquanto 8%, aos veículos movidos à gasolina. Cabe informar que houve um crescimento das emissões entre 1985 e 1998, atingindo um pico de 1,2 milhão de toneladas no final dos anos 1990, devido ao crescimento da frota veicular, principalmente movida a diesel; já a partir do ano 2000, verificou-se uma tendência de redução (Brasil, 2011). No

caso da RMSP, os veículos são responsáveis por 33% do total da concentração de NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) (CETESB, 2009).

De fato, níveis altos de NO_2 , combinado com partículas ultrafinas e outros oxidantes, tornaram-se o maior problema de poluição atmosférica em áreas urbanas, sendo os NO_x um dos principais componentes da mistura de poluentes denominada *smog* fotoquímico. Além disso, o NO_2 é objeto de transformações atmosféricas, que levam à formação de oxidantes que participam na formação do NHO_3 e SO_2 em H_2SO_4 . Também, reações fotoquímicas levam à ativação de novos poluentes, que são fontes de partículas orgânicas, nitratos e sulfatos correntemente componentes de material particulado, medidos como MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$.

No ambiente, os NO_x existem na forma gasosa; assim, a rota relevante de exposição para humanos é a inalação. Nesse contexto, o NO_2 é um radical livre que tem o potencial de exaurir a defesa dos tecidos e, como resultado, causar lesões e inflamações, havendo indícios que sintomas de bronquite em crianças asmáticas são exacerbados em associação com exposição em longo prazo a NO_2 (WHO, 2006).

Entre os poluentes gasosos, os NO_x são os mais frequentemente relacionados ao aumento no número de internações hospitalares, consultas médicas e encaminhamentos de emergência para doença isquêmica do coração, infarto do miocárdio e angina (Maitre et al., 2006). Nesse sentido, Roselund et al. (2008) indicaram risco para eventos coronarianos, por aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO_2 , estimado por regressão do uso do solo (RR 1,03 [IC 95%: 1,00; 1,07]), associações mais robustas para casos fatais

(RR 1,07 [IC 95%: 1,02; 1,12]) e mortes fora do ambiente hospitalar (RR 1,08 [IC 95%: 1,02; 1,13]).

Por seu turno, Wang et al. (2009) compararam funções cognitivas de alunos de duas escolas, uma próxima a vias de tráfego elevado (escola A) e outra afastada, utilizada como controle (escola B). As concentrações médias de NO₂ nas escolas A e B foram 7 e 36 µg/m³, respectivamente (p < 0,05). Mesmo após ajuste de fatores potenciais de confusão, os participantes da área poluída mostraram fraco desempenho em todos os testes cognitivos e, de seis dos nove testes (66,7%), os resultados alcançaram significância estatística.

Ressalte-se que os NO_x foram associados com chiado persistente no 1º ano de vida (para 44 µg/m³ de aumento de NO_x OR 1,16 [IC 95%: 1,09-2,36]) e sensibilidade a alérgenos, especialmente pólen (OR 1,67 [IC 95%: 1,10-2,53]), aos 4 anos de idade (Nordling et al., 2008).

Suspeita-se, ainda, que também estejam associados à perda de peso ao nascer. Para o quartil mais elevado de exposição, comparado ao quartil mais baixo, a redução foi de 75 g (IC 95%: -64; -85 g) na análise bruta e 11 g (IC 95%: 0-23 g) na análise ajustada (Malmqvist et al., 2011).

3.1.4 Monóxido de carbono (CO)

Trata-se de um gás tóxico, inodoro, incolor e fruto da combustão incompleta do Carbono (C) contido em combustível, em diversos processos industriais e de veículos (Castro et al., 2003). No Brasil, as emissões de CO

veiculares diminuíram a partir de 1991, passando de cerca de 5,6 milhões de toneladas para 1,9 milhão em 2009, principalmente devido à implantação de programas de melhoria no fator de emissão dos motores. Dessas emissões, 90% são atribuídas a veículos leves (Brasil, 2011).

Segundo o *Relatório da qualidade do ar no estado de São Paulo 2009*, da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2010), não foi registrada ultrapassagem do padrão de qualidade do ar (de 8 horas) para CO, além de existir uma gradativa redução dos valores desse poluente na RMSP, principalmente nas estações localizadas próximas de vias de tráfego intenso.

Uma vez que as emissões veiculares são as principais fontes de CO, principalmente de veículos leves (71%), destaca-se que as concentrações atuais, apesar do aumento da frota, são bem menores que as observadas na década de 1990, principalmente devido à redução das emissões dos veículos leves novos. Ainda, a Figura 3 destaca a influência meteorológica nos níveis de CO na RMSP, mostrando que os meses de inverno propiciam o aumento da concentração desse poluente.

Figura 3 – Concentrações médias mensais de CO (2005 a 2009) na RMSP (todas as estações)

FONTE: CETESB (2010).

O CO inalado é absorvido pelos pulmões e combina-se com a hemoglobina, para formar a carboxi-hemoglobina, combinação que diminui a capacidade do sangue de transportar O_2 , uma vez que impossibilita a formação da oxi-hemoglobina. Ainda, o CO possui uma capacidade 300 vezes superior à do O_2 de aderir à hemoglobina do sangue (Castro et al., 2003), sendo associado ao aumento da mortalidade por infarto cardíaco em idosos (Escamilla, 1999 apud Castro et al., 2003).

O CO também foi associado com ocorrência de BPN (Ritz; Yu, 1999), tendo sido a exposição materna aos níveis mais altos de CO ($> 5,5$ partes por milhão [ppm]) no 3º trimestre de gestação associada com OR ajustada de 1,22 (IC 95%: 1,03-1,44). Nesse sentido, Medeiros e Gouveia (2005) apontam uma redução de 11,9 g (IC 95%: -15,5; -8,2), para um aumento de 1 ppm na exposição ao CO, no 1º trimestre gestacional.

Suspeita-se que esse poluente também esteja associado com defeitos congênitos. Ritz et al. (2002) indicam que a exposição ao CO aumenta o risco de defeitos no septo ventricular cardíaco ao nascer, de forma dose-resposta, no segundo mês gestacional (2º quartil OR 1,62 [IC 95%: 1,05, 2,48], 3º quartil OR 2,09 [IC 95%: 1,19, 3,67], 4º quartil OR 2,95 [IC 95%: 1,44, 6,05]).

3.1.5 Ozônio (O₃)

Trata-se de um poluente secundário, ou seja, não é emitido diretamente por fontes poluidoras. O poluente primário (NO₂), por meio de uma reação fotoquímica, transforma-se em NO e oxigênio atômico (O⁻), este reage com o O₂ e a combinação de ambos produz o O₃ (Castro et al., 2003).

Na presença de altas concentrações de NO_x e luz solar, pode ocorrer a rápida formação de O₃, levando a níveis de ultrapassagem e atenção desse poluente. Essas ocorrências são frequentes em grandes áreas urbanas com ventilação limitada, como Cidade do México e São Paulo, que chegam a apresentar picos de concentrações maiores que 400 µg/m³. Concentrações elevadas de O₃ podem ocorrer, ainda, em escala regional, ou seja, as emissões de muitas cidades combinam-se para formar uma atmosfera altamente poluída, contribuindo para a formação do O₃, que é transportado por longas distâncias (WHO, 2006).

Nesse contexto, a RMSP apresenta um alto potencial de formação de O_3 , pois há grande emissão de gases precursores, principalmente de origem veicular. Em 2009, houve aumento de eventos de altas concentrações de O_3 na região, quando comparado ao ano de 2008, tendo sido este o poluente que mais ultrapassou os padrões de qualidade do ar.

Na Figura 4, é possível verificar que o maior número de ultrapassagens desse poluente ocorreu nos meses de primavera e verão, com maior ocorrência de mais dias quentes e ensolarados, que favorecem sua formação; fenômeno contrário ao verificado nos níveis de MP_{10} e CO , cujas concentrações aumentaram nos meses de outono e inverno (Figuras 1 e 3, respectivamente).

Figura 4 – Total de dias de ultrapassagem de O_3 na RMSP, entre os anos de 2000 e 2009

FONTE: CETESB (2010).

Em 2009, a estação de monitoramento do distrito de Santo Amaro foi a que apresentou o maior número de dias de ultrapassagem do padrão ($160 \mu\text{g}/\text{m}^3$), sendo que, dos 23 dias de ultrapassagem, em 4 foi excedido o nível de atenção ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Outras três estações (Santana, Ipen-USP e Ibirapuera) também tiveram o nível de atenção excedido.

Apesar de as melhorias tecnológicas dos veículos leves e pesados trazidas pelo Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (Proconve) e Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos, Ciclomotores e Similares (Promot) resultarem numa redução significativa nos níveis de poluentes primários, os níveis de O_3 estão aumentando. Isso se deve à adição de etanol na gasolina, levando a um aumento de gases precursores, principalmente RCHO. Assim, a tendência é que o O_3 permaneça uma ameaça nos próximos anos (WHO, 2006).

Quanto à absorção do poluente, a maior parte ocorre pelo sistema respiratório. Ele é altamente oxidativo e pode induzir estresse oxidativo do epitélio respiratório, quando em contato com células áreas não cobertas por fluido do revestimento epitelial ou que se sobressaem a ele, como os macrófagos. Essa oxidação induz apoptose das células epiteliais alveolares, que desencadeia processos inflamatórios, os quais podem amplificar os danos oxidativos diretos, representando a inflamação o principal mecanismo patogênico relacionado ao O_3 .

Ainda, níveis excessivos desse poluente acarretam efeitos negativos significativos à saúde, podendo causar problemas respiratórios, como alergias, asma e redução das funções pulmonares. Nesse sentido, o O_3 foi

associado com um número estimado de $0,7 \pm 0,3$ milhão de mortes por causas respiratórias ($6,3 \pm 3,0$ milhões de anos de vida perdidos) por ano, mundialmente (Anenberg et al., 2010).

Ressalte-se, também, que Friedman et al. (2001) indicaram que as restrições de tráfego veicular em Atlanta, Estados Unidos, para a realização dos Jogos Olímpicos levaram a uma queda na emissão de O_3 e MP; em decorrência disso, as internações por asma em crianças apresentaram uma redução significativa (RR 0,48 [IC 95%: 0,44-0,86]).

4 PARÂMETROS DA QUALIDADE DO AR

A concentração de um poluente na atmosfera é medida pelo grau de exposição dos receptores – seres humanos, plantas, animais –, como resultado da emissão desse poluente na atmosfera e da sua interação, em função de condições meteorológicas, que acarretam uma maior ou menor diluição dele.

A exposição individual aos poluentes atmosféricos é determinada pelo tempo que as pessoas permanecem em áreas poluídas e o que elas fazem nessas áreas. Os locais nos quais as pessoas normalmente permanecem no cotidiano (cenário tempo-atividade) – residência ou trabalho próximo a vias movimentadas – e o tempo gasto no trânsito são críticos para determinar a exposição. Entre os mais expostos, incluem-se os residentes próximos a vias de tráfego intenso, usuários das vias (por exemplo, motoristas e pedestres) ou pessoas cujo emprego localiza-se próximo a vias de tráfego intenso ou requer longo tempo nas vias (guardas de trânsito, vendedores etc.).

Cabe informar, ainda, que o planejamento urbano também influencia a exposição, determinando a localização das residências e a mobilidade urbana da população, bem como a disponibilidade de transporte público ou não motorizado (WHO, 2005).

Os padrões de qualidade do ar são os níveis aceitáveis de poluição atmosférica em termos de potenciais impactos sobre a saúde pública e o meio ambiente e que são adotados pelas entidades regulatórias para um número

restrito de poluentes. Nesse contexto, a vigilância da qualidade do ar envolve uma série de questões, como a escolha dos poluentes a serem monitorados, as doenças mais significativas que se deve proteger ou atenuar, o risco aceitável pela população, a exequibilidade de cumprir as normas propostas e a que custo (WHO, 2006).

Segundo a Resolução CONAMA nº 3/90, considera-se poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos e que torne ou possa tornar o ar impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso aos materiais, à fauna e à flora ou prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade (Brasil, 1990). Por fim, adotou-se um grupo de poluentes utilizados universalmente como indicadores: CO, SO₂, MP, O₃ e NO₂.

A partir de 2006, os valores de referência adotados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) foram reduzidos. Conforme se observa na Tabela 1, os valores de recomendação da OMS variavam consideravelmente em relação aos padrões que vinham sendo adotados pelos países; por exemplo, a OMS recomendava limites de exposição diária ao MP₁₀ de 50 µg/m³, enquanto os limites tolerados eram o triplo nos Estados Unidos e o dobro no Japão.

Tabela 1 – Padrões e normas de qualidade do ar estipulados por organizações e países

	SO ₂ [‡]		NO ₂ [‡]		MP ₁₀ [‡]		MP _{2,5} [‡]		O ₃ [‡]	
	Ano	24h	Ano	24h	Ano	24h	Ano	24h	8h	1h
OMS	-	20	40	-	20	50	10	25	100	-
EU	-	125	40	-	40	50	-	-	120	-
EUA	78	366	100	-	50	150	15	62	157	-
Califórnia	-	105	-	-	20	50	12	65	137	180
Japão	-	105	-	113	-	100	-	-	-	118
México	78	341	-	-	50	120	12	65	157	216
África do Sul	50	125	94	188	60	180	-	-	-	235

FONTE: Adaptado de WHO (2006).

NOTA: [‡] Valores em (µg/m³).

No Brasil, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) estabeleceu padrões nacionais de qualidade do ar e os respectivos métodos de referência, por meio da Portaria Normativa nº 348/90. Esses padrões foram submetidos ao Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e transformados na Resolução CONAMA nº 3/90, que regulamenta o nível dos seguintes poluentes: PTS, fumaça preta, MP, CO, SO₂, O₃ e NO₂ (Tabela 2) (Brasil, 1990).

Os padrões de qualidade são divididos em primários e secundários. Quando as concentrações de poluentes são ultrapassadas em níveis máximos toleráveis e afetam a saúde da população, diz-se que o nível primário do padrão de qualidade do ar foi extrapolado. Por sua vez, o padrão secundário ultrapassado pode afetar minimamente a saúde da população, assim como ocasionar algum dano ao meio ambiente em geral; dessa forma, ao se estabelecerem os níveis secundários, é criado um parâmetro base da vigilância da qualidade do ar.

Tabela 2 – Padrões nacionais de qualidade do ar – Resolução CONAMA nº 3/90

Poluente	Tempo de amostragem	Padrão Primário (µg/m³)	Padrão Secundário (µg/m³)
TPS	24h	240	150
	Ano [*]	80	60
MP₁₀	24h	150	150
	Ano [†]	50	50
PF[†]	24h	150	100
	Ano [†]	60	40
SO₂	24h	365	100
	Ano [†]	80	40
NO₂	1h	320	190
	Ano [†]	100	100
CO	1h	40.000/ 35 ppm	40.000/ 35 ppm
	8h	10.000/ 9 ppm	10.000/ 9 ppm
O₃	1h	160	160

FONTE: Adaptado de CETESB (2009).

NOTA: * Média geométrica † Média aritmética.

Por seu turno, o governo do estado de São Paulo vem elaborando uma proposta de alteração dos padrões de qualidade do ar, segundo as diretrizes recomendadas pela OMS, que são mais restritivas que as da Resolução CONAMA nº 3/90, a qual deverá ser efetuada em 3 etapas, antes do estabelecimento da proposta final (Tabela 3), conforme consta no Relatório do Grupo Interinstitucional – Revisão dos Padrões de Qualidade do Ar e Aprimoramento da Gestão Integrada da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo (São Paulo [Estado], 2010) e na Deliberação CONSEMA nº 19/11.

Tabela 3 – Padrões de qualidade do ar propostos pelo grupo de trabalho instituído pela Deliberação CONSEMA nº 19/11

Poluente	Tempo de amostragem	Meta 1	Meta 2	Meta 3	Proposto
MP_{2,5} (µg/m³)	24h	60	50	37	25
	Ano [†]	20	17	15	10
MP₁₀ (µg/m³)	24h	120	100	75	50
	Ano [†]	40	35	30	20
SO₂ (µg/m³)	24h	60	40	30	20
	Ano [†]	40	30	20	-
NO₂ (µg/m³)	24h	260	240	220	200
	Ano [†]	60	50	45	40
PTS (µg/m³)	24h	240	240	240	240
	Ano [†]	80	80	80	80
O₃ (µg/m³)	8h	140	130	120	100
CO (ppm)	8h	9	9	9	9

FONTE: São Paulo (Estado) (2010).

NOTA: [†] Média aritmética.

4.1 Monitoramento da Qualidade do Ar na RMSP

Primeiramente, cumpre ressaltar que, não obstante a diminuição da emissão de poluentes pelos veículos, a degradação da qualidade do ar na RMSP deriva, principalmente, do modelo de transporte público, que utiliza ônibus convencional movido a diesel, automóvel particular e motocicleta como opções preponderantes para os deslocamentos. Mesmo equipados com sistemas de controle de poluição, os veículos em circulação acabam se tornando grandes poluidores, devido ao grande número da frota.

O monitoramento da qualidade do ar iniciou-se na década de 1970, com a instalação e operação de uma rede manual que media SO₂ e fumaça preta. Posteriormente, em 1981, foi iniciado o monitoramento automático de SO₂, MP, O₃, NO_x, CO e HC, além de informações meteorológicas, como

direção e velocidade do vento, temperatura, umidade relativa do ar e pressão atmosférica. Atualmente, a RMSP conta com 23 estações (Figura 7).

Figura 5 – Localização das estações da rede automática da CETESB na RMSP

FONTE: CETESB (2010).

Os principais objetivos do monitoramento da qualidade do ar são:

- avaliar a qualidade do ar, para proteger a saúde e o bem-estar das pessoas, fauna, flora e o meio ambiente em geral;
- acompanhar as tendências e mudanças na qualidade do ar devido às alterações nas emissões dos poluentes;
- informar órgãos públicos dos níveis presentes da contaminação do ar, para ativar possíveis ações de controle;

- subsidiar o planejamento de ações de controle e licenciamento ambiental;
- fornecer dados para subsidiar estudos epidemiológicos.

Nas décadas de 1970 e 1980, a RMSP passou por problemas de contaminação do ar por vários poluentes e se constataram elevados níveis de MP_{10} , quando comparados aos padrões de qualidade do ar americanos, uma vez que o país não possuía parâmetros para avaliar o nível dos poluentes.

Na Tabela 4, é possível observar que, na RMSP, os veículos automotores são as principais fontes de CO, HC e NO_x . Para os óxidos de enxofre (SO_x), as indústrias e a emissão do escapamento dos veículos são importantes fontes; já no caso das partículas inaláveis, a queima dos combustíveis pelos veículos representa 40% das emissões estimadas, com maior contribuição dos veículos a diesel. Contribuem, ainda, outros fatores, como a ressuspensão de partículas do solo e a formação de aerossóis secundários.

Além disso, o crescimento da frota veicular leva a uma menor capacidade de fluidez no trânsito. Sobre isso, verifica-se que a velocidade média de um veículo dentro da cidade de São Paulo era de cerca de 25 km/h em 1998 e caiu para 17 km/h no ano de 2008, ou seja, uma diminuição de 32% da velocidade, para um aumento de 23% da frota (Agência Estado, 2008). Isso acarreta maior tempo despendido em congestionamentos e aumenta a queima de combustíveis, gerando mais poluição (PAHO, 2005).

Tabela 4 – Contribuição relativa das fontes de poluição do ar na RMSP, em 2009

Fonte de emissão		Poluentes (%)				
		CO	HC*	NO _x	SO _x	MP ₁₀
Escapamento de veículo	Gasolina	41,14	50,4	11,27	14,51	9,15
	Álcool	13	12,03	3,72	-	-
	Diesel	26,1	16,44	79,89	16,47	28,46
	Motocicletas	17,18	17,69	0,58	-	-
	Táxi	0,12	0,3	0,82	1,96	2,39
	Total	97,54	96,86	96,28	32,94	40
Operação industrial		2,46	3,14	3,72	67,06	10
Operação industrial		-	-	-	-	-
Ressuspensão de partículas		-	-	-	-	25
Aerossóis secundários		-	-	-	-	25
Total		100	100	100	100	100

FONTE: Adaptado de CETESB (2010).

NOTA: * Envolvem também cârter, evaporação e operações de transferência de combustível.

Com o intuito de diminuir o número de veículos em circulação e os engarrafamentos gerados nas ruas de São Paulo, a prefeitura implantou um sistema de rodízio de veículos, em 1996. Durante um dia na semana (segunda a sexta-feira), o veículo fica impedido de circular nas vias mais centrais da cidade, sendo o critério de seleção dos veículos o último número das suas placas. Esse procedimento auxilia na redução direta da emissão de poluentes veiculares, por restringir o número de veículos em circulação.

Ainda, buscando estimular os proprietários de veículos a fazerem a manutenção adequada e manterem as emissões dentro dos padrões recomendados, cumprindo a Lei Federal nº 10.203/01, a Prefeitura do Município de São Paulo implantou o Programa de Inspeção Veicular Ambiental, de forma gradativa: em 2008, começou com toda a frota a diesel registrada na cidade; em 2009, passaram pela inspeção todos os veículos a diesel, todas as motos (exceto as de 2 tempos) e também os carros movidos

a álcool, gás ou gasolina registrados na cidade entre 2003 e 2008; e, em 2010, o programa atingiu 100% da frota (São Paulo [Município], 2011).

4.2 Controle das Emissões Veiculares

Levantamentos na década de 1970 indicaram um impacto significativo das emissões veiculares nos níveis de poluição atmosférica das regiões metropolitanas. Essas constatações levaram à adoção de medidas visando ao controle da emissão de gases, partículas e ruídos dos veículos novos.

Nesse sentido, as três maiores áreas metropolitanas brasileiras – São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte – somam 45% da frota nacional de veículos (PAHO, 2005), sendo que, considerando o período da década de 1980 até hoje, observa-se que as emissões veiculares eram muito maiores; já com os programas de controle Proconve e Promot, verifica-se uma queda na emissão de poluentes. Hoje em dia, o álcool chega até a ter desvantagens frente à gasolina na emissão de CO e NO_x (Figuras 5 e 6).

Figura 6 – Fatores médios de emissão de CO para veículos leves novos – 1980 a 2009
 FONTE: CETESB (2010).

Figura 7 – Fatores médios de emissão de NO_x para veículos leves novos – 1980 a 2009
 FONTE: CETESB (2010).

O Proconve, programa estabelecido pela Resolução CONAMA nº 18/86, considera a qualidade do combustível e a concepção tecnológica do motor os principais fatores de emissão de poluentes. Isso obrigou os fabricantes de veículos leves a atenderem aos limites máximos de emissão estabelecidos. Assim, exigiu-se que os veículos e motores novos deveriam ser homologados em relação à emissão de poluentes, sendo submetidos a ensaios de laboratórios padronizados. Importa ressaltar que os veículos leves foram considerados prioritários no início do programa devido à sua grande quantidade e intensidade de uso.

O programa também abrangeu a utilização de combustíveis alternativos ambientalmente menos poluidores. Alternativas nesse sentido foram a adoção de combustíveis renováveis, como o etanol oriundo da cana-de-açúcar, a partir do Programa Nacional do Alcool (Proálcool), de 1979, e a adição de 22% desse composto à gasolina, que trouxe uma redução de aproximadamente 50% na emissão de CO na frota antiga de veículos.

Ressalte-se também que, desde o início do Proconve, os fabricantes de veículos vêm cumprindo as exigências legais, o que resultou numa redução média da emissão de poluentes dos veículos leves novos, em 2009, de mais de 97% em relação ao início do programa.

A partir da experiência desse programa, foi criado o Promot, uma vez que, entre 1994 e 2009, as motocicletas aumentaram sua contribuição de menos de 2% da emissão de CO e HC na RMSP para cerca de 17 e 10%, respectivamente. Diante desse cenário, a Resolução CONAMA nº 342/03 estabeleceu limites para a emissão de motocicletas, com fases graduais de

restrição dessas emissões. Para o atendimento desses limites, foi introduzido o sistema de injeção de combustível, em detrimento do carburador, e, ainda, a tecnologia bicomustível também para motocicletas até 150 cilindradas. Entretanto, cerca de 46% da frota de motociclos da RMSP é anterior à implantação do programa e se encontra sem controle de emissão (CETESB, 2010).

Continuam sendo implantadas e previstas novas fases de controle, destacando-se a obrigatoriedade, a partir de 2010, de os veículos leves novos possuírem sistema de diagnose de bordo, que é um sistema de gerenciamento computadorizado que monitora diversos parâmetros de funcionamento do motor, sendo capaz de detectar quando há perda da eficiência dos dispositivos de controle das emissões de poluentes, alertando a necessidade de reparo do veículo.

Além disso, em 2012, terá início a fase P7 do Proconve para os veículos pesados, com limites mais restritivos de emissão de poluentes e a inclusão do sistema de diagnose de bordo, paralelo à melhoria da qualidade do diesel disponível no mercado. Para esse mesmo ano, está prevista a implantação do controle de conformidade de produção para as motocicletas. Por sua vez, a fase L6 do Proconve iniciará em 2013, com limites de emissão evaporativa e de escapamento mais restritivos, e, em 2014, entrará em vigor o Promot 4, com limites de emissão de poluentes de escapamento menores e a implantação do limite de emissão evaporativa de HC (CETESB, 2011).

Em relação ao diesel, a Petrobras introduziu na RMSP o S500, que é o óleo diesel com 500 ppm de enxofre, com o objetivo de adotar gasolina e

diesel com 50 ppm de enxofre, no ano de 2009. No entanto, a falta da regulamentação do diesel S50 motivou diversas entidades das áreas ambientais – governamentais e não governamentais – a reivindicarem reparação dos danos causados ao meio ambiente, levando ao estabelecimento de um acordo judicial entre o Ministério Público Federal, a Petrobras, a Agência Nacional de Petróleo e as montadoras para o fornecimento de óleo diesel com melhor qualidade, com apenas 10 ppm de enxofre nas regiões metropolitanas, a partir de janeiro de 2013. Esse acordo ainda prevê que, em janeiro de 2014, a Petrobras substitua o óleo diesel de 1.800 ppm consumido atualmente no país por um com 500 ppm de enxofre (CETESB, 2010).

Além da redução dos níveis de emissão dos veículos novos, o Proconve prevê a implantação de programas de inspeção ambiental e manutenção de veículos em uso, regulamentados pelas Resoluções CONAMA nº 418/09 e nº 426/10, para o estabelecimento desses programas pelos estados da Federação – à exceção do município de São Paulo, que, em razão da Lei Federal nº 10.203/01, pode realizar seu próprio programa de inspeção periódica de emissões de veículos em circulação.

Aliás, a inspeção ambiental é uma ferramenta para o controle das emissões e consiste na avaliação periódica, compulsória e vinculada ao licenciamento, realizada por profissionais e instalações especializados, nos quais são verificados o estado de conservação, o funcionamento e as emissões de gases e fumaça dos veículos. O resultado esperado é a redução da carga de poluentes lançada na atmosfera, correspondente àquela gerada

pela falta de manutenção dos veículos (CETESB, 2011). Essa medida elimina das ruas grandes poluidores e veículos mal conservados.

Por fim, cumpre informar que, em cumprimento com a Resolução CONAMA nº 418/09, o Plano de Controle de Poluição Veicular do Estado de São Paulo (PCPV) 2011/2013, elaborado pela CETESB, traz as diretrizes para o Governo do Estado de São Paulo e propõe que todos os veículos dos 102 municípios da macrometrópole paulista, que engloba as regiões metropolitanas de São Paulo, Campinas e Baixada Santista e as regiões de Piracicaba, Sorocaba e São José dos Campos, sejam fiscalizados por meio de inspeção veicular, como já ocorre no município de São Paulo. Nas outras áreas do estado, a proposta é que a inspeção seja realizada apenas nos veículos movidos a diesel (CETESB, 2011).

5 JUSTIFICATIVA

Os veículos são grandes contribuintes da degradação da qualidade do ar nas áreas urbanas, o que tem levado o poder público a adotar várias medidas para controle e diminuição das emissões veiculares, como os programas Proconve e Promot, que estabelecem limites de emissão dos veículos novos e a redução do enxofre contido no diesel, e Proálcool, que levou a frota brasileira a contar com um elevado percentual de veículos movidos a etanol ou à mistura etanol-gasolina e acarreta padrões de emissão diferentes dos de outros países. Além disso, o município de São Paulo também adotou a inspeção veicular, com o objetivo de induzir os proprietários de veículos a realizarem manutenção dos motores, para manter as emissões dos veículos usados sob controle.

Apesar das melhorias e programas, o crescimento acentuado da frota e dos congestionamentos ainda acarreta elevados níveis de poluição, com destaque para o MP inalável e o O₃. Com isso, é importante que sejam realizadas medidas de redução de veículos nas ruas das grandes cidades, como a substituição do modal rodoviário pelo ferroviário, dutoviário ou aquaviário e o afastamento de viagens das áreas densamente povoadas, que só atravessam, mas que não se destinam a elas.

Para que essas ações sejam efetivamente realizadas, é necessário que haja embasamento por parte da literatura sobre os reais efeitos que a poluição atmosférica gerada pelo tráfego pode causar à saúde humana.

Assim, é importante a realização de estudos que utilizem uma abordagem eficiente de avaliação da exposição a esses poluentes.

6 OBJETIVOS

Uma vez que a poluição atmosférica gerada por veículos automotores é um tema de grande importância para a saúde pública, em detrimento da ubiquidade dessa exposição, este estudo teve como principais objetivos:

- revisar a literatura sobre estudos que avaliaram os impactos à saúde, utilizando informações de tráfego veicular como medidas indiretas dessa exposição;
- desenvolver um modelo de regressão do uso do solo para prever a concentração ambiental de MP_{10} no município de São Paulo;
- avaliar os indicadores densidade de vias e volume de tráfego por distrito administrativo, no município de São Paulo, em relação à ocorrência de óbitos por doenças do aparelho circulatório em homens com 40 anos de idade ou mais;
- avaliar a associação entre BPN em recém-nascidos de mães residentes no município de São Paulo e exposição materna à poluição do ar, utilizando como indicadores: menor distância residencial a vias de tráfego veicular elevado, DTPD e MP_{10} , estimado por regressão do uso do solo.

Por fim, pretendeu-se avaliar os métodos desenvolvidos, discutindo suas eficácias e aplicabilidades na realidade da cidade de São Paulo, para

aprofundar as discussões metodológicas de elaboração desses modelos e trazer à luz seus pontos positivos e negativos, uma vez que, geralmente, essas abordagens são utilizadas em cidades em que as informações sobre poluentes, padrões de uso do solo, tráfego e vias, além das epidemiológicas, podem estar estruturadas de maneira diversa.

Cumprir informar que esta pesquisa foi aprovada pela Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa (CAPPesq) da Diretoria Clínica do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, sob o Protocolo nº 0669/09, de 16 de julho de 2009.

7 MÉTODOS

7.1 Área do Estudo

Este estudo foi realizado no município de São Paulo, tanto por se constituir numa grande metrópole, com uma população de 11.324.102 habitantes, com alta densidade demográfica (aproximadamente 7.077 habitantes/km²) (São Paulo [Estado], 2011a), quanto por possuir uma frota veicular superior a 7 milhões de veículos, sendo que mais de 85% dela é constituída por veículos de transporte individual (motocicletas e automóveis) (São Paulo [Estado], 2011c). Portanto, o município apresenta-se como um cenário propício para a realização de estudos epidemiológicos explorando a relação entre diversos desfechos e a poluição atmosférica gerada pelo tráfego veicular.

7.2 Fontes de Dados

7.2.1 MP inalável

Os dados da média anual de MP₁₀ para o ano de 2007 foram obtidos de medições realizadas pelas estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar localizadas no município de São Paulo, que apresentaram dados representativos para o ano em questão. Nesse caso, a adoção de

critérios de representatividade dos dados para uma determinada estação ou período significa que as medições não apresentaram falhas que comprometeram a interpretação do resultado obtido (CETESB, 2010).

No caso da média diária, é representativa a informação que engloba $\frac{2}{3}$ das médias horárias válidas no dia e a média anual é considerada representativa se as medições atingirem pelo menos $\frac{1}{2}$ das médias diárias válidas para os quadrimestres janeiro-abril, maio-agosto e setembro-dezembro (CETESB, 2010).

7.2.2 Uso do solo

A base cartográfica de uso do solo, por quadra fiscal, do município de São Paulo foi elaborada pela Secretaria Municipal do Planejamento, Orçamento e Gestão (SEMPLA) e é uma representação dos dados de área construída, na qual foram estabelecidas 15 classes de predominância de uso, por tipologia de ocupação (horizontal e vertical), padrão das edificações (baixo, médio e alto), tipo de uso (residencial, industrial, comércio e serviços, garagens, escolas, equipamentos de uso público, outros usos), terrenos vagos e sem predominância.

7.2.3 Dados viários e de tráfego

Foram utilizadas informações viárias e de tráfego veicular do ano de 2007, as quais incluem a base cartográfica das vias, por classificação, número

de faixas de rolagem e velocidade máxima permitida do segmento. Nesse sentido, a Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo (CET) utiliza o programa canadense EMME-2 para simular o tráfego nas vias coletoras I e II, arteriais I, II e III, e trânsito rápido. Já para os segmentos que não possuíam valor de tráfego, foi atribuído o volume médio, de acordo com a classificação da respectiva via.

O tráfego das vias locais foi estimado pela CET em 926 regiões delimitadas para planejamento de tráfego e transporte público (zonas de tráfego denominadas Origem-Destino), tendo sido a soma de tráfego de cada uma dessas regiões dividida pela soma da extensão das vias locais contidas nelas. Então, obteve-se a densidade de tráfego (fluxo de veículos/metro de via local) de cada região (i); posteriormente, essa medida foi multiplicada pelo comprimento dos segmentos de vias locais (SVL), em metros, contidos nas respectivas regiões, obtendo-se o volume de tráfego de cada trecho de via local (T).

$$T = \left(\frac{\sum_i \text{fluxo}}{\sum_i \text{comprimento}} \right) \times SVL \quad (2)$$

7.3 Sujeitos

7.3.1 Banco de dados de mortalidade

As informações de mortalidade foram obtidas a partir do banco de dados do Programa de Aprimoramento das Informações de Mortalidade no Município de São Paulo (PRO-AIM), o qual contém informações da Declaração de Óbito, como idade, sexo e distrito de residência do sujeito na data do óbito, além da causa básica, codificada segundo a Classificação Internacional de Doenças (CID-10).

Para este estudo, foram selecionados óbitos ocorridos no ano de 2005 de homens com 40 anos de idade ou mais, cuja causa básica tenha sido doença do aparelho circulatório (Capítulo I00 a I99).

7.3.2 Banco de dados de nascimentos

A partir da base de dados da Declaração de Nascimento, contida no banco do Sistema de Informações sobre Nascidos Vivos (SINASC), para o ano de 2007, foram obtidas informações de nascimentos de mães residentes no município de São Paulo, tendo sido considerados: BPN, recém-nascidos não gemelares e nascidos a termo (entre a 37ª e a 41ª semana de gestação), com peso entre 1.000 e 2.500 g. Crianças nascidas com peso entre 2.500 e 5.500 g foram consideradas normais.

8 ARTIGOS PRODUZIDOS

8.1 Artigo 1

Tráfego veicular como método de avaliação da exposição à poluição atmosférica nas grandes metrópoles: revisão de literatura sobre estudos que avaliaram os impactos à saúde, utilizando informações de tráfego veicular como medidas indiretas dessa exposição.

Tráfego veicular como método de avaliação da exposição à poluição atmosférica nas grandes metrópoles

Motor vehicle traffic as an air pollution exposure assessment method in big cities

Resumo

A poluição atmosférica é uma das maiores preocupações para a saúde pública. Entre os estudos conduzidos para testar a associação entre poluição do ar e os mais diversos desfechos em saúde, alguns utilizaram dados viários e de tráfego veicular como avaliação da exposição. O presente trabalho pretende revisar e discutir alguns dos aspectos metodológicos dos estudos que utilizaram este método, principalmente em áreas onde a fonte veicular é uma grande geradora de poluentes. Realizou-se uma busca bibliográfica com palavras-chave relacionadas à poluição atmosférica e tráfego veicular, e foram selecionados artigos publicados entre os anos de 2000 e 2009. Foram constatadas várias abordagens para avaliar a exposição, enfatizando-se o método da Densidade de Tráfego Ponderada pela Distância, que considera as vias e a distância das mesmas em relação ao local de interesse e o tráfego. Além disso, destaca-se a importância do uso de técnicas de sistemas de informação geográfica (SIG) como instrumento na construção de modelos para mensurar a exposição.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Tráfego veicular, Emissões de veículos. Exposição ambiental. Sistema de informação geográfica.

Mateus Habermann^I

Andrea Paula Peneluppi Medeiros^{II}

Nelson Gouveia^I

^IDepartamento de Medicina Preventiva da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo

^{II}Departamento de Medicina da Universidade de Taubaté

Correspondência: Mateus Habermann. Departamento de Medicina Preventiva, Faculdade de Medicina – Universidade de São Paulo. Av. Dr. Arnaldo, 455, 2º andar, Cerqueira César, 01246-903 São Paulo, SP, Brasil. E-mail: mathab@usp.br

Abstract

Air pollution is a major concern for public health. Among the studies conducted to evaluate the association between air pollution and a wide variety of outcomes, some have used motor vehicle traffic data as a method for exposure assessment. This paper intends to revise and discuss some of the methodological aspects of studies that used this method, especially in areas where vehicles are the main generating source of pollutants. We performed a literature search with keywords related to air pollution and vehicle traffic, and selected articles published between the years 2000 to 2009. We noted different approaches for assessing the exposure among the studies using vehicle traffic, with emphasis on the method named Distance Weighted Traffic Density, which considers the number of roads, the distance from the location of interest and traffic itself. Moreover, we highlight the importance of using techniques such as geographic information systems (GIS) to measure this exposure.

Keywords: Air pollution. Motor vehicle traffic. Vehicle emissions. Environmental exposure. Geographic information system.

Introdução

Vários estudos epidemiológicos têm encontrado associação entre a exposição aos poluentes atmosféricos e os efeitos adversos à saúde, como o aumento no número de internações hospitalares, aumento da mortalidade, diminuição da expectativa de vida etc.¹. Geralmente estes estudos são realizados em áreas urbanas onde a principal fonte de poluição do ar são os veículos automotores. Segundo levantamento que investigou sete capitais brasileiras, cerca de 5% do total de óbitos por causas respiratórias entre idosos (≥ 65 anos) e crianças (≤ 05 anos) a cada ano podem ser atribuídos à poluição atmosférica, com grande contribuição das fontes veiculares².

Nas últimas décadas vem sendo observada uma queda na emissão de poluentes emitidos por veículos³. Apesar disso, as fontes móveis ainda se constituem como uma das principais emissoras de poluentes atmosféricos nas áreas urbanas. No Brasil, as três maiores áreas metropolitanas – São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte – somam 45% da frota nacional de veículos¹.

O crescimento da frota veicular também leva a uma menor capacidade de fluidez no trânsito, o que acarreta maior tempo despendido em congestionamentos¹ e, conseqüentemente, aumenta a queima de combustíveis, gerando mais poluição.

Alguns estudos avaliam a poluição atmosférica utilizando-se de uma medida direta como os dados da concentração média dos poluentes medido pelas estações de monitoramento da qualidade do ar. No entanto, a distribuição dessas estações nas áreas urbanas avalia a concentração regional dos poluentes e não é densa suficiente para detectar a heterogeneidade espacial da dispersão dos poluentes emitidos por fontes móveis⁴ o que pode levar a erros de classificação da exposição entre sujeitos.

Por esse motivo, diversos estudos têm examinado os efeitos da poluição atmosférica na saúde, utilizando uma medida indireta a partir da exposição ao tráfego de veículos. Essa abordagem tem sido empregada em

associação ou em substituição à medida direta obtida pela concentração média dos poluentes nas estações de monitoramento. O interesse no emprego da medida indireta em alguns estudos é porque ela possibilita a estimativa da exposição para um local específico.

A disponibilidade de dados sobre o fluxo veicular é um fator impulsionador para a realização de pesquisas que avaliem a associação desta exposição com os mais diversos desfechos à saúde. Um importante instrumento aplicado em estudos desse tipo são os sistemas de informação geográfica (SIG), que servem para mapear e delimitar problemas ambientais, áreas poluídas e dispersão de poluentes, entre outros.

Diante da importância do tema para a saúde pública, este trabalho pretende revisar estudos epidemiológicos que utilizam o tráfego veicular como medida indireta de avaliação da exposição à poluição atmosférica.

Metodologia

Foi realizada uma busca de literatura referente à poluição atmosférica e tráfego veicular na base de dados PubMed utilizando os termos *air pollution*, *health*, *traffic*, *road traffic*, *vehicular traffic* ou *traffic density*, com o seguinte parâmetro de busca: ("air pollution"[MeSH Terms] OR "air pollution"[All Fields]) AND "health"[All Fields] AND ("traffic"[Title/Abstract] OR "road traffic"[Title/Abstract] OR "vehicular traffic"[Title/Abstract] OR "Traffic density"[Title/Abstract]).

A busca dos artigos foi restrita àqueles publicados entre 2000 e 2009, e posteriormente estes foram separados por tipo de método de avaliação da exposição utilizado. Não foram considerados artigos que reportaram experimentos em laboratório, artigos de avaliação da exposição de poluição atmosférica sem qualquer relação com dados de saúde, ou que consideraram apenas poluição de ambientes internos (*indoor pollution*). Houve uma seleção prévia pelo título, depois pela leitura do resumo e, quando necessário, a leitura completa do

artigo. Alguns estudos pertinentes ao tema foram adicionados a partir das referências bibliográficas dos artigos obtidos na busca anterior.

Esta revisão é parte de um estudo aprovado pela Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa - CAPPesq da Diretoria Clínica do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, sob o número 0662/09.

Resultados

Do total de 513 artigos identificados a partir do parâmetro de busca, 35 foram elegíveis para revisão.

Pôde-se constatar que diferentes indicadores do tráfego veicular foram utilizados para caracterizar a poluição atmosférica. Por exemplo, alguns estudos analisaram como indicador as distâncias de determinados locais, como da residência ou da escola até as vias, ou a densidade de veículos ou comprimento e a densidade de vias em setores censitários ou *buffers*; outros empregaram o fluxo de veículos nas vias de interesse ou utilizaram uma combinação de vários indicadores.

Os desfechos avaliados nestes estudos variaram entre os agravos cardíacos⁵⁻⁹, respiratórios^{5,10-23}, desfechos gestacionais²⁴⁻²⁸, alergias e alterações do sistema imunológico²⁹⁻³¹, trombose³², câncer e leucemia³³⁻³⁷, contaminação por chumbo³⁸ e mortalidade em geral³⁹.

Estudos sobre a exposição ao tráfego veicular tendo como indicador apenas a distância

Este método consistiu no uso de SIG para mapear um local de interesse e sua distância até uma ou mais vias de tráfego. A maioria dos estudos avaliou a exposição a partir do endereço de residência, da escola¹¹ ou de algum outro ponto de referência – por exemplo, o centróide do setor censitário de residência⁶.

A exposição se baseou na distância destes pontos em relação às vias e serviu como

parâmetro para inferir o nível de exposição no qual os sujeitos estavam submetidos. Alguns estudos consideraram apenas a rodovia mais próxima^{7-9,11,12,25,32}, outros utilizaram a via principal (vias arteriais, coletoras) e consideradas de intensidade de tráfego elevado^{6,18,20,26,28}, enquanto houve estudos que se basearam na distância de ambos os tipos de via – rodovia ou via principal^{5,14,17,19,31,39}.

Alguns autores utilizaram a menor distância do ponto de interesse em relação à via para avaliar a exposição dos sujeitos de seus estudos^{6,9,25,26,32}. Outros autores consideraram expostos aqueles sujeitos cuja distância era menor que um determinado valor que variou entre 50 m^{5,12,39}, 100 m^{5,18,20,31,39}, 150 m^{18,19,23,31}, 200 m^{7,20,28,31}, 300 m^{17,19} até 400 m¹¹.

Alguns estudos avaliaram determinadas distâncias de acordo com a classificação viária: Hoek et al.⁵ e Finkelstein et al.³⁹ consideraram expostos aqueles que residiam até 100 m de uma rodovia ou até 50 m de uma via principal (arterial ou coletora), enquanto outros autores adotaram vários valores para a distância, como Roselund et al.²⁰, que se basearam em 100 m e 200 m, e Williams et al.³¹, que se basearam em 100 m, 150 m e 200 m.

Kim et al.¹⁹ adotaram em suas análises, 150 e 300 m de distância das vias e, adicionalmente, diferenciaram os sujeitos entre aqueles que residiam a sotavento e a barlavento das rodovias e, assim, puderam explorar a influência da direção predominante do vento em suas análises.

Estudos sobre a exposição ao tráfego veicular tendo como indicador apenas a intensidade de tráfego veicular

Muitos estudos utilizaram como método de avaliação da exposição a intensidade de tráfego veicular, entendida como o número de veículos passando em uma determinada via, em um período específico de tempo. A maioria considerou a média anual de tráfego diário e apenas Wyler et al.³⁰ e Furman e Laleli³⁸ utilizaram contagens de carros/hora para estimar a exposição.

De acordo com o objetivo proposto em cada estudo, foi considerado o tráfego da via principal mais próxima^{29,30,35,38}, o tráfego da rodovia mais próxima^{10,11} ou o tráfego das vias (vias principais ou não) contidas em distâncias (*buffers*) até 50 m²⁵, 100 m^{8,9,25}, 150 m/500 pés^{16,19,21,37} e 300 m^{9,19}. A maioria se baseou no tráfego veicular em relação ao domicílio dos sujeitos. Um estudo considerou o local de trabalho³⁸ e outro as escolas¹¹.

Os valores de fluxo veicular foram obtidos pela contagem geral, não especificando o tipo do veículo, com exceção dos estudos de Janssen et al.¹¹ e Wyler et al.³⁰, que distinguem o fluxo de carros e caminhões. Três estudos aplicaram questionários e obtiveram o auto-relato da intensidade do tráfego na rua de residência^{15,20,22}.

Em outra abordagem metodológica, a medida de tráfego foi obtida pela multiplicação do comprimento das vias próximas às residências da população estudada pela média diária do fluxo de veículos das mesmas^{16,21,35,37}.

Estudos sobre a exposição ao tráfego veicular tendo como indicador apenas a densidade de vias/veículos

Dois estudos obtidos na revisão não se restringiram aos dados da distância das vias ou tráfego veicular para avaliar exposição, mas calcularam a densidade de vias e veículos no polígono que circundava o domicílio.

A partir do endereço do sujeito georreferenciado e de dados do censo, Reynolds et al.³⁶ calcularam a densidade de veículos, obtida pela divisão do total de veículos do setor censitário por sua área (em milhas quadradas). A densidade de veículos referia-se ao número proprietários de veículos de um setor censitário, e não à sua circulação nas vias desta área.

A densidade de veículos fornece uma estimativa do potencial de exposição às emissões por evaporação de combustíveis quando os veículos estão estacionados à noite, uma vez que esta evaporação é uma

importante fonte de gases orgânicos voláteis, como o benzeno³⁶.

Para o cálculo da densidade de vias foi dividido o comprimento total das vias de uma unidade de área, denominada *buffered blocks*, por sua área. Os *buffered blocks* consistiam em uma fronteira adicional de 200 m no entorno de cada setor censitário. Segundo os autores, o aumento da fronteira dos setores censitários evitava discrepância de tamanho de área e vias desses setores no cálculo desta medida.

Em outro estudo de Reynolds et al.³⁷ o comprimento das ruas em um *buffer* de 150 m/500 pés ao redor do domicílio dos sujeitos geocodificado foi somado e, em seguida, este valor foi dividido pela área do *buffer*.

Utilização de mais de uma medida indireta de exposição ao tráfego veicular no mesmo estudo

Muitos estudos utilizaram a combinação de vários indicadores da exposição ao tráfego veicular para estimar indiretamente a poluição atmosférica. Uma metodologia que foi repetidamente observada baseia-se na combinação de dados sobre o fluxo de

veículos e a distância das vias no entorno do ponto de interesse (representando a dispersão dos poluentes advindos dos veículos a partir do centro da rua). Esse modelo é denominado densidade de tráfego ponderada pela distância – DTPD^{13,17-19,24-27,33-35}.

Neste modelo se assume que as emissões dos veículos nas vias se aproximam de uma distribuição gaussiana (normal) e que 96% dos poluentes emitidos pelo tráfego veicular se dispersam em até 500 pés /150 m do centro da via³³, conforme se visualiza na Figura 1. Quanto maior o fluxo na via, maior a emissão dos poluentes veiculares, aumentando as concentrações dos mesmos no espaço urbano, principalmente nas residências próximas às vias mais movimentadas.

Para cada sujeito estudado é calculada a DTPD em uma distância variável no entorno de seu domicílio de residência, ou outro local de interesse, geocodificado (Figura 2), no qual L é a largura do *buffer* e D é a menor distância da casa para cada via dentro do *buffer*. Y é o valor usado para ponderar o fluxo veicular obtido para cada via dentro desta área.

Adaptado de Pearson et al.²³ / Adapted from Pearson et al.²³

Figura 1 – Perfil da concentração de poluentes emitidos pelo tráfego veicular conforme o modelo da Densidade de tráfego ponderada pela distância.

Figure 1 - Profile of the concentration of pollutant emission by motor vehicle traffic according to the Distance-weighted traffic density model.

$$Y = \left(\frac{1}{0,4\sqrt{2\pi}} \right) \times \exp \left[- \frac{\left(0,5 \left(\frac{D}{L} \right)^2 \right)}{(0,4)^2} \right]$$

Divide-se, então, o fluxo veicular da referida rua pelo valor de Y , gerando o valor de X . Então se somam os valores ponderados de tráfego (X) de todas as vias contidas no *buffer* (n), obtendo-se, portanto a DTPD.

$$X = \frac{\text{fluxo veicular}}{Y} \quad DTPD = \sum_{i=1}^n X_i$$

Como a densidade e a característica das construções, direção predominante dos ventos, altitude, turbulência gerada pela passagem dos veículos interferem na dispersão dos poluentes gerados pelo tráfego, pode-se assumir larguras variadas de *buffers* para calcular a DTPD. Isso diminui imprecisões na medida da exposição.

Para obtenção da DTPD, os estudos utilizaram *buffers* com raios variando entre

300 m^{13,17,18}, 750 pés (228,4 m)^{33,34}, 165 m³⁵, até 500 pés / 150 m^{19,24-26,33}.

Discussão

Como se observou na busca bibliográfica, a rede viária e seu respectivo fluxo de veículos é um importante indicador de poluição atmosférica, uma vez que as fontes móveis são as principais emissoras desses poluentes nas áreas urbanas.

No entanto, quando a distância das vias ou o volume tráfego representam apenas a via mais próxima da residência, a avaliação da exposição pode apresentar limitações, pois uma via mais distante e com elevado tráfego poderia ser importante na análise. Logo, a ponderação do fluxo veicular pela distância permite uma apreciação mais fidedigna, por considerar o conjunto das vias que circundam a residência.

Apenas alguns se basearam em um

Fonte: Medeiros et al.²⁷ / Source: Medeiros et al.²⁷

Figura 2 – Representação de um *buffer* com 750 pés (228,4 m) de raio no entorno da residência de um sujeito, em um estudo epidemiológico.

Figure 2 – Representation of a 750 feet (228.4 m) radius buffer, bordering a residence of a subject in an epidemiological study.

único método de avaliação da exposição; a maioria dos autores procurou usar vários, ou então combiná-los. Apesar dessa variedade e combinações, poucos estudos consideraram informações mais detalhadas do tráfego, como a média de velocidade dos carros³⁸, o tipo de veículo (carros ou caminhões), o que pode caracterizar o combustível utilizado⁴⁰, e nenhum considerou o ano de fabricação do veículo.

Verifica-se que em apenas dois estudos revisados houve a discriminação entre o tráfego de caminhões e demais veículos durante a análise dos dados^{11,30}. Todos os tipos de veículos automotores emitem poluentes que comprometem a qualidade do ar, porém o tipo de combustível utilizado por esses veículos determina maior ou menor concentração de diferentes poluentes, os quais exercem efeitos adversos à saúde de maneira diferenciada.

A maioria dos artigos apresentados não incluiu a variável mobilidade de residência nas análises. O tempo despendido pelos sujeitos em suas residências, no local de trabalho ou no deslocamento de sua casa ao trabalho não foi analisado em nenhuma pesquisa. O tempo/mobilidade de residência e cenários diários de exposição são variáveis importantes, pois se utiliza a medida de exposição no momento em que o estudo é realizado, e muitas vezes as pessoas se mudam ou passam grande parte do dia em um local que não é a residência, e isso acaba gerando erros na classificação da exposição.

A mobilidade de residência foi analisada por Hooven et al.²⁶, em Rotterdam – Holanda, no período que compreendia os 7 meses anteriores à data de concepção e o 5º mês de gestação. Das 7.339 gestantes participantes do estudo, somente 1.118 (15,2%) não haviam se mudado neste período. Uma limitação apontada por Reynolds et al.³⁷, no estudo realizado na Califórnia – EUA, foi que o endereço da residência materna no registro de nascimento era diferente daquele constante na base de registros de câncer em 50% dos casos (num período de até 5 anos entre o nascimento e o diagnóstico).

Em contrapartida, Miyake et al.²⁸ encon-

traram uma baixa mobilidade residencial em Neyagawa – Japão. Foram realizadas duas entrevistas com gestantes, uma no período pré-natal e outra entre o 2º ao 9º mês após o parto. 90,2% das mulheres declararam o mesmo endereço neste intervalo de tempo entre o primeiro e o segundo inquérito.

Shima et al.¹² levantaram informação sobre o tempo de residência da população estudada em Shiba - Japão, incluindo apenas as pessoas que já estavam morando no local há pelo menos três anos. Do total de 3.184 sujeitos que responderam o primeiro questionário, 655 (20,6%) foram excluídos por não terem residido no tempo estabelecido.

Na coorte holandesa Netherlands Cohort Study (NLCS), Hoek et al.⁵ também encontraram uma grande percentagem (89,8%) dos participantes do estudo vivendo há ≥ 10 anos no mesmo endereço, com uma média de 35 anos de residência.

Outra limitação reportada em vários artigos revisados é a resolução temporal dos dados de tráfego. Pearson et al.³³ referem como uma de suas limitações na análise do tráfego veicular o fato de as contagens de veículos serem realizadas a cada 10 anos e apenas para uma determinada área de Denver – EUA. Dessa maneira, as estimativas poderiam não corresponder ao período antes do diagnóstico de câncer para cada criança. Langholz et al.³⁴ também apontam dificuldade similar. A contagem de tráfego mais próxima do período da seleção dos sujeitos (casos) foi entre 1990 e 1994, e o período etiológicamente mais relevante para a pesquisa seria antes da data do diagnóstico (exposição das crianças nos anos de 1978 a 1984, antes do diagnóstico de leucemia), ou seja, os dados referiram-se para cerca de 10 a 20 anos depois dessa data.

Wilhelm e Ritz²⁴ e Hooven et al.²⁶ referem em suas pesquisas que receberam os valores das médias anuais da contagem veicular de 24h, mas os valores diários, mensais e flutuações sazonais foram ignorados. Uma vantagem do estudo realizado na França por Zmirou et al.¹³ em relação aos demais

se deve à inclusão das variações sazonais do tráfego, permitindo melhor detalhamento do grau de exposição à poluição atmosférica em diferentes períodos do ano.

Quando se leva em conta apenas a classificação viária (rodovias, vias arteriais e coletoras) como avaliação da exposição, não se permite identificar, por exemplo, possíveis variações entre uma mesma classificação, uma vez que os valores estimados de tráfego estão padronizados dentro de faixas de valores.

As vias de maior porte e tráfego, como rodovias e vias principais, foram exaustivamente consideradas nos estudos^{10,11,17,24-26}. No entanto, as vias locais foram menos abordadas, e quando essas vias eram analisadas os valores dos seus fluxos veiculares não eram vistos de maneira mais detalhada, com a adoção de um único valor, não discriminando as variações que essas vias podiam ter dentro da área na qual se encontravam, como verificado em dois estudos que atribuíram um fluxo de 100 veículos/dia para as vias locais^{33,34}.

A informação sobre a proporção das vias locais em relação às demais é importante, pois possibilita uma visão da real necessidade de serem ou não analisadas essas vias, principalmente quando se trata de área residencial. Somente um estudo considerou todos os tipos de vias, inclusive o tráfego das vias locais²⁷. Diferentemente de outros autores que não analisaram as vias locais ou atribuíram um único valor para todas elas, Medeiros et al.²⁷ estimaram o fluxo das mesmas pelo total do fluxo de cada polígono (utilizado pela companhia de tráfego local) proporcionalmente para cada via, de acordo com o comprimento da mesma dentro da área.

A diferença da concentração dos poluentes dentro e fora de casa poderia ser questionada como fator limitante dos estudos que estimam a exposição da população a partir de um indicador do tráfego veicular. No entanto, Hoek et al.⁵ relatam que uma parte importante da exposição aos poluentes advindos do ambiente externo provavelmente ocorrem dentro das residên-

cias. Cançado et al.⁴¹ referem que monitores pessoais para MP_{10} e monitores colocados nos lados externo e interno das residências detectaram a presença desse poluente, identificando que aproximadamente 50% do material particulado no interior das casas são provenientes do ambiente externo e que o restante tem origem na combustão de tabaco, no fogão a gás ou é indeterminada.

Outro aspecto que poderia ser questionado é se o tipo de via ou mesmo o fluxo veicular da mesma é um indicador adequado do nível de poluição da área. Neste sentido alguns estudos tiveram como objetivo validar a medida indireta de tráfego com algum poluente identificado pela medida direta de sua concentração. Esses estudos são importantes, pois os autores confirmam e reforçam que a fonte móvel tem papel fundamental no comprometimento da qualidade do ar e que esta pode servir como referência para se estimar a exposição de uma população aos poluentes atmosféricos.

Kramer et al.²⁹ utilizaram dados da concentração de NO_2 e a densidade do tráfego em três áreas de uma cidade da Alemanha e demonstraram que a exposição ao tráfego foi uma importante *proxy* para a concentração de NO_2 (estimativa da média anual).

A relação entre $MP_{2,5}$, carbono elementar e tráfego de caminhões no Bronx, Nova York – EUA foi analisada por Lena et al.⁴⁰. Os resultados apontaram que a concentração de carbono elementar variava em função do tráfego de caminhões (um aumento de 1,69 $\mu g/m^3$ de carbono elementar para cada 100 caminhões/hora).

Reynolds et al.³⁶ compararam os valores de densidade de veículos, de vias e de tráfego com dados da concentração de vários poluentes (CO , NO_2 , MP_{10} , benzeno e 1,3-butadieno). A densidade de tráfego mostrou correlação positiva estatisticamente significativa com CO ($r = 0,70$), Benzeno ($r = 0,69$), 1,3 butadieno ($r = 0,57$) e em menor grau com NO_2 ($r = 0,30$). A densidade de vias mostrou correlação positiva estatisticamente significativa com CO ($r = 0,62$) e em menor grau com NO_2 ($r = 0,32$) e PM_{10} ($r = 0,31$).

Zhu et al.⁴ mediram material particulado e fumaça preta (*black carbon*) a distâncias entre 30 e 300 m dos lados de uma rodovia em Los Angeles – EUA. Um dos lados da rodovia encontrava-se a barlavento e o outro a sotavento. As medições mostraram que a concentração de partículas ultrafinas eram mais elevadas quanto mais próximo da rodovia, no lado a sotavento. Somente a partir de 300 m esta concentração tornou-se igual em ambos os lados da rodovia, indicando a influência dessas partículas até esta distância.

O estudo de Roosbroeck et al.⁴² buscou validar a intensidade do tráfego como estimativa de exposição ao material particulado, à fuligem e NO_x na Holanda. Comparou-se a exposição de sujeitos residentes em ruas com alto volume de tráfego (> 10.000 veículos/dia) e em ruas com baixo volume de tráfego. A relação entre a intensidade de tráfego próximo às residências e as concentrações externas às mesmas mostrou-se robusta e explicou entre 5–50% da variação de poluentes. O tempo gasto no tráfego e em ambientes externos aumentou significativamente a exposição à fuligem e $\text{MP}_{2,5}$.

Os fatores meteorológicos, como a direção e a velocidade do vento, foram abordados em apenas um estudo, que considerou a direção predominante dos ventos¹⁹. Geralmente os modelos desenvolvidos assumem a dispersão isotrópica dos poluentes no espaço. A direção do vento pode ser menos importante para as ruas (arteriais e coletoras) do que para as rodovias, já que as residências são geralmente circundadas pelas primeiras, enquanto as rodovias tipicamente estão ao longo de um dos lados da residência. Logo, pode-se sugerir que a falta da informação sobre a direção do vento não compromete de maneira significativa os resultados dos estudos que se basearam em dados de vias arteriais, coletoras e, em alguns casos, locais.

Por fim, outra tendência que está começando aparecer com mais frequência na literatura sobre poluição atmosférica é o método denominado *Land Use Regression* - LUR para avaliar exposição, tradu-

zido como Regressão do Uso do Solo. Este método prediz concentrações de poluição em um dado local, combinando dados da rede viária ou tráfego veicular com outros fatores que podem influenciar a exposição, como uso do solo, topografia e características populacionais⁴³. Contudo, a criação de modelos baseados em regressão envolve testes estatísticos complexos e a disponibilidade de todos os dados necessários para a criação desses modelos pode inviabilizar sua implantação.

Considerações finais

À medida que o desenvolvimento econômico e a urbanização crescem nos países em desenvolvimento, observa-se um rápido aumento do número de veículos. Esses veículos encontram-se muitas vezes em mau estado de conservação, com uso de combustíveis de má qualidade e, ainda, com motores e mecanismos de filtragem dos gases precários, que trazem como consequência o aumento dos níveis de concentração da poluição atmosférica.

Este artigo revisou estudos que utilizaram dados de rede viária e/ou tráfego veicular como medida indireta para avaliar poluição atmosférica em áreas urbanas. Essas medidas vêm sendo cada vez mais utilizadas na literatura internacional, aplicadas na investigação de diversos desfechos e, consequentemente, tendo importância no âmbito da epidemiologia ambiental. Somando-se a isso é indiscutível que os procedimentos inerentes às análises destas avaliações da exposição são facilitados e enriquecidos devido à utilização de SIG para armazenar, processar e geocodificar dados.

Em síntese, os indicadores de exposição baseados em tráfego veicular têm sido aplicados em diversos estudos porque são relativamente fáceis de interpretar e descrevem o quanto estão expostos às emissões veiculares aqueles que residem, principalmente, próximos de ruas movimentadas. Como se verificou, estudos têm mostrado que as concentrações de poluentes perto de

vias são bem correlacionadas com tráfego, de modo que estes indicadores podem ser usados como um indicador da exposição da população aos poluentes atmosféricos urbanos.

Referências

1. Pan American Health Organization. *An assessment of health effects of ambient air pollution in Latin America and the Caribbean*. Washington D.C: PAHO; 2005.
2. Marcilio I, Gouveia N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. *Cad Saúde Pública* 2007; 23(S4): S529-36.
3. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2007. Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/publicacoes.asp>. [Acessado em 2 de março de 2009].
4. Zhu Y, Hinds Wc, Kim S, Sioutas C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manag* 2002; 52(9): 297-302.
5. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, Van Den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *The Lancet* 2002; 360(9341): 1203-09.
6. Maheswaran R, Elliott P. Stroke Mortality Associated With Living Near Main Roads in England and Wales: a geographical study. *Stroke* 2003; 34: 2776-80.
7. Hoffmann B, Moebus S, Stang A, Beck EM, Dragano N, Mohlenkamp S et al. Residence close to high traffic and prevalence of coronary heart disease. *European Heart Journal* 2006; 27, 2696-702.
8. Tonne C, Melly S, Mittleman M, Coull B, Goldberg R, Schwartz J. A Case-Control Analysis of Exposure to Traffic and Acute Myocardial Infarction. *Environ Health Perspect* 2007; 115: 53-57.
9. Medina-Ramón M, Goldberg R, Melly S, Mittleman MA, Schwartz J. Residential Exposure to Traffic-Related Air Pollution and Survival after Heart Failure. *Environ Health Perspect* 2008; 116(4): 481-85.
10. Garshick E, Laden F, Hart JE, Caron A. Residence near a major road and respiratory symptoms in U.S. veterans. *Epidemiology* 2003; 14(6): 728-36.
11. Janssen NAH, Brunekreef B, Van Vliet P, Aarts F, Meliefste K, Harssema H, Fischer P. The relationship between air pollution from heavy traffic and allergic sensitization, bronchial hyper responsiveness, and respiratory symptoms in dutch schoolchildren. *Environ Health Perspect* 2003; 111(12): 1512-18.
12. Shima M, Nitta Y, Adachi M. Traffic-Related air pollution and respiratory symptoms in children living along trunk roads in Chiba Prefecture, Japan. *J Epidemiol* 2003; 13(2): 108-19.
13. Zmirou D, Gauvin S, Pin I, Momas I, Sahraoui F, Just J, et al. Traffic related air pollution and incidence of childhood asthma: results of the Vesta case-control study (Research Report). *J Epidemiol Community Health* 2004; 58(1):18-23.
14. Bayer-Oglesby L, Schindler C, Arx MEH, Braun-Fahrlander C, Keidel D, Rapp R et al. Living near main streets and respiratory symptoms in adults. *Am J Epidemiol* 2006; 164:1190-8.
15. Kuehni CE, Strippoli MF, Zwahlen M, Silverman M. Association between reported exposure to road traffic and respiratory symptoms in children: evidence of bias. *Int J Epidemiol* 2006; 35: 779-86.
16. Meng Y, Wilhelm M, Rull RP, English P, Ritz B. Traffic and outdoor air pollution levels near residences and poorly controlled asthma in adults. *Ann Allergy Asthma Immunol* 2007; 98: 455-63.
17. Chang J, Delfino RJ, Gillen D, Tjoa T, Nickerson B, Cooper D. Repeated respiratory hospital encounters among children with asthma and residential proximity to traffic. *Occup Environ Med* 2008; 66: 90-8.
18. Kan H, Heiss G, Rose KM, Whitsel EA, Lurmann F, London SJ. Prospective analysis of traffic exposure as a risk factor for incident coronary heart disease: The atherosclerosis risk in communities (ARIC) Study. *Environ Health Perspect* 2008; 116(11): 1463-68.
19. Kim JK, Huen K, Adams S, Smorodinsky S, Hoats A, Malig B et al. Residential Traffic and Children's Respiratory Health. *Environ Health Perspect* 2008; 116(9): 1274-9.
20. Rosenlund M, Forastiere F, Porta D, Sario D, Badaloni C, Perucci CA. Traffic-related air pollution in relation to respiratory symptoms, allergic sensitisation and lung function in schoolchildren. *Thorax* 2009; 64: 573-80.
21. Wilhelm M, Meng Y, Rull RP, English P, Balmes J, Ritz B. Environmental Public Health Tracking of Childhood Asthma Using California Health Interview Survey, Traffic, and Outdoor Air Pollution Data. *Environ Health Perspect* 2008; 116(8): 1254-60.
22. Migliore E, Berti G, Galassi C, Pearce N, Forastiere F, Calabrese R. Respiratory symptoms in children living near busy roads and their relationship to vehicular traffic: results of an Italian multicenter study (SIDRIA 2). *Environmental Health* 2009; 8: 27-43.
23. Pujades-Rodríguez M, Lewis S, McKeever T, Britton J, Venn A. Effect of living close to a main road on asthma, allergy, lung function and chronic obstructive pulmonary disease. *Occup Environ Med* 2009; 66: 679-84.

24. Wilhelm M, Ritz B. Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles County, California, 1994-1996. *Environ Health Perspect* 2003; 111(2): 207-15.
25. Green RS, Malig B, Windham GC, Fenster L, Ostro B, Swan S. Residential exposure to traffic and spontaneous abortion. *Environ Health Perspect* 2009; 117(12): 1939-44.
26. Hooven EH, Jaddoe VWV, Kluizenaar Y, Hofman A, Mackenbach J, Steegers EAP et al. Residential traffic exposure and pregnancy-related outcomes: a prospective birth cohort study. *Environ Health* 2009; 8: 59-70.
27. Medeiros APP, Gouveia N, Machado RPP, Souza MR, Alencar GP, Novaes HMD et al. Traffic-related air pollution and perinatal mortality: A case-control study. *Environ Health Perspect* 2009; 117(1): 127-32.
28. Miyake Y, Tanaka K, Fujiwara H, Mitani Y, Ikemi H, Sasaki S et al. Residential proximity to a main roads during pregnancy and the risk of allergic disorders in Japanese infants: The Osaka Maternal and Child Health Study. *Pediatr Allergy Immunol* 2009 [in press].
29. Kramer U, Koch T, Ranft U, Ring J, Behrendt H. Traffic-related air pollution is associated with atopy in children living in urban areas. *Epidemiology* 2000; 11(1): 64-70.
30. Wyler C, Beraun-Fahrlande B, Kiinzli N, Schindler C, Ackermann-Liebric U, Perruchoud AP et al. Exposure to Motor Vehicle Traffic and Allergic Sensitization. *Epidemiology* 2000; 11(4): 450-56.
31. Williams LA, Ulrich CM, Larson T, Wener MH, Wood B, Campbell PT et al. Proximity to Traffic, Inflammation, and Immune Function among Women in the Seattle, Washington, Area. *Environ Health Perspect* 2009; 117(3):373-78.
32. Baccarelli A, Martinelli I, Pegoraro V, Stat B, Melly S, Grillo P et al. Living Near Major Traffic Roads and Risk of Deep Vein Thrombosis. *Circulation* 2009; 119: 3118-24.
33. Pearson RL, Wachtel H, Ebi KL. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor for leukemia and other childhood cancers. *Air Waste Manag Assoc* 2000; 50: 175-80.
34. Langholz B, Ebi KL, Thomas DC, Peters JM, London SJ. Traffic density and the risk of childhood leukemia in a Los Angeles case-control study. *Ann Epidemiol* 2002; 12(7): 482-7.
35. Reynolds P, Elkin E, Scalf R, Behren JV, Neutra RR. A case-control pilot study of traffic exposures and early childhood leukemia using a geographic information system. *Bioelectromagnetics* 2001; S5: 58-68.
36. Reynolds P, Behren JV, Gunier RB, Goldberg DE, Hertz A, Smith D. Traffic patterns and childhood cancer incidence rates in California, United States. *Cancer Causes and Control* 2002; 13:665-73.
37. Reynolds P, Behren JV, Gunier RB, Goldberg DE, Hertz A. Residential exposure to traffic in California and childhood cancer. *Epidemiology* 2004; 15(1): 6-12.
38. Furman A, Laleli M. Semi-occupational exposure to lead: a case study of child and adolescent street vendors in Istanbul. *Environ Res* 2000; 83(1): 41-5.
39. Finkelstein MM, Jerrett M, SEARS MR. Traffic air pollution and mortality rate advancement periods. *Am J Epidemiol* 2004; 160: 173-7.
40. Lena TS, Ochieng V, Carter M, Holguin-Veras I, Kinney PL. Elemental carbon and PM_{2.5} levels in an urban community heavily impacted by truck traffic. *Environ Health Perspect* 2002; 110(10): 1009-15.
41. Cançado JED, Braga A, Pereira LAA, Arbex MA, Saldiva PHN, Santos UP. Repercussões clínicas da exposição à poluição atmosférica. *J Bras Pneumol* 2006; 32(S2): 23-9.
42. Roosbroeck Sv, Hoek G, Meliefste K, Janssen Nah, Brunekreef B. Validity of residential traffic intensity as an estimate of long-term personal exposure to traffic-related air pollution among adults. *Environ Sci Technol* 2008; 42: 1337-44.
43. Su JG, Jerret M, Beckerman B, Wilhelm M, Ghosh Jk, Ritz B. Predicting traffic-related air pollution in Los Angeles using a distance decay regression selection strategy. *Environ Health* 2009; 109: 657-70.

Recebido em: 04/05/10

Versão final reapresentada em: 23/08/10

Aprovado em: 27/09/10

8.2 Artigo 2

Aplicação de regressão do uso do solo para prever material particulado inalável no município de São Paulo, Brasil: desenvolvimento de um modelo de regressão do uso do solo, para prever a concentração ambiental de MP_{10} no município de São Paulo.

Aplicação de regressão do uso do solo para prever material particulado inalável no município de São Paulo, Brasil.

APPLICATION OF LAND USE REGRESSION TO PREDICT INHALABLE PARTICULAR MATTER IN THE MUNICIPALITY OF SÃO PAULO, BRAZIL.

Título resumido: Aplicação de regressão do uso do solo no município de São Paulo.
Application of land use regression in the city of São Paulo.

Resumo

O estudo teve por objetivo construir um modelo de regressão de uso do solo para prever a concentração material particulado inalável no município de São Paulo/Brasil. O estudo se baseou na média de MP_{10} de 2007 de 09 estações de monitoramento. Obtiveram-se dados demográficos, viários e de uso do solo em *buffers* de 250 a 1.000 m para compor o modelo. Calculou-se regressão linear simples entre as variáveis e MP_{10} . Aquelas mais robustas e sem colinearidade ingressaram no modelo de regressão múltipla. Foram obtidas 113 variáveis independentes e quatro entraram no modelo de regressão múltipla. O modelo final explicou 63,8% da variância de MP_{10} com a permanência da variável relacionada a tráfego leve em *buffers* ≤ 250 m. O modelo foi aplicado em 6.098 pontos e mapeado por interpolação para visualizar a concentração de MP_{10} na cidade. Verificou-se que o método de regressão do uso do solo é rápido, de fácil execução e pode ser usado em estudos epidemiológicos. Entretanto, os resultados do modelo devem ser analisados com precaução por ter se baseado em medições de poucos locais.

PALAVRAS-CHAVE: Poluição do ar, exposição ambiental, material particulado, impacto ambiental, saúde ambiental.

Abstract

The study intended to develop a land use regression model to predict inhalable particulate matter concentrations in São Paulo, Brazil. The study was based on the 2007 average of PM_{10} available from 09 monitoring stations. We obtained demographics, roads and land use data in buffers of 250 to 1,000 m to compose the model. We calculated a linear regression among the variables and PM_{10} . The variables more robust and without collinearity entered in the multiple regression model. We obtained 113 independent variables and four variables entered in the multiple regression model. The final model explained 63.8% of the variance of the PM_{10} with the permanence of the variable related to light traffic in buffers ≤ 250 m. The model was applied in 6,098 points and mapped by interpolation to visualize the PM_{10} concentration in the city. The land use regression approach is quick, easy and may be used in epidemiological studies. However, the model results should be analyzed with caution because it is based on measurements of only a few sites.

KEYWORDS: Air Pollution, environmental exposure, particulate matter, environmental impact, environmental health.

Introdução

A exposição humana a um contaminante consiste no contato do mesmo em diferentes cenários ambientais (ar, água e solo) e o indivíduo (via inalação, ingestão, contato dérmico) e envolve a concentração deste contaminante e o quanto este foi ingerido ou absorvido pelo organismo (ZOU et al., 2009).

A abundância de um poluente, definido como massa ou fração do material por volume ou área no ambiente, aumenta a chance de contato com o contaminante pela população alvo em um dado tempo/espço. O ambiente pode agir, portanto, como um facilitador da exposição aos poluentes e, com isso, desencadear diversos desfechos (NUCKOLS et al., 2004).

As avaliações de exposição abordam o grau de interação entre as fontes contaminantes em vários níveis de detalhe, podendo incluir três abordagens de monitoramento: biológico (biomarcadores), pessoal (medições pessoais) e ambiental (modelagem ambiental) (ZOU et al., 2009). O aperfeiçoamento do método de avaliação da exposição deve permitir uma construção lógica ou empírica que estime com acurácia os parâmetros de exposição individual ou populacional, a partir da entrada de dados disponíveis (WHO, 2006).

As diferentes abordagens para avaliar exposição foram hierarquizadas pela US National Research Council e as exposições individuais foram consideradas as melhores formas de estimar exposição real. Em contrapartida, dados residenciais ou ocupacionais em áreas geográficas definidas foram considerados menos acurados (NIEUWENHUIJSEN et al., 2006). No entanto, devido aos altos custos das avaliações individuais, tem-se buscado aperfeiçoar os métodos relacionados a medições e modelagens ambientais, assumindo a exposição ambiental como medida individual nos estudos epidemiológicos (*proxy*).

Para o desenvolvimento desses modelos baseados em abordagens indiretas, o uso de sistemas de informação geográfica – SIG – auxilia no mapeamento de concentrações de poluentes e sua distribuição espaço-temporal, na medição da distância da fonte poluidora e dos sujeitos envolvidos e na estimativa de exposição pessoal em um local específico integrando localização do indivíduo, com dados de suas atividades diárias somadas a estimativas de modelagem de exposição.

Alguns estudos avaliam poluição atmosférica utilizando medições da concentração média dos poluentes medido pelas estações de monitoramento da qualidade do ar. No entanto, por motivos de caráter econômico e administrativo, o número e a distribuição limitada dessas estações mensura apenas a concentração regional dos poluentes e não detecta a heterogeneidade espacial de poluentes emitidos por fontes móveis, que possuem alta variabilidade espacial a poucas distâncias da fonte geradora (SAHSUVAROGLU et al., 2006).

Há localizações em que a concentração da poluição atmosférica é mais elevada. As causas para isso podem ser a dispersão limitada de poluentes, como corredores de prédios (*street canyons*), ou emissões elevadas originárias do tráfego intenso. As concentrações de material particulado $\geq 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (MP_{10}) e $\geq 2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($\text{MP}_{2,5}$) e carbono elementar são maiores até 150 m de uma via urbana movimentada ou rodovia, e partículas ultrafinas e NO_2 possuem concentrações mais elevadas até 250 m. Pode haver, ainda, locais com elevada concentração de poluição do ar que

não estão relacionados ao tráfego veicular e incluem indústrias, estações ferroviárias, aeroportos e portos (WHO, 2006).

Por isso, ao utilizar apenas informações de estações de monitoramento pode-se incorrer em erros na classificação de exposição dos sujeitos em um estudo epidemiológico, uma vez que pessoas residentes nestas áreas mais poluídas podem estar mais expostas.

Muitos modelos de exposição ambiental a poluição atmosférica se baseiam na proximidade da fonte poluidora, por exemplo, a proximidade ao tráfego para avaliar poluição atmosférica (JERRET; FILKENSTEIN, 2005). Embora a aplicação do modelo de proximidade seja a mais simples e barata, ela é limitada por considerar que os sujeitos, em uma dada distância da fonte de exposição, estão igualmente expostos, pois não considera outros parâmetros que influenciam a dispersão dos poluentes (RYAN; LEMASTERS, 2007).

Por isso, os modelos de avaliação da exposição vêm apresentando métodos cada vez mais refinados ao longo do tempo, incluindo variáveis que influenciam na dispersão dos poluentes (ZOU et al., 2009), combinando outros fatores além das medidas de distância, capazes de identificar variações, em pequena escala, dos níveis dos poluentes, como tipo de rodovia/via, fluxo de tráfego e uso do solo, densidade populacional, entre outros.

Um método que se tornou freqüente na literatura sobre poluição atmosférica é a Regressão do Uso do Solo (*Land Use Regression*). Ele estima os níveis de poluição em uma dada área, baseado em características que se atribuem estar relacionadas com a concentração e dispersão dos poluentes⁸ e utiliza medições de poluição em um determinado local como variável dependente e o tipo de uso do solo, tráfego e características geográficas dentro de uma área circular ao redor deste local (*buffers*) como preditores das concentrações medidas (ARAIN et al., 2007).

Este estudo teve por objetivo construir um modelo de regressão de uso do solo para predizer a concentração ambiental de MP_{10} no município de São Paulo, uma vez que a correlação entre concentrações ambientais e pessoais relacionadas à exposição ao material particulado é bastante alta, apoiando o uso de modelos ambientais como indicador de exposição (WHO, 2006).

Métodos

O estudo foi realizado no município de São Paulo (MSP), que se constitui como centro de uma grande metrópole, com uma população de 11.324.102 habitantes, alta densidade demográfica (≈ 7.500 habitantes/km²), numa área de 1.509 km² e um grau de urbanização de 98,9% (SEADE, 2011). A cidade caracteriza-se pela elevada emissão de poluentes, principalmente atribuída à frota veicular superior a 7 milhões de veículos (DETRAN, 2011) circulando em ≈ 16.300 km de vias.

Dados da média anual de MP_{10} para o ano de 2007 foram obtidos de medições das estações automáticas de monitoramento da qualidade do ar localizadas no município de São Paulo cujas medições eram representativas para o ano em questão. Nesse caso, a adoção de critérios de representatividade dos dados para uma determinada estação ou período significa que as medições não apresentaram falhas que comprometem a interpretação do resultado obtido. No caso da média diária, é representativa a informação que engloba $\frac{2}{3}$ das médias horárias válidas no dia e a média anual é considerada representativa se as medições atingirem pelo menos $\frac{1}{2}$ das

médias diárias válidas para os quadrimestres janeiro-abril, maio-agosto e setembro-dezembro (CESTESB, 2008).

Foram utilizadas informações do Censo 2000 IBGE, como total de residentes em domicílios particulares e total de domicílios particulares, por setor censitário. As informações de altitude do município, em intervalos de 5 m, foram obtidas da base de dados Geolog da Prefeitura de São Paulo.

A base cartográfica de uso do solo, por quadra fiscal, do município de São Paulo foi elaborada pela Secretaria Municipal de Planejamento – SEMPLA e é uma representação dos dados de área construída na qual foram estabelecidas 15 classes de predominância de uso, por tipologia de ocupação (horizontal e vertical), padrão das edificações (baixo, médio e alto), tipo de uso (residencial, industrial, comércio e serviços, garagens, escolas, equipamentos de uso público, outros usos), terrenos vagos e sem predominância.

A Companhia de Engenharia de Tráfego (CET) realiza contagem de veículos em algumas vias do município, nos horários de pico da manhã e utilizam o programa canadense EMME-2 para simular o tráfego nas demais vias do município. Baseado nas contagens e simulações, a CET forneceu informações do tráfego médio de 2007. Também foram incluídos dados das vias, por tipo (vias locais, coletoras, arteriais e de trânsito rápido), número de faixas de rolamento e velocidade média do fluxo.

Todas as variáveis independentes foram construídas utilizando o programa de SIG Mapinfo (Professional version 8.5; Mapinfo Corporation, New York, NY, USA) e se baseou em *buffers* de 250, 500, 750 e 1000 m de raio no entorno das estações de monitoramento da Cetesb (Figura 1). Foi possível obter um total de 113 variáveis preditivas e exploradas na construção do modelo final. Estas variáveis são apresentadas de forma resumida no Quadro 1.

Figura 1 – Representação das estações de monitoramento da CETESB e dos buffers construídos para obtenção das variáveis do modelo de regressão do uso do solo.

Foi criado um mapa de 6.098 pontos regulares de 500 x 500 m do município de São Paulo, no qual se aplicou a fórmula obtida pelo modelo de regressão final, de forma a predizer os níveis desse poluente para cada ponto. O mapa da concentração de MP_{10} no município em 2007 (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$) foi elaborado no SIG ArcGIS (versão 9.3.1 ESRI, Redlands, CA, USA) por meio da ferramenta de interpolação, que se baseou no método denominado Kriging, atribuindo valores da variável de interesse em pontos desconhecidos utilizando valores de pontos conhecidos.

A associação entre as 113 variáveis independentes com os níveis diários de MP_{10} foi avaliada por regressão linear simples ($\alpha=5\%$). Aquelas com $p \leq 0,2$ na análise univariada foram selecionadas para cálculo do modelo final. A colinearidade das variáveis foi examinada pelo teste de correlação de Pearson. No caso de haver colinearidade, foi selecionada aquela mais robusta (menor valor de p). Esses cálculos foram realizados no programa SPSS for Windows, versão 13.0.

Quadro 1 – Variáveis utilizadas para construção do modelo de regressão do uso do solo no município de São Paulo.

USO DO SOLO	TRÁFEGO	VIÁRIO	DEMOGRÁFICO	ALTITUDE
Buffers com raio de 250, 500, 750 e 1.000 m				
Área (km ²) dos tipos de uso	Média de tráfego das vias	Comprimento das vias (m)	População e domicílios	
<ul style="list-style-type: none"> – Residencial horizontal baixo padrão. – Residencial horizontal médio e alto padrões. – Residencial horizontal – Residencial vertical baixo padrão. – Residencial vertical médio e alto padrões. – Residencial vertical – Residencial baixo padrão – Residencial médio e alto padrões – Residencial comercial e serviços. – Industrial e armazéns. – Residencial e comercial / serviços. – Residencial e industrial / armazéns. – Comercial / serviços e industrial / armazéns. – Garagens. – Equipamentos de público. – Escolas. – Terrenos Vagos. – Outros usos. 	<ul style="list-style-type: none"> – Locais - tráfego de todos os tipos de veículos – Arteriais, Coletoras e Trânsito rápido - tráfego de veículos leves – Arteriais, Coletoras e Trânsito rápido - tráfego de veículos pesados – Arteriais, Coletoras e Trânsito rápido - tráfego de todos os tipos de veículos 	<ul style="list-style-type: none"> – Vias locais – Coletoras – Arteriais – Trânsito rápido 	<ul style="list-style-type: none"> – Total de pessoas residentes em domicílios particulares permanentes – Total de domicílios particulares permanentes 	<ul style="list-style-type: none"> – Altitude (m) das estações de monitoramento

O modelo final foi obtido por regressão linear múltipla, pelo método *bootstrap* de reamostragem (MOORE et al., 2007), no qual as análises foram replicadas 150 vezes. As análises múltiplas eram refeitas, com a exclusão das variáveis sem significância estatística. Esta prática foi repetida até se obter a(s) variável(is) com $p \leq 0,05$. A regressão linear múltipla foi realizada no programa *STATA: Statistics/Data Analysis 9.0*.

Por fim, a fórmula obtida na regressão múltipla foi aplicada no mapa de pontos 500x500 km do município de São Paulo para o mapeamento por interpolação.

Resultados

Das 12 estações de monitoramento que mediram a concentração de MP_{10} , em 2007 somente 09 foram representativas e utilizadas para construção do modelo. A concentração média diária de MP_{10} para o ano de 2007 no município de São Paulo foi de $40,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($DP = 4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). As estações de monitoramento Cambuci e Congonhas foram as que apresentaram maior média de MP_{10} , seguida pela estação Centro, em contrapartida, a estação de Pinheiros foi onde se observou a menor média do município (tabela 1).

Tabela 1 – Média anual de MP_{10} das estações de monitoramento do município de São Paulo, 2007.

Estação de Monitoramento	μMP_{10} (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Cambuci	46
Congonhas	46
Centro	45
Parque Dom Pedro II	41
Cerqueira César	39
Ibirapuera	38
Nossa Senhora do Ó	36
Santo Amaro	36
Pinheiros	34
Mooca	s/r
Parelheiros	s/r
Santana	s/r

s/r = sem representatividade

Do total de 113 variáveis construídas por SIG, 24 delas apresentaram $p \leq 0,2$ na análise de regressão linear univariada. Estas se referiram ao tráfego de veículos, extensão de vias, total de domicílios, uso residencial, terrenos vagos e indústrias/armazéns dos *buffers*. No entanto, 20 delas apresentaram colinearidade e foram excluídas da análise, restando apenas quatro para o cálculo de regressão multivariada. Três variáveis finais foram associadas ao aumento dos níveis de material particulado: tráfego de veículos leves, total de domicílios, uso comercial/serviços e industrial/armazéns. Inversamente, o uso residencial horizontal de médio e alto padrões foi negativamente associado com o nível de material particulado (tabela 2).

Apenas a média diária do tráfego de veículos leves das vias coletoras, arteriais e de trânsito rápido até 250 m apresentou-se estatisticamente significativa (p

< 0,001) e permaneceu no modelo de regressão multivariada, que reportou $r^2 = 0,638$, conforme se observa na tabela 3.

No mapa de pontos regulares 500 x 500 m se aplicou a fórmula da regressão para predizer o valor de MP_{10} . A média predita de MP_{10} pelo modelo de regressão foi de $36,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($DP = 3,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A interpolação desses pontos gerou o mapa da concentração média diária deste poluente no município de São Paulo em 2007.

Tabela 2 – Variáveis finais do modelo univariado ($p \leq 0,2$).

Variável	Buffer (m)	r	r ²	β	p
Tráfego de veículos leves	250	0,799	0,638	$1,0 \times 10^{-3}$	0,01
Tráfego de veículos*	250	0,727	0,528	0	0,027
Extensão de vias arteriais*	250	0,717	0,514	$3,0 \times 10^{-3}$	0,03
Extensão de vias arteriais*	500	0,64	0,41	$1,0 \times 10^{-3}$	0,063
Uso residencial horizontal*	500	0,635	0,403	$-2,35 \times 10^{-5}$	0,066
Uso residencial horizontal - médio e alto padrões*	750	0,63	0,397	$-1,17 \times 10^{-5}$	0,069
Uso residencial horizontal*	750	0,63	0,397	$-1,10 \times 10^{-5}$	0,069
Uso residencial horizontal - médio e alto padrões*	500	0,628	0,395	$-2,45 \times 10^{-5}$	0,07
Extensão de vias coletoras*	1.000	0,579	0,335	0	0,102
Total de domicílios particulares permanentes	250	0,573	0,329	$4,0 \times 10^{-3}$	0,107
Extensão de vias arteriais*	1000	0,571	0,326	0	0,108
Extensão de vias arteriais*	750	0,555	0,308	$1,0 \times 10^{-3}$	0,121
Uso residencial*	250	0,632	0,399	$-9,62 \times 10^{-5}$	0,128
Total de habitantes*	250	0,537	0,288	$2,0 \times 10^{-3}$	0,136
Extensão de vias locais*	1.000	0,508	0,258	0	0,163
Uso residencial horizontal - médio e alto padrões	250	0,496	0,246	$-5,56 \times 10^{-5}$	0,174
Uso residencial horizontal*	250	0,497	0,247	$-5,55 \times 10^{-5}$	0,174
Uso comercial/ serviços e industrial / armazéns	500	0,493	0,243	$8,16 \times 10^{-5}$	0,177
Total de domicílios particulares permanentes*	500	0,479	0,23	$1,0 \times 10^{-3}$	0,192
Uso Industrial e Armazéns*	250	0,478	0,228	$1,0 \times 10^{-3}$	0,193
Terrenos Vagos*	250	0,478	0,228	0	0,193
Extensão de vias locais*	750	0,473	0,224	0	0,198
Extensão de vias coletoras*	750	0,468	0,219	$1,0 \times 10^{-3}$	0,2
Tráfego de veículos leves*	500	0,471	0,221	$6,16 \times 10^{-5}$	0,2

* Variáveis excluídas por colinearidade

Tabela 3 - Resultados do modelo final da regressão linear multivariada.

Variável	β	$\hat{S}_{boot}$	z	p
Constante	35,31484	1,394	25,34	<0,001
Tráfego de veículos leves ≤ 250	$5,114 \times 10^{-4}$	$1,33 \times 10^{-4}$	3,85	<0,001

$r^2 = 0,6384$

Conforme se observa na figura 2, a concentração é maior ao longo de vias com tráfego elevado e nos distritos centrais, onde há maior tráfego. Em contrapartida, as concentrações diminuem nas partes periféricas, principalmente no extremo sul do município.

Figura 2 – média anual da concentração de MP₁₀ (em $\mu\text{g}/\text{m}^3$) no município de São Paulo, 2007.

Discussão

O modelo de regressão final do MP_{10} desenvolvido neste estudo incluiu apenas uma variável independente (média diária do tráfego de veículos leves das vias coletoras, arteriais e de trânsito rápido até 250 m). Em geral, a literatura sobre este tema tem reportado modelos finais que incluem diversas variáveis, mesmo assim o modelo foi capaz de explicar 63,8% da variabilidade na concentração média anual de MP_{10} no município de São Paulo.

Este percentual está de acordo com o Relatório Anual da Qualidade do Ar de 2007, da Cetesb, no qual se estima que 40% da concentração de MP_{10} na região metropolitana de São Paulo é originária da queima de combustível veicular e os outros 25% da ressuspensão de partículas (não detalhando se é ocasionado pelo tráfego), que somados totalizam 65% (CESTESB, 2008).

Alguns autores relataram o uso de dados apenas da rede de monitoramento da qualidade do ar para gerar modelos de regressão do uso do solo. Este foi o caso do modelo de Moore et al. (2007) para prever $PM_{2,5}$ na região metropolitana de Los Angeles, EUA baseado em dados de 23 estações de monitoramento. O modelo final apresentou $r^2=0,63$ e se mantiveram as variáveis relativas a tráfego e áreas governamentais e industriais. O modelo foi aplicado em pontos aleatórios e os valores estimados foram mapeados por interpolação.

O outro foi o estudo desenvolvido em Shizuoka, Japão (KASHIMA et al., 2009) e utilizou dados de medições da rede de monitoramento local. O modelo final de NO_2 apresentou poder preditivo de 52% e incluiu dados de densidade de vias, tráfego, distância do litoral e terreno cultivável. O modelo de partículas suspensas totais incluiu somente volume de tráfego de caminhões e o seu poder preditivo foi baixo ($r^2=0,11$).

Apesar da possibilidade de utilizar dados de estações de monitoramento, a literatura aborda o maciço uso de amostradores (*samplers*) para coleta de informações de poluição atmosférica. As medições são realizadas ao longo das áreas onde se pretende desenvolver modelos de regressão para estimar a concentração de poluentes.

Gilbert et al (2009) mediram NO_2 em Montreal/Canadá por meio de 67 amostradores. O modelo final predisse 54% da variação deste poluente e incluiu o comprimento de vias movimentadas, fluxo veicular, uso de solo industrial e densidade populacional.

Ross et al. (2006) mediram NO_2 com 39 amostradores em San Diego, EUA. O modelo final ($r^2=0,79$) foi aplicado em 500 pontos aleatórios e foi feita interpolação para mapear a dispersão de NO_2 na área estudada.

O modelo desenvolvido em Roma por Roselund et al. (2009) se baseou em 70 locais de medição de NO_2 . O poder preditivo do modelo foi de 68% e incluiu a distância de vias movimentadas, tamanho do setor censitário, número de residentes, densidade populacional e altitude.

Brauer et al. (2003) desenvolveram um modelo de $PM_{2,5}$ na Holanda, Munique (Alemanha) e Estocolmo (Suécia), utilizando entre 40 e 42 amostradores em cada localidade. Os modelos finais explicaram 73%, 56% e 50% da variabilidade média anual de $PM_{2,5}$ na Holanda, Munique e Estocolmo, respectivamente.

Su et al. (2009) modelaram concentrações de NO , NO_x e NO_2 em Los Angeles, EUA, com dados de medições de 181 amostradores. Os modelos finais explicaram 81%, 86% e 88% da variação de NO , NO_2 e NO_x , respectivamente.

Brauer et al. (2008) estimaram fumaça preta, $MP_{2,5}$, NO e NO_2 em Vancouver – Canadá. O poder preditivo do modelo de NO ficou em 62%, 56% para NO_2 e fumaça preta e, por fim, um poder preditivo de 52% no modelo de $MP_{2,5}$.

Em Valência, Espanha, Iñiguez et al. (2009) desenvolveram um modelo de NO_2 com medições de 93 amostradores. O poder preditivo do modelo foi de 81% e houve tendência de decréscimo dos níveis de NO_2 da zona urbana para a rural e grande influência de uma rodovia que cruza a região.

Apenas alguns estudos utilizaram variáveis meteorológicas na construção dos modelos de regressão do uso do solo (ARAIN et al., 1997; BRIGGS et al., 2000; MAUKO et al., 2008). Assim como na regressão do uso do solo desenvolvida no município de São Paulo, a grande maioria dos trabalhos verificados desconsidera a influência da direção/velocidade dos ventos na dispersão dos poluentes ou a sazonalidade dos níveis de poluição, o que pode diminuir a capacidade de predição dos modelos.

Briggs et al. (2000) aplicaram um modelo de NO_2 em quatro cidades do Reino Unido, identificando características como temperatura, velocidade do vento e pressão atmosférica. Mauko et al. (2008) construíram dois modelos: com dados de *buffers* circulares e outro com *buffers* distorcidos para a direção predominante dos ventos. No modelo de *buffers* circulares o r^2 foi 0,66 e no modelo baseado em *buffers* distorcidos o poder preditivo aumentou para 0,81.

No modelo desenvolvido em Toronto e Hamilton/Canadá (ARAIN et al., 1997), a inclusão de dados eólicos aumentou a predição do modelo de 65% para 69%. Em outro modelo de Hamilton⁵ com informações de direção do vento o r^2 foi de 0,76.

Embora não tenha havido o relato da confiabilidade e qualidade das informações de uso do solo utilizadas nestes estudos, a forma de organização dos dados de uso do solo da cidade de São Paulo pode ter limitado os resultados do modelo, pois estes são baseados na predominância de uso, entendida como a classe com incidência $\geq 60\%$ da área construída total da quadra. Ou seja, a informação é disponível em categorias prontas, de forma que não se permite modificá-las conforme a necessidade do estudo. A agregação por quadras impossibilita o aumento do nível de detalhamento dessas informações, por exemplo, por lotes. Além disso, a dinâmica da cidade faz com que o uso do solo se altere rapidamente e desordenadamente, principalmente nas periferias ou em antigas áreas industriais.

Apesar disso, houve associação negativa entre o uso residencial horizontal de médio e alto padrões e MP_{10} no cálculo do modelo final. Este tipo de uso geralmente se caracteriza pela baixa densidade construtiva, menos domicílios e habitantes por quilometro quadrado, fatores que podem contribuir com menor circulação de veículos.

Os modelos verificados na literatura, em sua maioria, estimaram a concentração de NO_2 . Ele é considerado um bom indicador da poluição gerada por tráfego veicular e é fácil de medir (ROSE et al., 2009). No caso de São Paulo, havia apenas cinco estações de monitoramento cujos dados de NO_2 eram representativos em 2007, enquanto dados de MP_{10} eram representativos em nove estações.

A maior parte desses estudos apresentou poder preditivo acima de 50%. Mesmo obtendo um percentual preditivo satisfatório, os resultados do modelo aplicado em São Paulo devem ser observados com precaução, uma vez que este se baseou em medições de poucas estações de monitoramento da qualidade do ar. Os

modelos de regressão do uso do solo relatados se basearam em mais pontos, mesmo aqueles que utilizaram medições de estações de monitoramento, variando entre 20 (BRIGGS et al., 2000) a 181 locais (SU et al., 2009) e isso aumenta a precisão dos resultados obtidos.

A aplicação de regressão do uso do solo permite a mensuração da contribuição das diversas fontes nos níveis de poluição do ar (fontes pontuais ou móveis) e isso pode auxiliar para que medidas de controle e combate à emissão de poluentes sejam tomadas.

A única variável que permaneceu estatisticamente significativa no modelo final foi o volume de tráfego de veículos leves até 250 m da estação de monitoramento, o que indica a influência do tráfego veicular nos níveis ambientais de material particulado em São Paulo. A associação com tráfego veicular está de acordo com outros estudos de regressão do uso do solo aplicados com outros poluentes atmosféricos e que enfatizam a contribuição das fontes móveis nos níveis de poluição atmosférica urbana (ARAIN et al., 2007; BRAUER et al., 2003; GILBERT et al., 2009; KASHIMA et al., 2009; MAUKO et al., 2008; ROSELUND et al., 2009; SAHSUVAROGLU et al., 2006; SU et al., 2009).

Conforme se verificou no mapa de interpolação, as maiores concentrações de MP_{10} foram em locais de elevado fluxo veicular associado a áreas com maiores densidades populacionais. Isto evidencia o potencial impacto que a exposição ao MP_{10} pode acarretar à saúde, uma vez que as maiores concentrações atingem um número maior de pessoas.

Considerações Finais

O modelo de regressão do uso do solo desenvolvido no município de São Paulo foi capaz de explicar mais de 60% da variabilidade espacial da concentração média de MP_{10} no ano de 2007. Este poder preditivo está de acordo com estudos similares. A permanência da variável volume de tráfego de veículos leves até 250 m no modelo final destaca a importância da fonte veicular como contribuinte dos níveis de MP_{10} no município de São Paulo.

O pequeno número de pontos de medição de MP_{10} limita a acurácia deste modelo de regressão do uso do solo. Por isso, recomenda-se a construção de um modelo baseado na medição de MP_{10} em diversos pontos da cidade por meio de amostradores, de forma a aumentar sua precisão. Também é importante que as informações de uso do solo estejam mais detalhadas.

Deve-se enfatizar que este estudo mostrou como é rápido e fácil desenvolver modelos de regressão de uso do solo para estimar exposição aos poluentes atmosféricos, quando há disponibilidade de dados que envolvem sua elaboração. Os pontos aleatórios criados para aplicação de interpolação poderiam ser substituídos por endereço de sujeitos, de forma a estimar a exposição dos mesmos em estudos epidemiológicos, como verificado em Brauer et al. (2008) e Iñiguez et al. (2009), Tendo em vista que a realização de medições pessoais em estudos epidemiológicos é cara e logisticamente difícil, destaca-se a importância de desenvolver métodos indiretos de avaliação da exposição, entre eles a regressão do uso do solo.

Referências Bibliográficas

- ARAIN, M.A.; BLAIR, R.; FINKELSTEIN, N.; BROOK, J.R.; SAHSUVAROGLU, T.; BECKERMAN, B.; ZHANG, L.; JERRET, M. The use of wind fields in a land use regression model to predict air pollution concentrations for health exposure studies. *Atmospheric Environment*, v. 41, p. 3453-3464, 2007.
- BRAUER, M.; HOEK, G.; VLIET, P.; MELIEFSTE, K.; FISCHER, P.; GEHRING, U.; HEINRICH, J.; CYRYS, J.; BELLANDER, T.; LEWNE, M.; BRUNEKREEF, B. Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and geographic information systems. *Epidemiology*, v. 14, n. 2, p. 228-239, 2003.
- BRAUER, M.; LENCAR, C.; TAMBURIC, L.; KOEHOORN, M.; DEMERS, P.; KARR, C. A cohort study of traffic-related air pollution impacts on birth outcomes. *Environmental Health Perspectives*, v. 116, n. 5, p. 680-686, 2008.
- BRIGGS, D.J.; HOOGH, C.; GULLIVER, J.; WILLS, J.; ELLIOT, P.; KINGHAM, S.; SMALLBONE, K. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *Science of the Total Environment*, v. 253, p. 151-167, 2000.
- CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2007*. São Paulo: CETESB, 2008. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Ar/publicacoes.asp>>. Acesso em Agosto de 2009
- DETRAN-SP. Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo. *Frota de Veículos - DETRAN-SP*. São Paulo: 2011. Disponível em <<http://www.detran.sp.gov.br/frota/frota.asp>>. Acesso em Agosto de 2011.
- GILBERT, N.L.; GOLDBERG, M.S.; BECKERMAN, B.; BROOK, J.R.; JERRET, M. Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montréal, Canada, with a land-use regression model. *Air & Waste Management Association*, v. 55, p. 1059-1063, 2009.
- IÑIGUEZ, C.; BALLESTER, F.; ESTARLICH, M.; LLOP, S.; FERNANDEZ-PATIER, R.; AGUIRRE-ALFARO, A.; ESPLUGUES, A. Estimation of personal NO₂ exposure in a cohort of pregnant women. *Science of the Total Environment*, v. 407, p. 6093-6099, 2009.
- JERRET, M.; FINKELSTEIN, M. Geographies of risk in studies linking chronic air pollution exposure to health outcomes. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, v. 68, p. 1207-1242, 2005.
- KASHIMA, S.; YORIFUJI, T.; TSUDA, T.; DOI, H. Application of land use regression to regulatory air quality data in Japan. *Science of the Total Environment*, v. 407, p. 3055-3062, 2009.
- MAUKO, M.E.; TANG, B.; GEORGE, L.A. A sub-neighborhood scale land use regression model for predicting NO₂. *Science of the Total Environment*, v. 398, p. 68-75, 2008.
- MOORE, D.K.; JERRET, M.; MACK, W.J.; KÜNZLI, N. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 9, p. 246-252, 2007.
- NIEUWENHUIJSEN, M.; PAUSTENBACH, D.; DUARTE-DAVIDSON, R. New developments in exposure assessment: The impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environmental Health*, v. 32, p. 996-1009, 2006.

- NUCKOLS, J.R.; WARD, M.H.; JARUP, L. Using geographic information systems for exposure assessment in Environmental Epidemiology studies. *Environmental Health Perspectives*, v. 112, n. 9, p. 1007-1015, 2004.
- ROSE, N.; COWIE, C.; GILLET, R.; MARKS, G.B. Weighted road density: a simple way of assigning traffic-related air pollution exposure. *Atmospheric Environment*, v. 43, p. 5009-5014, 2009.
- ROSENlund, M.; FORASTIERE, F.; PORTA, D.; SARIO, D.; BADALONI, C.; PERUCCI, C.A. Traffic-related air pollution in relation to respiratory symptoms, allergic sensitisation and lung function in schoolchildren. *Thorax*, v. 64, p. 573-580, 2009.
- ROSS, Z.; ENGLISH, P.B.; SCALF, R.; GUNIER, R.; SMOROKINSKY, S.; WALL, S.; JERRET, M. Nitrogen dioxide prediction in Southern California using land use regression modeling: potential for environmental health analyses. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology*, v. 16, p. 106-114, 2006.
- RYAN, P.H.; LEMASTERS, G.K. A Review of Land-use Regression Models for Characterizing Intraurban Air Pollution Exposure. *Inhalation Toxicology*, v. 19, n. Sup. 1, p. 127-133, 2007.
- SAHSUVAROGLU, T.; ARAIN, A.; KANAROGLOU, P.; FINKELSTEIN, N.; NEWBOLD, B. A land use regression model for predicting ambient concentrations of nitrogen dioxide in Hamilton, Ontario. *Air & Waste Management Association*, v. 56, p. 1059-1069, 2006.
- SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. *Município de São Paulo – MSP* [internet]. São Paulo: 2011. Disponível em <<http://www.seade.sp.gov.br/produtos/msp/index.php>>. Acesso em agosto de 2011.
- SU, J.G.; JERRET, M.; BECKERMAN, B.; WILHELM, M.; GHOSH, J.K.; RITZ, B. Predicting traffic-related air pollution in Los Angeles using a distance decay regression selection strategy. *Environmental Health*, v.109, p. 657-670, 2009.
- WHO. World Health Organization. *Who Air Quality Guidelines Global Update 2005* – Report on a working group meeting. Bonn, Germany: 2006.
- ZOU, B.; WILSON, J.G.; ZHAN, F.B.; ZENG, Y. Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *Journal of Environmental Monitoring*, v. 11, p. 475-490, 2009.

8.3 Artigo 3

Tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos na cidade de São Paulo: avaliação dos indicadores densidade de vias e volume de tráfego por distrito administrativo, no município de São Paulo, em relação à ocorrência de óbitos por doenças do aparelho circulatório em homens com 40 anos de idade ou mais.

Mateus Habermann^INelson Gouveia^{II}

Tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos

Motor vehicle traffic and cardiovascular mortality in male adults

RESUMO

OBJETIVO: Analisar a associação entre indicadores de exposição à poluição por tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos.

MÉTODOS: Foram analisadas informações sobre vias e volume de tráfego no ano de 2007 fornecidas pela companhia de engenharia de tráfego local. Mortalidade por doenças do aparelho circulatório no ano de 2005 entre homens ≥ 40 anos foram obtidas do registro de mortalidade do Programa de Aprimoramento de Informações de Mortalidade do Município de São Paulo, SP. Dados socioeconômicos do Censo 2000 e informações sobre a localização dos serviços de saúde também foram coletados. A exposição foi avaliada pela densidade de vias e volume de tráfego para cada distrito administrativo. Foi calculada regressão ($\alpha = 5\%$) entre esses indicadores de exposição e as taxas de mortalidade padronizadas, ajustando os modelos para variáveis socioeconômicas, número de serviços de saúde nos distritos e autocorrelação espacial.

RESULTADOS: A correlação entre densidade de vias e volume de tráfego foi modesta ($r^2 = 0,28$). Os distritos do centro apresentaram os maiores valores de densidade de vias. O modelo de regressão espacial de densidade de vias indicou associação com mortalidade por doenças do aparelho circulatório ($p = 0,017$). Não se observou associação no modelo de volume de tráfego. Em ambos os modelos – vias e volume de tráfego (veículos leves/pesados) – a variável socioeconômica foi estatisticamente significativa.

CONCLUSÕES: A associação entre mortalidade por doenças do aparelho circulatório e densidade de vias converge com a literatura e encoraja a realização de mais estudos epidemiológicos em nível individual e com métodos mais acurados de avaliação da exposição.

DESCRIPTORIOS: Doenças Cardiovasculares, mortalidade. Poluição do Ar. Emissões de Veículos. Poluentes do Ar, efeitos adversos.

^I Programa de Pós-Graduação em Ciências. Departamento de Medicina Preventiva. Faculdade de Medicina (FM). Universidade de São Paulo (USP). São Paulo, SP, Brasil

^{II} Departamento de Medicina Preventiva. FM-USP. São Paulo, SP, Brasil

Correspondência | Correspondence:

Mateus Habermann
Av. Dr. Arnaldo, 455 – 2º andar
Cerqueira César
01246-903 São Paulo, SP, Brasil
E-mail: mathab@usp.br

Recebido: 12/5/2011
Aprovado: 30/8/2011

Artigo disponível em português e inglês em:
www.scielo.br/br/rsp

ABSTRACT

OBJECTIVE: To assess the association between indicators of exposure to motor vehicle-related air pollution and cardiovascular mortality in male adults.

METHODS: Information on roads and traffic volume for the year 2007 in the city of São Paulo, Southeastern Brazil, was obtained from the local Traffic Engineering Division. Data on mortality from cardiovascular diseases among men aged ≥ 40 years in 2005 were obtained from the mortality database of the city of São Paulo. Socioeconomic data from the 2000 Population Census and information on location of health care units were also collected. Exposure was assessed by road density and traffic volume for each geographic unit (administrative districts). Spatial regression ($\alpha = 5\%$) between these indicators of exposure and standardized mortality rates from cardiovascular diseases were estimated. The models were adjusted for socioeconomic variables, number of health care units in the districts and spatial autocorrelation.

RESULTS: It was found a modest correlation between road density and traffic volume ($r^2 = 0.28$). The central districts had the highest road densities. The spatial regression model of road density showed an association with mortality from cardiovascular diseases ($p = 0.017$). No association was found in the model of traffic volume. The socioeconomic variable was statistically significant in both models of road and traffic volume.

CONCLUSIONS: The association between mortality from cardiovascular diseases and road density is consistent with literature data. Further individual-level epidemiological studies should be performed using more accurate methods for the assessment of exposure.

DESCRIPTORS: Cardiovascular Diseases, mortality. Air Pollution. Vehicle Emissions. Air Pollutants, adverse effects.

INTRODUÇÃO

Dentre os poluentes ambientais, a poluição atmosférica é a que acarreta maiores impactos à saúde, uma vez que sua presença é ubíqua e atinge grande número de pessoas. Estudo recente estimou o impacto da mortalidade mundial devido à exposição ao ozônio (O_3) e material particulado $\leq 2,5 \mu g/m^3$ ($MP_{2,5}$) de fontes antrópicas.¹ O O_3 foi associado com número estimado de 0,7 (desvio-padrão, $dp = 0,3$) milhão de mortes por causas respiratórias (6,3 $dp = 3,0$ milhões de anos de vida perdidos) por ano, o $MP_{2,5}$ foi associado a 3,5 ($dp = 0,9$) milhão de mortes por causas cardíaco-respiratórias e 220.000 ($dp = 80.000$) por câncer de pulmão (30 $dp = 7,6$ milhões de anos de vida perdidos) por ano.

Crianças, idosos e indivíduos com problemas cardíaco-respiratórios são os mais vulneráveis. Anualmente, cerca de 5% dos óbitos por causas respiratórias entre crianças (≤ 5 anos) e idosos (≥ 65 anos) podem ser atribuídos à poluição por partículas inaláveis (MP_{10}) em sete capitais brasileiras: Belo Horizonte (MG), Curitiba (PR), Fortaleza (CE), Porto Alegre (RS), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP) e Vitória (ES).⁸

Estudos mostram associações positivas entre exposição aos poluentes atmosféricos e aumento do risco de doenças cardiovasculares,^{5-7,10-12} ainda que não se saibam precisamente os efeitos adversos de cada poluente sobre a fisiologia do sistema cardiovascular.

A poluição do ar pode estar relacionada ao estresse oxidativo no epitélio respiratório quando do contato direto do poluente (MP ou O_3) com células epiteliais alveolares não cobertas por fluido do revestimento epitelial ou que se sobressaem a ele, como os macrófagos. O estresse oxidativo induz apoptose dessas células e desencadeia processos inflamatórios. Esses processos inflamatórios induzem efeitos no sistema cardiovascular, como a hipercoagulação sanguínea, progressão da arteroesclerose e aumento da ruptura das plaquetas,¹³ levando a complicações cardiovasculares ateroscleróticas e isquêmicas agudas.^{2,3} A poluição também afeta o sistema autonômico gerando arritmias cardíacas.¹³

O tráfego veicular é o maior contribuinte de poluição atmosférica na cidade de São Paulo, com frota

registrada de 7.012.795 veículos em março de 2011.^a Esses veículos são responsáveis por 97% das emissões de monóxido de carbono (CO), 97% de hidrocarbonetos, 96% de óxidos de nitrogênio, 40% de MP e 32% de óxidos de enxofre, além da ressuspensão de partículas do solo e a formação de aerossóis secundários na formação de material particulado.^b

A poluição atmosférica é basicamente originada do tráfego veicular e as concentrações são mais altas próximas a vias com grande movimento de veículos e decrescem gradualmente com seu distanciamento.¹⁴ Diante disso, muitas investigações baseiam-se em métodos de avaliação da exposição indiretos baseados em informações de vias e tráfego, pois são capazes de mensurar os impactos das emissões veiculares na saúde da população exposta, auxiliando a tomada de medidas de controle e combate à emissão de poluentes.

O presente estudo teve como objetivo analisar a associação entre indicadores de exposição à poluição por tráfego veicular e mortalidade por doenças do aparelho circulatório em homens adultos.

MÉTODOS

O estudo foi realizado no município de São Paulo, que possui população de 11.324.102 habitantes, alta densidade demográfica (≈ 7.500 habitantes/km²), numa área de 1.509 km² e grau de urbanização de 98,9%. O município é subdividido em 96 distritos administrativos distribuídos entre as regiões oeste, norte, leste, sul e centro.

As informações de mortalidade foram obtidas a partir do banco de dados do Programa de Aprimoramento de Informações de Mortalidade do Município (PROAIM). Esse banco contém informações da Declaração de Óbito, como idade, sexo e distrito de residência do indivíduo na data do óbito, além da causa básica codificada segundo a Classificação Estatística Internacional de Doenças e Problemas Relacionados à Saúde, Décima revisão (CID-10). Foram selecionados óbitos de homens ≥ 40 anos ocorridos em 2005, cuja causa básica tenha sido doença do aparelho circulatório (Capítulo I00 a I99 CID-10). Calculou-se a taxa de mortalidade por doenças do aparelho circulatório de cada distrito administrativo (por 1.000 habitantes). A taxa de mortalidade foi padronizada pelo método direto, segundo a faixa etária (taxa de mortalidade padronizadas – TMP), tomando como referência a taxa de mortalidade do município.

Foram utilizadas informações populacionais e socioeconômicas do Censo 2000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, como total de habitantes por

sexo, faixa etária e rendimento mensal médio do chefe do domicílio, agrupadas por distritos administrativos.

Assumiu-se que o maior acesso a serviços de saúde pudesse influenciar nas taxas de mortalidade por doenças do aparelho circulatório na população. Assim, foram obtidas informações de serviços de saúde (SS) da base de dados da Base Cartográfica Digital da Cidade de São Paulo da Prefeitura de São Paulo para a construção da variável habitantes/SS. Consideraram-se SS os estabelecimentos públicos ou privados: unidade básica de saúde, unidade de assistência médica ambulatorial, pronto-socorro geral, centro de saúde, hospital, hospital geral, serviço de atendimento especializado, centro de especialidades.

Dados referentes ao sistema viário, como contagem e simulação do tráfego das vias principais (coletoras, arteriais e de trânsito rápido) para 2007, foram fornecidos pela Companhia de Engenharia de Tráfego do município de São Paulo e incluíam tabelas com o traçado dessas vias e por tipo, número médio diário de veículos, discriminados por tipo (leves/pesados).

Dois indicadores indiretos de exposição aos poluentes gerados por tráfego veicular foram construídos para cada distrito administrativo utilizando o programa de sistema de informação geográfica Mapinfo (Professional version 8.5: MapInfo Corporation, New York, NY, USA):

- Densidade de vias: somatória (km) das vias arteriais, coletoras e de trânsito rápido e divisão desse valor pela área (km²) do Distrito Administrativo no qual as vias estavam contidas.

$$\frac{\sum \text{vias}}{\text{área}}$$

- Volume de tráfego (subdividido para tráfego de veículos leves e pesados): somatória do fluxo veicular, dividido pelo comprimento das vias arteriais, coletoras e de trânsito rápido (em km) contidas nos distritos administrativos.

$$\frac{\sum \text{tráfego}}{\sum \text{vias}}$$

Como as informações foram agregadas por distritos administrativos, poderia haver autocorrelação espacial entre elas, e isso alteraria o poder explicativo do modelo. Por isso, as estimativas incorporaram essa estrutura espacial na possível associação entre TMP e as demais variáveis independentes. Foi realizada regressão espacial ($\alpha = 5\%$).

^a Departamento Estadual de Trânsito. Frota de Veículos em SP, por tipo de veículo. DETRAN-SP. São Paulo; 2011 [citado 2011 abr 07]. Disponível em: <http://www.detran.sp.gov.br/>

^b Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2009. São Paulo; 2010 [2011 jan 01]. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>

* $p < 0,001$

Figura 1. Gráfico de dispersão entre volume de tráfego geral, leve, pesado e densidade de vias. São Paulo, SP, 2007.

A regressão espacial considera a dependência espacial pela adição de um novo termo ao modelo de regressão, na forma de relação espacial, para a variável dependente,^c expresso formalmente como:

$$Y = \rho WY + X\beta + \varepsilon$$

em que Y é a variável dependente, ρ é o coeficiente espacial auto-regressivo, W é a matriz de vizinhança e o produto WY expressa a dependência espacial em Y . A hipótese nula para a não existência de autocorrelação espacial é $\rho = 0$.

A matriz de vizinhança W ($n \times n$), elaborada como componente do modelo, estimou a variabilidade espacial dos dados a partir de um conjunto de n Distritos $\{D_1, \dots, D_n\}$, no qual cada um dos elementos w_{ij} representava uma medida de proximidade entre D_i e D_j . Essa medida de proximidade foi calculada a partir do seguinte critério:

$w_{ij} = 1$, se D_i compartilha um lado comum com D_j , caso contrário $w_{ij} = 0$.

As análises de regressão entre a variável dependente (TMP) e as variáveis independentes (rendimento mensal *per capita* da população residente e habitantes/SS dos distritos) foram testadas em modelos univariados. Aquelas que apresentassem $p \leq 0,2$ foram mantidas nos modelos multivariados com densidade de vias e de volume de tráfego (geral, leve e pesado). As

análises foram realizadas no programa geostatístico GeoData Analysis.

Este estudo foi aprovado pela Comissão de Ética para Análise de Projetos de Pesquisa da Diretoria Clínica do Hospital das Clínicas da Faculdade de Medicina da Universidade de São Paulo, sob o número 0662/09, em 16 de julho de 2009.

RESULTADOS

A correlação entre o volume de tráfego e a densidade de vias foi modesta e estatisticamente significativa ($p < 0,001$), principalmente em virtude do tráfego de veículos leves. A correlação entre densidade de vias e volume de tráfego pesado foi baixa e sem significância (Figura 1). A maior densidade de vias encontrava-se nos distritos da região central da cidade (República, Bela Vista, Sé, Santa Cecília, Bom Retiro e Consolação). Os distritos do extremo sul da cidade foram os de menor densidade de vias (Marsilac, Parelheiros, Grajaú) e também apresentaram menor volume de tráfego. Os maiores volumes não foram observados no Centro, e sim nos distritos próximos a importantes eixos viários da cidade (Figura 2).

Houve 31.476 óbitos em homens ≥ 40 anos em 2005, 35,2% por doenças do aparelho circulatório. Houve exclusão de 11,5% dos registros por não conterem informações do distrito de residência do indivíduo. A

^c Câmara G, Carvalho MS, Cruz OG, Correa V. *Análise espacial de áreas*. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; 2002.

TMP apresentou variação de 1,37 mortes/1.000 hab no distrito de Marsilac, extremo sul do município, a 8,64 mortes/1000 hab no Pari, região central, e o rendimento *per capita* apresentou tendência de queda com a distância em relação ao centro da cidade (Figura 2).

A única variável que apresentou significância estatística com TMP foi renda média *per capita* na regressão espacial univariada. A densidade de vias e o volume de tráfego não foram estatisticamente significantes (Tabela 1).

Figura 2. Intervalos interquartis de densidade de vias, volume de tráfego, renda mensal *per capita* e taxa de mortalidade padronizada por doenças do aparelho circulatório. São Paulo, SP, 2007.

Tabela 1. Média e desvio-padrão das variáveis independentes, R² e coeficientes obtidos nas regressões espaciais. São Paulo, SP, 2007.

Variável	Média (dp)	Constante	β	R ²	p
Renda média mensal <i>per capita</i> (R\$)	479,11 (421,52)	6,61	-0,0015	0,204	<0,001
Habitantes/serviço de saúde	16.299 (9.009)	3,63	0,000028	0,107	0,06
Volume de tráfego leve (veículos/km)	3.396,5 (2.345,9)	4,62	-0,0000822	0,086	0,16
Volume de tráfego pesado (veículos/km)	729,9 (748,8)	4,05	0,000065	0,075	0,72
Volume de tráfego (veículos/km)	4.126,36 (2.865,6)	4,41	-0,0000488	0,080	0,31
Densidade de vias (km/km ²)	4,51 (3,8)	4,22	-0,017	0,074	0,64

Renda mensal *per capita* e habitantes/SS compuseram a análise de regressão espacial múltipla. Somente renda mensal *per capita* manteve-se estatisticamente significativa e permaneceu nos modelos finais com densidade de vias e volume de tráfego (geral, leve e pesado). O ajuste para essa variável aumentou a força de associação entre densidade de vias e mortalidade por doenças do aparelho circulatório ($p = 0,017$), indicando que o aumento de 10 km de via/km² está associado ao aumento na TMP dos distritos em ≈ 1 óbito/1000 hab. Os modelos multivariados com volumes de tráfego geral, leve e pesado não foram estatisticamente significantes, mesmo após ajuste (Tabela 2).

DISCUSSÃO

O presente estudo mostrou associação entre a quantidade de vias do distrito administrativo de residência e TMP por doenças do aparelho circulatório em homens adultos nos distritos administrativos do município de São Paulo. Esse resultado está de acordo com a literatura do tema, que sugere relação entre a poluição atmosférica gerada por tráfego veicular e taxas aumentadas de morbimortalidade por doenças cardiovasculares.

Kan et al⁶ avaliaram doença coronariana em quatro comunidades americanas. A taxa de risco ajustada do quartil mais alto de exposição ao tráfego de vias até de 300 m da residência foi 32% maior (IC95%: 6;65), comparada aos indivíduos no quartil mais baixo.

Maheswaran & Elliott⁷ investigaram mortalidade por acidente vascular cerebral (AVC) no Reino Unido e encontraram RR = 1,7 (IC95%: 1,4;1,9) de morte por AVC em homens residentes a menos de 200 m de uma

via principal comparados com aqueles residentes em distância > 1.000 m.

Medina-Ramón et al¹⁰ investigaram mortalidade por insuficiência cardíaca em Worcester, nos Estados Unidos. O aumento interquartil da intensidade do tráfego até 100 m da residência foi associado a *hazard ratio* (HR) = 1,15 (IC95%: 1,05;1,25) e até 300 m foi de 1,09 (IC95%: 1,01;1,19). O risco de mortalidade diminuiu com o aumento da distância para rotas de ônibus (HR = 0,88, [IC95%: 0,81;0,96]) e foi maior para aqueles que residiam até 100 m de rodovia ou 50 m de uma linha de ônibus (HR = 1,30 [IC 95%: 1,13; 1,49]).

Rosenlund et al¹¹ encontraram exposição à poluição do ar referente ao tráfego e risco aumentado de doença coronariana em Roma. Para cada aumento 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de NO₂, houve RR = 1,03 (IC95%: 1,00;1,07). Foram encontradas associações mais robustas nos casos fatais (RR = 1,07 [IC95%: 1,02;1,12]) e em casos ocorridos em ambiente não hospitalar (RR = 1,08 [IC95%: 1,02;1,13]).

Na Alemanha, foi encontrada associação entre doenças coronarianas e exposição às emissões veiculares em residentes até 150 m de uma via principal comparados àqueles vivendo > 150 m (OR = 1,85 [IC95%: 1,21;2,84]).⁵ Porém não houve associação com MP_{2,5} medido pelas estações de monitoramento, o que reforça a importância de se trabalhar com medidas indiretas para avaliar a poluição atmosférica oriunda do tráfego veicular.

Em estudo caso-controle em Boston, Estados Unidos,¹² aumento interquartil no tráfego próximo à residência foi associado ao OR = 1,4 (IC95%: 1,02;1,07%) para infarto agudo do miocárdio. Para esse desfecho, a

Tabela 2. Modelos de regressão espacial múltiplos. São Paulo, SP, 2007.

Modelo ^a	Variáveis de exposição	Constante	β	R ²	P
1	Densidade de vias	6,63	0,096	0,25	0,017
2	Volume de tráfego leve	6,56	0,0000237	0,21	0,703
3	Volume de tráfego pesado	6,55	0,0000821	0,20	0,636
4	Volume de tráfego	6,55	0,0000212	0,21	0,663

^a Ajustado para renda *per capita*

proximidade residencial a rodovias apresentou OR = 1,05 (IC95%: 1,03;1,06).

Uma das limitações do presente estudo foi não termos obtido informações de hábitos que podem influenciar no desenvolvimento de doenças do aparelho circulatório, como tabagismo. Entretanto, no estudo de Kan et al,⁶ o ajuste para fatores de risco (tabagismo, obesidade, colesterol, hipertensão) não alterou suas análises de forma significativa.

Uma possível variável de confundimento controlada na análise foi situação socioeconômica. Maiores índices de carência socioeconômica estão associados a maior prevalência de tabagismo,¹¹ obesidade, menor nível educacional e, conseqüentemente, menor cuidado preventivo de saúde, ou acesso a unidades de saúde.⁷ Isso pode explicar a associação estatisticamente significativa entre renda média mensal *per capita* dos distritos e a taxa de mortalidade em questão.

O uso da residência como indicador da exposição à poluição atmosférica do tráfego veicular é outro fator limitante na análise, uma vez que a residência pode não representar o local no qual as pessoas passaram a maior parte do tempo e, portanto, não reflete o verdadeiro cenário de exposição,⁴ gerando erros na classificação da exposição.

A estimativa de risco de óbito por doenças do aparelho circulatório não considerou a mobilidade residencial, uma vez que a Declaração de Óbito do PROAIM contém apenas o último local de residência do indivíduo. No entanto, um estudo da mobilidade residencial intra-urbana na Região Metropolitana de São Paulo indicou tempo médio de moradia de 14 anos,⁴ o que indica período relevante de exposição.

Uma outra possível limitação deste estudo é que os dados de mortalidade utilizados são de 2005 e as informações de tráfego veicular são de 2007. Essas contagens e simulação de tráfego são realizadas pela Companhia de Engenharia de Tráfego em períodos decenais e, por isso, as informações mais atuais e completas são de 2007. Todavia, acreditamos que nesse

período de dois anos não tenham ocorrido alterações significativas na distribuição do tráfego, e um provável aumento do fluxo veicular nesse período deve ter se dado de forma homogênea pelo município.

Não houve associação entre o volume de tráfego veicular e TMP, mesmo após refinamento por tipo de tráfego (leve/pesado). Isso pode ser em parte atribuído à acurácia e temporalidade limitadas da contagem e simulação de tráfego, que são organizados na média anual, desconsiderando possíveis variações diárias e anuais do fluxo de veículos. Outro fator pode ser a baixa velocidade dos veículos nas vias centrais, mais estreitas e congestionadas, que emitem elevado volume de poluentes, apesar do baixo fluxo de veículos.

Foi possível separar as estimativas de tráfego por tipo de veículo (leve e pesado) e, portanto, distinguir o tipo de combustível utilizado, uma vez que veículos pesados utilizam diesel, enquanto veículos leves são normalmente abastecidos com gasolina/etanol. Essa foi uma limitação apontada por Kan et al,⁶ cujos dados de tráfego não tinham esse nível de detalhamento.

A associação entre residir próximo de vias principais e mortalidade por doenças do aparelho circulatório pode ser atribuída ao ruído do tráfego, uma vez que ambas as exposições (poluição e ruído de tráfego) são simultâneas.⁹ É possível que ambas atuem juntas, ou que uma seja variável de confusão da outra em desfechos relacionados a doenças cardiovasculares.⁴ As medidas utilizadas não refletem condições meteorológicas que podem influenciar a interação entre poluentes, bem como seu carregamento na atmosfera.

Mesmo não encontrando associação entre volume de tráfego e TMP por doenças do aparelho circulatório, os resultados obtidos com a densidade de vias dos distritos mostram a importância da utilização de informações viárias para construir medidas indiretas de avaliação da exposição. Essas medidas podem ser especialmente úteis em localidades que não possuem rede de monitoramento da qualidade do ar, para investigar os possíveis impactos negativos que o tráfego veicular causa à saúde da população.

^d Barbon AL. Mobilidade residencial intra-urbana em grandes centros: região metropolitana de São Paulo - estudo de caso [dissertação de mestrado]. Campinas: Pontifícia Universidade Católica de Campinas; 2003.

REFERÊNCIAS

1. Anenberg SC, Horowitz LW, Tong DQ, West JJ. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environ Health Perspect.* 2010;118(9):1189-95. DOI:10.1289/ehp.0901220
2. Brook RD, Franklin B, Cascio W, Hong Y, Howard G, Lipsett M, et al. Air pollution and cardiovascular disease: a statement for healthcare professionals from the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association. *Circulation.* 2004;109(21):2655-71. DOI:10.1161/01.CIR.0000128587.30041.C8
3. Davies HW, Vlaanderen JJ, Henderson SB, Brauer M. Correlation between co-exposures to noise and air pollution from traffic sources. *Occup Environ Med.* 2009; 66(5):347-50. DOI:10.1136/oem.2008.041764
4. Hoek G, Brunekreef B, Goldbohm S, Fischer P, Van Den Brandt PA. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet.* 2002;360(9341):1203-9. DOI:10.1016/S0140-6736(02)11280-3
5. Hoffmann B, Moebus S, Stang A, Beck EM, Dragano N, Mohlenkamp S, et al. Residence close to high traffic and prevalence of coronary heart disease. *Eur Heart J.* 2006;27(22):2696-702. DOI:10.1093/eurheartj/ehl278
6. Kan H, Heiss G, Rose KM, Whitel EA, Lurmann F, London SJ. Prospective analysis of traffic exposure as a risk factor for incident coronary heart disease: the atherosclerosis risk in communities (ARIC) study. *Environ Health Perspect.* 2008;116(11):1463-8. DOI:10.1289/ehp.11290
7. Maheswaran R, Elliott P. Stroke mortality associated with living near main roads in England and Wales: a geographical study. *Stroke.* 2003;34(12):2776-80. DOI:10.1161/01.STR.0000101750.77547.11
8. Marcilio I, Gouveia N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. *Cad Saude Publica.* 2007;23(Suppl 4):S529-36. DOI:10.1590/S0102-311X2007001600013
9. Mead MN. Noise pollution: the sound behind heart effects. *Environ Health Perspect.* 2007;115(11):536-57. DOI:10.1289/ehp.115-a536b
10. Medina-Ramón M, Goldberg R, Melly S, Mittleman MA, Schwartz J. Residential exposure to traffic-related air pollution and survival after heart failure. *Environ Health Perspect.* 2008;116(4):481-5.
11. Rosenlund M, Picciotto S, Forastiere F, Stafoggia M, Perucci CA. Traffic-related air pollution in relation to incidence and prognosis of coronary heart disease. *Epidemiology.* 2008;19(1):121-8. DOI:10.1097/EDE.0b013e31815c1921
12. Tonne C, Melly S, Mittleman M, Coull B, Goldberg R, Schwartz J. A case-control analysis of exposure to traffic and acute myocardial infarction. *Environ Health Perspect.* 2007;115(1):53-7. DOI:10.1289/ehp.9587
13. World Health Organization. Who Air Quality Guidelines Global Update 2005. Report on a Working Group Meeting Bonn, Germany 23-24 October 2006; Geneva; 2006.
14. Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manag Assoc.* 2002;52(9):1032-42.

8.4 Artigo 4

Traffic-related air pollution and low birth weight in the city of São Paulo, Brazil: avaliação da associação entre o BPN e a exposição materna à poluição do ar, utilizando como indicadores: menor distância residencial a vias de tráfego veicular elevado, DTPD e MP_{10} , estimado por regressão do uso do solo.

Occupational and Environmental Medicine

OCCUPATIONAL AND
ENVIRONMENTAL MEDICINE**Traffic-related air pollution and low birth weight in São Paulo, Brazil.**

Journal:	<i>Occupational and Environmental Medicine</i>
Manuscript ID:	Draft
Article Type:	Original Article
Date Submitted by the Author:	n/a
Complete List of Authors:	Habermann, Mateus; University of Sao Paulo, Faculty of Medicine, Department of Preventive Medicine Souza, Miriam; University of Sao Paulo, Faculty of Medicine, Department of Preventive Medicine Prado, Rogerio; University of Sao Paulo, Faculty of Medicine, Department of Preventive Medicine Gouveia, Nelson; University of Sao Paulo, Faculty of Medicine, Department of Preventive Medicine
Keywords:	Air pollution < Materials, exposures and occupational groups, Exposure assessment < Methodology, speciality, Public health < General expertise

SCHOLARONE™
Manuscripts

ABSTRACT

Background: Atmospheric pollution is a major public health concern. It can affect placental function and restricts fetal growth. However, scientific knowledge remains too limited to make inferences regarding causal associations between maternal exposure to air pollution and adverse effects on pregnancy.

Objectives: To evaluate the association between low birth weight (LBW) and maternal exposure during pregnancy to traffic related air pollutants in São Paulo, Brazil.

Methods: 5,772 cases and 5,814 controls matched for sex and month of birth were selected from the birth registration system. The mothers' addresses were geocoded to estimate exposure according to 3 indicators: distance from main roads, distance-weighted traffic density (DWTD) and particulate matter $\leq 10\mu\text{g}/\text{m}^3$ estimated through land use regression (LUR-PM₁₀). The final models were evaluated using multiple logistic regression adjusting for birth, maternal and pregnancy characteristics.

Results: We found a protective effect in the risk of LBW associated with DWTD and LUR-PM₁₀ in the highest quartiles of exposure with a significant linear trend of decrease in risk. The analysis with distance from main roads was less consistent.

Conclusions: This study did not support the association between traffic related air pollution and LBW. Mothers with advantage socioeconomic status (SES) live in higher vehicular emissions areas of the city, and this might explain the protective effects of air pollution in the occurrence of LBW.

1. INTRODUCTION

Interest in pregnancy outcomes has been increasing within the field of environmental epidemiology over the last few years. Pregnancy constitutes a period of high susceptibility to environmental pollution and its different outcomes are important indicators of the potential impacts of pollution on child health. Among these outcomes, low birth weight (LBW) is considered to be a good indicator of newborns' health status and survival. Moreover, it is a condition which is associated with outcomes in adulthood.^{1,2,3}

The evidence from studies correlating air pollution and LBW suggests that there is a causal relationship, but that further studies are needed.³ There is a need to answer questions relating to the period of greatest susceptibility during pregnancy (the exposure window) and the contributions made by specific pollutants or combinations of pollutants towards developing the outcomes. Divergences in the results from epidemiological studies on the association between LBW and air pollution may result from differences in the approach taken towards assessing the exposure, types of sources and pollutants in different studies.^{4,5,6}

Some of these studies have evaluated atmospheric pollution using the mean concentrations of pollutants measured by air quality monitoring stations. However, the sites used for such monitoring networks are determined for a variety of purposes and generally are not ideal for epidemiological studies.⁵

There are locations at which atmospheric pollution concentrations are higher. These may be due to limitations on pollutant dispersion, such as street canyons, high emission levels due to heavy traffic or the presence of industrial plant, railway stations, airports and ports.⁷ For this reason, if the information used only comes from monitoring stations, errors in classifying the exposure of subjects in an epidemiological study may be incurred, given that people living in areas of greater pollution may be more exposed.

Consequently, many investigations have applied exposure assessment methods based on emission sources, using information from roads and traffic. Among the approximations frequently seen in the literature are the shortest distance from points of interest to roads with heavy traffic flows (highways or main roads) and also the distance-weighted traffic density.⁸

Land Use Regression (LUR) is another method that has become frequently used in the literature on atmospheric pollution. It estimates the pollution levels in a given area based on characteristics that are said to be related to pollutant concentration and dispersion. It uses the

type of land use, traffic and geographical characteristics within a circular area around this location (buffer zone) as predictors for pollutant concentrations.⁹

In São Paulo, vehicle traffic is the major contributor towards high levels of atmospheric pollution. It is responsible for 97% of carbon monoxide (CO) emissions, 97% of hydrocarbon emissions, 96% of nitrogen oxide (NO_x) emissions, 40% of inhalable particulate matter (PM₁₀) emissions and 32% of sulfur oxide (SO_x) emissions.¹⁰ Thus, the aim of the present study was to evaluate the association of LBW and exposure of mothers to traffic-related air pollution using three different indicators.

2. METHODS

A case-control study was conducted in the city of São Paulo, which is the most populous city in Brazil, with 11,337,021 inhabitants.¹¹ The study population comprised all live births to mothers living in the municipality of São Paulo in 2006 that were registered in the Brazilian Live Birth Information System (SINASC) (n=173,566). This system has very high population coverage for São Paulo (greater than 99%).¹² Single births, at hospital environment, at full term (37-41 weeks of gestation) and with a birth weight $\geq 1,000$ g and $< 5,500$ g were included in the study. Birth records without address information were excluded (n=6,401; 3.7%). After this first selection, a total of 145,724 births (83.9%) were considered in the study.

Cases were defined as full term live births with a weight $< 2,500$ g. All LBW children (n=5,985, 4.2%) were included in the study and frequency matched to controls according to sex and month of birth at a ratio 1:1. The random selection of controls and the statistical analysis were done using the SPSS for Windows software (SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

The process of address geocoding for the mothers' homes was conducted using Mapinfo software (Professional version 8.5; MapInfo Corporation, New York, NY, USA).

The IBGE (Brazilian Institute for Geography and Statistics) census tract database with information of income of head-of-household was used as proxy to infer the mother's socioeconomic situation based in the census tract data where her residence was contained. Individual information on maternal and newborn characteristics, pregnancy and delivery were obtained from the birth certificate.

2.1. Road and traffic data

For this study, road and vehicle traffic information from the year 2007 was used. These data included the cartographic base showing streets classified according to the number of lanes of traffic and the maximum permitted speed in each segment. The Traffic Engineering Company (CET) of São Paulo uses the software EMME-2 to simulate traffic in collector roads I and II, arterial roads I, II and III and rapid transit roads (vehicles/hour). For segments that did not have traffic figures, the mean volume was attributed according to the classification of the respective road.

The city of São Paulo has more than 16,300 km of roads and almost 75% of them are classified as local. Less than 2% are rapid transit roads, with greatest traffic flows.

Traffic in local roads was estimated by CET in 926 demarcated regions for traffic and public transport planning (origin-destination zones). The sum of the traffic in each of these regions was divided by the sum of the extent of local streets contained in each region. From this, the traffic density (TD_i) was obtained in terms of the number of vehicles per meter of local street, in each region (i). This measurement was then multiplied by the length of the segments of local roads (SLR), in meters, contained in the respective regions, thereby obtaining the volume of traffic on each stretch of the local streets (T).

$$T = TD_i \times SLR \quad \text{where:} \quad TD_i = \frac{\sum_i \text{volume}}{\sum_i \text{length}}$$

2.2. Evaluation of the exposure

The mothers' exposure to atmospheric pollution was evaluated through three approaches commonly encountered in the literature: the shortest distance from home to roads with heavy traffic, the distance-weighted traffic density and LUR.

2.2.1. Distance from roads with heavy traffic flows

The shortest distance between the mother's home and roads with vehicle traffic volumes greater than the 95th percentile ($\geq 1,876$ vehicles/hour) was estimated. This included highways and main roads (rapid transit, arterial and collector roads).

2.2.2. Distance-weighted traffic density

In the distance-weighted traffic density (DWTD) indicator, it is assumed that emissions produced by vehicles on roads approximates to a Gaussian (normal) distribution, and that 96% of the pollutants emitted by vehicle traffic becomes dispersed within a distance of up to 500 feet (150 m) from the center of the road.¹³

For each subject studied, the shortest distances to roads within a radius of 750 feet (228.6 m) around the geocoded location of the mother's home shown in the SINASC database was calculated.

For each distance (D), the value Y was calculated as a weighting factor for vehicle flows obtained for each road within the area.

$$Y = \left(\frac{1}{0.4\sqrt{2\pi}} \right) \times \exp \left[\frac{\left(-0.5 \left(\frac{D}{500} \right)^2 \right)}{(0.4)^2} \right]$$

The Y was used to weigh the products of the traffic intensities of all road segments within the buffer. The weighted values were summed for each subject to obtain the DWTD.

2.2.3. Land use regression

The estimates for exposure to PM_{10} in the mothers' homes were based on constructing a LUR model based on information on mean PM_{10} values for 2007, measured at nine monitoring stations. Land use, demographic, traffic and roads data were obtained in buffer zones of 250 to 1,000 m to make up the model. Simple linear regression was calculated between these 113 variables and the PM_{10} values. The correlations that were more robust but without collinearity were entered into the multiple regression model. From these independent variables, four of them were entered into the multiple regression model: light traffic, number of households, commercial/services/industrial land use^a and residential land use. The final model explained 63.8% of the variance in PM_{10} , and only the variable relating to light traffic in buffer zones ≤ 250 m remained statistically significant ($p < 0.001$). The model was applied to the mothers' homes addresses in order to estimate the exposure to this pollutant.

^a Areas with 3 mixed predominant land uses

2.3. Statistical analysis

First, univariate logistic regression was performed on each variable that was indicative of the maternal and newborn characteristics, pregnancy and delivery, so that possible confounding factors could be identified. The association measurement used was the odds ratios (OR), with 95% confidence intervals and a 5% significance level ($\alpha = 5\%$).

We adjusted the multivariate model for several recognized predictors of reduced birth weight that could potentially confound the relationship between LBW and the indicators of exposure.^{14,15,16,17} We kept these variables in the final models if they attained statistical significance ($p < 0.05$) in the likelihood ratio test with a saturated model or if we considered them important potential confounders of the association between our indicator of exposure and LBW, regardless of their significance.

The exposure to vehicle traffic indicated by the distance to roads with heavy traffic was dichotomized (<200 and ≥ 200 m) and also represented in quartiles. The DWTD and the estimated PM₁₀ based on LUR (LUR-PM₁₀) were represented in quartiles. In each model, the exposure variables were included later on, and their associations with LBW were adjusted according to the other covariables.

3. RESULTS

Of the 11,970 subjects selected for this study, only 3.2% represented geocoding losses (213 cases and 171 controls). Therefore, 11,586 subjects remained in the analysis: 5,772 cases and 5,814 controls.

Approximately 25% of the mothers resided up to 250 m to a busy road. The mean distance between the mothers' homes and roads with traffic levels greater than or equal to the 95th percentile was 956.2 m and mean exposure to LUR-PM₁₀ was 39.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. The mean and median DWTD and LUR-PM₁₀ values were greater and the distances to high traffic roads were shorter among controls, indicating higher exposure in this group compared to cases (Table 1).

Table 2 summarizes the demographic characteristics of cases and controls as well as maternal conditions during pregnancy. As expected, compared to controls mothers of LBW children had less antenatal care visits, lower income and had previous stillbirths. In addition, they were less educated, younger, were single mothers or living in a consensual union and were

of black or mixed races. The risk of LBW children was also greater among primiparous mothers and for those with 4 or more previous births compared to those with 1 to 3 previous births.

In the univariate analysis we observed a significant protective effect of the three indicators of exposure to traffic-related air pollution on LBW. Mothers with exposure in the highest quartiles of exposure to LUR-PM₁₀, DWTD and distance to busy roads had respectively 19%, 15% and 13% less risk of having a LBW child (Table 2).

We adjusted the multivariate models for all individual covariables, except race/ethnicity because the large number of missing values (16.4%). The adjusted odds ratios (AOR) for DWTD and LUR-PM₁₀ maintained the protective effect in the highest quartiles of exposure with a significant linear trend of decrease in risk. The results from the analysis using distance from main roads also exhibited a protective effect, but less consistent (Table 3). We also included in the final model the census-based income variable but the results remained unchanged.

We examined the distribution of the three indicators of exposure according to levels of maternal education and the census-based income variables. Mothers with more education and residing in advantage SES areas were significantly more exposed to traffic-related air pollution (results not shown).

4. DISCUSSION

In this study, we evaluated the association between air pollution and LBW using individual birth and maternal data from a birth certificate database. Unexpectedly, we observed a significant linear trend of decrease in risk of term LBW in infants born to mothers with higher exposure to traffic-related air pollution assessed by DWTD and LUR-PM₁₀.

Previous studies have obtained conflicting results, with some of them showing risk of LBW due to greater exposure to traffic-related air pollution^{14,15,18,19} whereas others have not.^{17,20,21} Similar to ours, the study of Kashima et al.¹⁷ also found non-significant protective effects between traffic-based exposure and LBW. They found that mothers with exposure in the highest quartiles of exposure to LUR for NO₂, DWTD and closer to busy roads had respectively 11%, 5% and 4% less risk of having a LBW child.

The present study was based on a comprehensive birth certificate registry with a considerable number of births. All LBW children in 2006 were included and a sample of controls

was drawn. The large number of subjects included warranted adequate statistical power for the analysis and reduces the probability of chance.

It should be emphasized that the control selection of this study was carefully designed to avoid selection bias, since they were randomly drawn and matched for sex and month of birth to cases.

In any study there is the potential for misclassification of exposure. Traffic-related air pollution exposure levels were estimated at the home address, but is possible that pregnant women may not spend all of their time at home. Information about mobility during pregnancy or time-activity patterns was not available for this study. However, it is believed that the mobility characteristics and time-activity scenarios were similar between cases and controls. Therefore, any exposure misclassification, if occurred, was non-differential. Furthermore, both geocoding addresses and estimating the traffic-based exposure was performed without knowing if the subjects were cases or controls.

This study was based on data contained in the SINASC birth registers, which have limited information on possible confounding variables. For example maternal smoking status, maternal associated morbidity, pre-pregnancy weight, and weight gain among others were not available. Nevertheless, the information on risk factors that were available (age, education, income, parity and antenatal care visits) may have been sufficient to adjust the statistical analysis and control for confounders.

Among the three indicators used to evaluate LBW, the LUR was the only one that addressed a specific pollutant and whose final regression model was related to the vehicular traffic. However, the relationship between LUR-PM₁₀ and LBW in the present study must be observed with caution, because the small number of measurement points ($n = 9$) used for LUR modeling. Furthermore, the LUR-PM₁₀ distribution for this population was highly homogeneous.

Other limitations in the exposure assessment in this study include the lack of information on meteorological conditions and emission factors of the vehicle fleet. Additionally, traffic data was based on annual averages that might not reflect seasonal, monthly or other temporal differences in vehicle counts. Although air pollution levels have a marked spatial variability, i.e. they are higher close to busy roads,⁷ the temporal variations could also be taken into account in the exposure assessment in order to increase the accuracy of our exposure indicators.

Several authors found that people with lower socioeconomic status (SES) tend to live in areas with higher levels of air pollution in North America.^{22,23,24} Meanwhile, in this study we found that mothers with advantage SES (higher education and income) lived in a more dense structure of roads and buildings, thus higher vehicular emissions areas of the city. This strong relation between advantage SES and higher traffic-related air pollution exposure or some unidentified residual confounding not adjusted in the analysis could explain the protective effects found between LBW and traffic-based exposure in the present analysis. In another study conducted in São Paulo, Gouveia and Fletcher²⁵ also found a higher mortality risk associated with exposure to urban levels of air pollution among the wealthiest population.

Finally, the present study was based on all LBW births and a large number of controls. Exposures were estimated at the individual level, and individual information on relevant confounders was available. The main conclusion is that we did not find a relationship between LBW and the three markers of traffic-related air pollution but instead, a protective effect. Future studies are needed to investigate more thoroughly this relationship, preferably in a prospective cohort study to include additional individual information on maternal characteristics, lifestyle, and SES characteristics, which might confound the association between air pollution and LBW.

5. REFERENCES

1. Osmond C, Baker DJP. Fetal, infant and childhood growth are predictors of coronary heart disease, diabetes, and hypertension in adult men and women. *Environ Health Persp.* 2000; 108:545-553.
2. Wilcox AJ. On the importance – and the unimportance – of birthweight. *Int J Epidemiol.* 2001; 30:1233-1241.
3. Šram RJ, Binková B, Bobak M. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A review of the literature. *Environ Health Persp.* 2005; 113:375-382.
4. Lacasaña M, Esplugues A, Ballester F. Exposure to ambient air pollution and prenatal and early childhood health effects. *Eur J Epidemiol.* 2005; 20:183-199.
5. Woodruff TJ, Parker JD, Darrow LA, Slama R, Bell ML, Choi H. et al. Methodological issues in studies of air pollution and reproductive health. *Environ Res.* 2009; 109:311-320.
6. Shah PS, Balkhair T. Air pollution and birth outcomes: a systematic review. *Environ Int.* 2011; 37:498-516.

7. WHO World Health Organization. *Who Air Quality Guidelines Global Update 2005* – Report on a working group meeting. Bonn, Germany, 2006. 484 pp.
8. Habermann M, Medeiros APP, Gouveia N. Motor vehicle traffic as an air pollution exposure assessment method in big cities. *Rev. Bras. Epidemiol.* 2011; 14:120-130 .
9. Aguilera I, Guxens M, Garcia-Esteban R, Corbella T, Nieuwenhuijsen MJ, Foradada CM, et al. Association between GIS-based exposure to urban air pollution during pregnancy and birth weight in the INMA Sabadell Cohort. *Environ Health Persp.* 2009; 117:1322-27.
10. CETESB (Environmental Sanitation Technology Company). *Report of air quality in the State of São Paulo 2009* [in portuguese]. São Paulo, CETESB, 2010. 290 pp.
11. SEADE (Data Analysis State Foundation). 2012. *Municipal Profile: São Paulo*. [in portuguese]. Available: <http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfilMunEstado.php> [accessed April 2012].
12. Almeida MF, Alencar GP, Novaes HMD, Ortiz LP. Information systems and perinatal mortality: concepts and conditions for the utilization of data in epidemiological studies. *Rev Bras Epidemiol.* 2006 9:56–68.
13. Pearson RL, Wachtel H, Ebi KL. Distance-weighted traffic density in proximity to a home is a risk factor for leukemia and other childhood cancers. *J Air Waste Manag Assoc.* 2000; 50:175–180.
14. Wilhelm M, Ritz B. Residential Proximity to Traffic and Adverse Birth Outcomes in Los Angeles County, California, 1994–1996. *Environ Health Persp.* 2003; 111:207-216.
15. Gouveia N, Bremmer SA, Novaes HMD. Association between ambient air pollution and birth weight in São Paulo, Brazil. *J Epid Comm Health.* 2004; 58:11:17.
16. Medeiros APP, Gouveia N, Machado RPP, Souza MR, Alencar GP, Novaes HMD, et al. Traffic-related air pollution and perinatal mortality: A case-control study. *Environ Health Perspect.* 2009; 117:127-132.
17. Kashima S, Hiroo N, Yorifuji T, Ohki S, Murakoshi T, Takao S, et al. Residential proximity to heavy traffic and birth weight in Shizuoka, Japan. *Environ Res.* 2011; 111:377-387.
18. Malmqvist E, Rignell-Hydbom, Tinnerberg H, Björk J, Stroh E, Jakobsson K, et al. Maternal exposure to air pollution and birth outcomes. *Environ Health Persp.* 2011; 119:553-58.

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
19. Wilhelm M, Ghosh JK, Su J, Cockburn M, Jerrett M, Ritz B. Traffic-Related Air Toxics and Term Low Birth Weight in Los Angeles County, California. *Environ Health Persp.* 2011; 120:132-38.
20. Hooven EH, Jaddoe VWV, Kluizenaar Y, Hofman A, Mackenbach J, Steegers EAP, et al. Residential traffic exposure and pregnancy-related outcomes: a prospective birth cohort study. *Environ Health.* 2009; 8:59-70.
21. Gehring U, Wijga AH, Fischer P, Jongste JC, Kerkhof M, Kopperman GA, et al. Traffic-related air pollution, preterm birth and term birth weight in the PIAMA birth cohort study. *Environ Res.* 2011; 111:125-135.
22. O'Neill MS, Jerrett M, Kawachi I, Levy JJ, Cohen AJ, Gouveia N, et al. Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods. *Environ Health Persp.* 2003; 111:1861-70.
23. Dolinoy dc, Miranda ml. GIS Modeling of Air Toxics Releases from TRI-Reporting and Non-TRI-Reporting Facilities: Impacts for Environmental Justice. *Environ Health Persp.* 2004; 112(17):1717-24.
24. Graneski S, Bolin B, Boone C. Criteria Air Pollution and marginalized populations: environmental inequity in Metropolitan Phoenix, Arizona. *Soc Sci Quart.* 2007; 88(2):535-554.
25. Gouveia N, Fletcher T. Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status. *J Epidemiol Community Health.* 2000; 54:750-55.

Table 1. Descriptive statistic of distances, DWTD and LUR-PM₁₀ between cases and controls.

		Mean (SD)	Median	25 th Percentile	75 th Percentile
DWTD (vehicles/hour)	All	599.7 (±1,010.8)	188.7	22.5	763.6
	Controls	615.3 (±1,003.1)	209.6	25.1	800.4
	Cases	583.9 (±1,018.3)	168.8	20.8	730.0
Distances (meters)	All	956.2 (±1,323.2)	547.0	249.4	1,126.4
	Controls	919.7 (±1,246.3)	521.7	241.4	1,090.5
	Cases	993.0 (±1,395.5)	564.9	258.1	1,159.3
LUR-PM ₁₀ (µg/m ³)	All	39.1 (±6.0)	37.0	35.3	40.4
	Controls	39.2 (±5.9)	37.1	35.3	40.7
	Cases	39.0 (±6.1)	36.8	35.3	40.1

Table 02. Birth distribution and OR of univariate analysis of the socioeconomic, demographic, maternal and fetal characteristics.

Antenatal care	Cases (%)	Controls (%)	OR (95%CI)
No visits	111 (1.9%)	53 (0.9%)	2.35 (1.69; 3.27)
1 to 3	359 (6.4%)	226 (3.9%)	1.78 (1.50; 2.12)
4 to 6	1398 (24.7%)	1207 (21.0%)	1.30 (1.19; 1.42)
≥ 7	3795 (67.0%)	4263 (74.2%)	1.0
<i>p</i> = <0.001*			
Maternal education			
≤ 3 years	271 (4.8%)	240 (4.2%)	1.39 (1.14; 1.68)
4 to 7 years	1375 (24.1%)	1142 (19.8%)	1.48 (1.31; 1.66)
8 to 12 years	3075 (54.0%)	3180 (55.3%)	1.18 (1.07; 1.31)
>12 years	974 (17.1%)	1194 (20.7%)	1.0
<i>p</i> = <0.001*			
Number of previous births			
No child	3151 (54.6%)	2767 (47.6%)	1.36 (1.26; 1.47)
1 to 3	2331 (40.3%)	2792 (47.9%)	1.0
≥ 4	290 (5.0%)	255 (4.4%)	1.36 (1.14; 1.63)
<i>p</i> = <0.001*			
Marital status			
Single	3644 (63.7%)	3412 (59.0%)	1.26 (1.16; 1.36)
Married	1913 (33.4%)	2267 (38.9%)	1.0
Widow	13 (0.2%)	11 (0.2%)	1.39 (0.62; 3.11)
Separated/divorced	66 (1.2%)	65 (1.1%)	1.19 (0.84; 1.69)
Consensual union	87 (1.5%)	41 (0.7%)	2.47 (1.69; 3.60)
<i>p</i> = <0.001*			
Maternal age			
<20	1009 (17.5%)	812 (14.0%)	1.32 (1.19; 1.47)
20 to 29	2831 (49.0%)	3004 (51.7%)	1.0
30 to 39	1736 (30.1%)	1822 (31.3%)	1.01 (0.93; 1.10)
≥ 40	196 (3.4%)	176 (3.0%)	1.18 (0.96; 1.46)
<i>p</i> = <0.001*			
Number of previous stillbirths			
No child	5283 (91.5%)	5433 (93.4%)	1.0
≥ 1	489 (8.5%)	381 (6.6%)	1.32 (1.15; 1.51)
<i>p</i> = <0.001*			
Delivery			
Vaginal	2814 (48.8%)	2746 (47.3%)	1.0
Cesarean	2951 (51.2%)	3065 (52.7%)	0.94 (0.88; 1.01)
<i>p</i> = 0.094*			
Census-based household income (quartiles of minimum wages)			
<3.35	1495 (25.9%)	1393 (23.7%)	1.25 (1.13; 1.39)
3.35 to <4.62	1500 (26.0%)	1412 (24.3%)	1.22 (1.10; 1.35)
4.62 to 7.16	1423 (24.7%)	1472 (25.3%)	0.98 (0.98; 1.23)
≥ 7.16	1350 (23.4%)	1553 (26.7%)	1.0
<i>p</i> = <0.001*			
Race/ethnicity			
White	3217 (66.4%)	3397 (70.2%)	1.0
Black	110 (2.3%)	73 (1.5%)	1.59 (1.18; 2.15)
Asian	19 (0.4%)	29 (0.6%)	0.7 (0.4; 1.24)

Mixed races	1501 (30.9%)	1343 (27.7%)	1.18 (1.08; 1.29)
$p = < 0.001^*$			
Gender			
Male	2444 (42.0%)	2425 (42.0%)	1.0
Female	3347 (58.0%)	3370 (58.0%)	1.00 (0.93; 1.08)
$p = 0.899^*$			
LUR-PM₁₀ (µg/m³)	Cases (%)	Controls (%)	OR (95%CI)
<35.3	1580 (27.4%)	1372 (23.9%)	1.0
35.3 to <37.0	1441 (24.5%)	1379 (23.7%)	0.92 (0.83; 1.02)
37.0 to <40.4	1404 (24.3%)	1493 (25.7%)	0.85 (0.76; 0.94)
40.4 to ≤108.2	1375 (23.8%)	1521 (26.2%)	0.81 (0.73; 0.90)
$p = < 0.001^*$			
DWTD			
(vehicles/hour)			
<22.5	1484 (26.1%)	1372 (23.9%)	1.0
22.5 to <188.7	1441 (25.4%)	1415 (24.7%)	0.94 (0.85; 1.04)
188.7 to <763.6	1392 (24.5%)	1464 (25.5%)	0.88 (0.79; 0.97)
763.6 to ≤10,331.1	1367 (24.0%)	1489 (25.9%)	0.85 (0.76; 0.94)
$p = 0.010^*$			
Distance (meters)			
<200	1109 (19.2%)	1387 (20.6%)	0.92 (0.84; 1.01)
≥200	4663 (80.8%)	4618 (76.4%)	1.0
$p = 0.067^*$			
Distance (meters)			
<249.4	1394 (24.2%)	1501 (25.8%)	0.87 (0.78; 0.96)
249.4 to <547.0	1397 (24.2%)	1501 (25.8%)	0.87 (0.78; 0.96)
547.0 to <1,126.4	1484 (25.7%)	1413 (24.3%)	0.98 (0.88; 1.01)
1,126.4 to ≤22,263.7	1497 (25.9%)	1399 (24.1%)	1.0
$p = 0.006^*$			
χ^2 test			

Table 3. Adjusted odds ratios (AOR) of the co variables inserted in the final models.

Distance (meters)	AOR ^a (95% CI)
<249.4	0.93 (0.82; 1.4)
249.4 to <547.0	0.92 (0.82; 1.03)
547.0 to <1,126.4	1.00 (0.89; 1.11)
1,126.4 to ≤22,263.7	1.0
	<i>p</i> =0.595
Distance (dichotomized)	
<200	0.96 (0.87; 1.06)
≥200	1.0
	<i>p</i> =0.42
DWTD (vehicles/hour)	
<22.5	1.0
22.5 to <188.7	0.96 (0.86; 1.07)
188.7 to <763.6	0.91 (0.82; 1.02)
763.6 to ≤10,331.1	0.90 (0.80; 1.01)
	<i>p</i> <0.001
LUR-PM ₁₀ (μg/m ³)	
<35.3	1.0
35.3 to <37.0	0.93 (0.83; 1.03)
37.0 to <40.4	0.88 (0.79; 0.98)
40.4 to ≤108.2	0.86 (0.76; 0.96)
	<i>p</i> =0.044

^a adjusted to antenatal care visits, number of previous alive births, number of previous stillbirths, maternal education, census-based income, marital status, maternal age and delivery

9 DISCUSSÃO

Como se observou neste estudo, o tráfego veicular é um importante indicador de poluição atmosférica, uma vez que todos os tipos de veículos automotores emitem poluentes que comprometem a qualidade do ar. Além disso, por conta da elevada frota verificada nas grandes cidades, os veículos tornam-se os principais emissores de poluentes nessas áreas.

Apesar de a revisão de literatura ter se baseado apenas em artigos disponíveis na base de dados PubMed, que possui um número predominante de publicações de países desenvolvidos e do Hemisfério Norte, foi possível observar que os indicadores de exposição baseados em tráfego veicular têm sido aplicados em diversos estudos, porque são relativamente fáceis de interpretar e descrevem o quanto estão expostos às emissões veiculares aqueles que residem, principalmente, próximos de ruas movimentadas.

No entanto, quando a distância das vias ou o volume de tráfego representa apenas a via mais próxima da residência, a avaliação da exposição pode apresentar limitações, pois uma via mais distante e com elevado tráfego poderia ser importante na análise. Logo, a maioria dos autores procurou usar vários indicadores de exposição ou, então, combiná-los. Todavia, foram desconsideradas informações mais detalhadas do tráfego, como a velocidade média dos carros, a idade da frota e o tipo de veículo (carros ou caminhões) ou combustível.

Ressalte-se que as vias de maior porte e tráfego, como rodovias e vias principais, foram exaustivamente consideradas nos estudos. Em

contrapartida, as vias locais foram menos abordadas e, quando essas vias foram analisadas, os valores dos seus fluxos veiculares não eram vistos de maneira mais detalhada. De fato, a informação sobre a proporção das vias locais em relação às demais é importante, pois possibilita uma visão da real necessidade de serem ou não analisadas, principalmente quando se trata de área residencial.

Outro aspecto que poderia ser questionado é se o tipo de via ou, mesmo, o seu fluxo veicular é um indicador adequado do nível de poluição da área. Nesse sentido, alguns estudos mostraram que as concentrações de poluentes perto de vias são bem correlacionadas com o tráfego, confirmando e reforçando a hipótese de que a fonte móvel tem papel fundamental no comprometimento da qualidade do ar (Kramer et al., 2000; Lena et al., 2002; Reynolds et al., 2002; Zhu et al., 2002; Roosbroeck et al., 2008).

Já as informações meteorológicas, como a direção e a velocidade do vento, foram, em sua maioria, desconsideradas. A direção do vento, por exemplo, pode ser menos importante para as ruas (arteriais e coletoras) do que para as rodovias, uma vez que as residências são geralmente circundadas pelas primeiras, enquanto as rodovias tipicamente estão ao longo de um dos lados da residência. Pode-se, portanto, sugerir que a falta da informação sobre a direção do vento não compromete de maneira significativa os resultados dos estudos que se basearam em dados de vias arteriais, coletoras e, em alguns casos, locais.

Com o auxílio das técnicas proporcionadas pelo sistema de informação geográfica, os indicadores de exposição foram colocados em prática, não

necessariamente de forma idêntica à relatada na literatura, uma vez que, muitas vezes, os dados disponíveis não estavam organizados de maneira idêntica, porém procurando similaridades. Ainda, eles foram desenvolvidos e aplicados tanto para estimar a exposição no nível agregado quanto no nível individual.

A exposição foi avaliada de maneira contínua e isso proporcionou analisar os dados linearmente ou em intervalos percentuais (quartis), de maneira a formar gradientes de exposição. A análise dicotomizada não foi adotada, pois classifica os indivíduos arbitrariamente em expostos e não expostos, facilitando a ocorrência de erros de classificação da exposição, dadas a subjetividade intrínseca ao julgamento dos especialistas e a disponibilidade de poucas informações para realizar essa classificação.

Por sua vez, os indicadores de exposição densidade de vias e volume de tráfego, desenvolvidos para avaliar a mortalidade por doenças do aparelho circulatório, foram atribuídos por distritos administrativos. Nesse contexto, devem-se assumir as limitações que os resultados desse tipo de abordagem possuem, pois as informações de exposição estão agregadas por áreas (distritos), sem a disponibilidade de dados no nível individual. Com isso, as relações e inferências obtidas não podem ser atribuídas aos indivíduos. No entanto, é uma maneira inicial para formulação de hipóteses, que pode ser propulsora de pesquisas que venham a utilizar abordagens mais refinadas.

Houve, também, associação entre a densidade de vias do distrito administrativo de residência e a Taxa de Mortalidade Padronizada (TMP) por doenças do aparelho circulatório em homens adultos, resultado que está de

acordo com a literatura do tema e que sugere uma relação entre a poluição atmosférica gerada por tráfego veicular e as taxas aumentadas de morbimortalidade por doenças cardiovasculares (Maheswaran; Elliott, 2003; Kan et al., 2008; Medina-Ramón et al., 2008; Rosenlund et al., 2008).

Contudo, não houve associação entre o volume de tráfego veicular e a TMP, mesmo quando a análise foi refinada por tipo de tráfego – leve ou pesado. Essa ausência de associação pode ser em parte atribuída à acurácia e temporalidade limitadas da contagem de tráfego realizada pela companhia de engenharia de tráfego local, que realiza as contagens em poucas vias, faz simulação em períodos decenais e apresenta os dados apenas para a média anual, desconsiderando outras possíveis variações temporais (anuais, mensais, semanais etc.) do fluxo de veículos. Outro fator pode estar relacionado à baixa velocidade dos veículos nas vias centrais, mais estreitas e congestionadas, e que, apesar do baixo fluxo de veículos, emitem elevado volume de poluentes.

Já o modelo de regressão do uso do solo desenvolvido para estimar o MP_{10} utilizou informações das medições desse poluente em 2007, pela CETESB, mesmo ano em que a contagem e simulação de tráfego veicular da CET foram estimadas. O modelo final incluiu apenas uma variável independente (média diária do tráfego de veículos leves das vias coletoras, arteriais e de trânsito rápido até 250 m) e foi capaz de explicar 63,8% da variabilidade na concentração média anual desse poluente.

Tal permanência da variável volume de tráfego de veículos leves no modelo final evidencia o quanto a fonte veicular contribui nos níveis de MP_{10} .

no município de São Paulo, mas o pequeno número de pontos de medição de MP_{10} limita a precisão do modelo.

Apesar da possibilidade de utilizar dados de estações de monitoramento, a literatura aborda o maciço uso de amostradores (*samplers*) para a coleta de informações de poluição atmosférica ao longo das áreas em que se pretende desenvolver modelos de regressão. Nesse sentido, apesar de a rede de monitoramento possuir um número limitado de estações e sua distribuição não priorizar a vigilância em saúde, as informações são gratuitas e facilmente obtidas junto ao órgão ambiental (CETESB). Em contrapartida, o uso de amostradores requer planejamento de sua distribuição pela área a ser modelada e possui alto custo de execução.

Ressalte-se, ainda, que apenas alguns modelos de regressão do uso do solo utilizaram variáveis meteorológicas (Briggs et al., 2000; Arain et al., 2007; Mauko et al., 2008) e, assim como na regressão do uso do solo desenvolvida para o município de São Paulo, a grande maioria dos trabalhos verificados desconsidera a influência da direção/velocidade dos ventos na dispersão dos poluentes ou a sazonalidade dos níveis de poluição, o que pode diminuir a capacidade de predição dos modelos.

Também é importante que as informações de uso do solo estejam mais detalhadas, uma vez que a agregação por quadras fiscais impossibilita o aumento do nível de detalhamento dessas informações, como, por exemplo, por lotes. Além disso, o uso do solo, em São Paulo, não é bem demarcado (por exemplo, como nas cidades americanas) e os usos interpõem-se. A dinâmica de crescimento da cidade também faz com que os usos alterem-se

rápida e desordenadamente, principalmente nas periferias ou em antigas áreas industriais.

Em geral, a maioria dos estudos que aplicou modelos de regressão do uso do solo fê-lo utilizando as concentrações de NO_2 , por ser esse poluente considerado uma boa *proxy* para o tráfego veicular (Brunekreef; Holgate, 2002; Rose et al., 2009). Contudo, a escassez de medições desse poluente no município de São Paulo levou à elaboração de um modelo para MP_{10} , cujas medições representativas, tempo de medição e locais de medição são mais abundantes.

Deve-se enfatizar que este estudo mostrou como é rápido e fácil desenvolver modelos de regressão de uso do solo para estimar exposição aos poluentes atmosféricos, desde que haja disponibilidade dos dados que envolvam a sua elaboração. Já no caso dos pontos aleatórios criados para aplicação de interpolação, estes poderiam ser substituídos por endereços de sujeitos, de forma a estimar a exposição deles em estudos epidemiológicos, como realizado no estudo sobre BPN.

Conforme se verifica no mapa de interpolação, as maiores concentrações de MP_{10} foram em locais de elevado fluxo veicular, associado a áreas com maiores densidades populacionais. Isso evidencia o potencial impacto que a exposição ao MP_{10} pode acarretar à saúde, uma vez que as maiores concentrações atingem um número maior de pessoas.

Por sua vez, o estudo de caso que avaliou a ocorrência de BPN não encontrou relação entre BPN e os três indicadores de poluição do ar gerada por tráfego veicular (menor distância de vias de fluxo elevado, DTPD e MP_{10} ,

estimado por regressão do uso do solo), em vez disso, encontrou-se um efeito protetor. Também houve associação entre melhor situação socioeconômica (maior renda e escolaridade materna) e maior exposição aos poluentes atmosféricos gerados pelo tráfego.

Este estudo foi baseado em todos os nascimentos com BPN e um elevado número de controles. Os indicadores de exposição foram estimados em nível individual e a informação de possíveis variáveis de confusão estava disponível. Futuros estudos são necessários para investigar profundamente essa relação de BPN com poluição oriunda dos veículos, de preferência um estudo de coorte prospectiva, incluindo informações adicionais de características individuais maternas, estilo de vida e características socioeconômicas, que podem confundir a associação entre poluição atmosférica e BPN.

As medidas de exposição exploradas neste estudo basearam-se nas variações espaciais dos poluentes, em detrimento das variações temporais, as quais foram estimadas para o domicílio e o distrito de residência e desconsideraram se o indivíduo trabalhava ou passava a maior parte do dia em outro local, ou seja, o cenário tempo-atividade.

Nessa etapa, as informações de distribuição de viagens disponíveis na pesquisa Origem-Destino, realizada pela Companhia do Metropolitano de São Paulo (Metrô), poderiam ser mais exploradas, visto que essa pesquisa coleta dados dos deslocamentos da população pela RMSP, da distribuição dos deslocamentos segundo as origens e os destinos, dos modos de transporte utilizados, dos motivos e dos horários da realização, além de auxiliar no

planejamento do transporte (São Paulo [Estado], 2012). Assim, essas informações poderiam servir em estudos epidemiológicos, como estimativas das áreas de atração (locais de trabalho ou estudo), auxiliando no refinamento da avaliação da exposição.

As medidas de exposição também não consideraram o tempo de residência do sujeito no domicílio, de forma que são necessárias ressalvas quando se considera apenas a residência do sujeito para inferir a exposição (Jerret; Finkelstein, 2005). No entanto, um estudo da mobilidade residencial intraurbana na RMSP indicou um tempo médio de moradia de 14 anos (Barbon, 2003), o que indica um período relevante de exposição.

Também não foram levados em conta poluentes atmosféricos de ambientes internos do domicílio (fumo passivo, gases gerados por cocção etc.), uma vez que se acredita que o clima ameno de São Paulo, na maior parte do ano, permita que as pessoas deixem as janelas mais tempo abertas, havendo maior penetração da poluição atmosférica externa, como do tráfego, para o ambiente interno (Medeiros et al., 2009). Além disso, é plausível que as pessoas passem mais tempo em ambientes externos e realizem mais percursos a pé, em trajetos curtos; por isso, modelos ambientais podem ser uma boa aproximação da exposição pessoal.

Sabe-se que piores situações socioeconômicas aumentam a prevalência de hipertensão, tabagismo, alcoolismo, obesidade e baixo acesso a serviços de saúde, fatores que influenciam no desenvolvimento dos desfechos aqui avaliados (Maheswaran; Elliott, 2003). A situação socioeconômica desfavorável também aumenta a probabilidade de exposição

aos poluentes atmosféricos (Chacraborty et al., 1999; Dolinoy; Miranda, 2004; Apelberg et al., 2005; Goldson, 2006; Graneski et al., 2007; Kingham et al., 2007; Pearce; Kingham, 2008). Uma forma de tentar controlar os resultados para esses vieses foi ajustar as análises com variáveis socioeconômicas como renda, escolaridade e acesso a serviços de saúde a indicadores de hábitos de vida e cuidados à saúde.

Similarmente aos indicadores de exposição descritos na revisão de literatura, as medidas indiretas DTPD e distância de vias de fluxo elevado, desenvolvidas no estudo sobre BPN, não incluíram alguns fatores, como o tipo de tráfego (leve/pesado), idade da frota, fatores de emissão, além de variáveis meteorológicas, que são limitações já apontadas em outros estudos (Wilhelm; Ritz, 2003; Medeiros et al., 2009).

Em contrapartida, nas abordagens de regressão do uso do solo e volume de tráfego desenvolvidas neste trabalho, foi possível distinguir o tráfego por veículo leve e pesado e, portanto, distinguir o tipo de combustível utilizado, uma vez que veículos pesados utilizam diesel, enquanto veículos leves são normalmente abastecidos com gasolina/etanol.

Por sua vez, a estrutura das informações de tráfego baseadas na média de fluxo de veículos impossibilitou avaliar possíveis variações durante o ano, principalmente no período do inverno, no qual há maior concentração de poluentes, embora, muitas vezes, as diferenças dos riscos de desfechos entre as estações do ano possam ser relativas a outros fatores, como suscetibilidade a alergias e hábitos alimentares, e não necessariamente

representem a variação dos níveis de poluição atmosférica (Woodruff et al., 2009).

Houve, ainda, dificuldade em isolar um poluente específico, pois a poluição atmosférica é uma mistura de poluentes, que são altamente correlacionados entre si (Sharovsky et al., 2004; Gouveia et al., 2004; Ballester et al., 2010; Morello-Frosch et al., 2011). Portanto, uma abordagem que identifique uma fonte específica geradora de vários poluentes, em detrimento da análise de um único poluente, pode auxiliar para agir diretamente nela (Wilhelm, Ritz; 2003; Morello-Frosch et al., 2011).

Quando se considera apenas a menor distância das vias de tráfego elevado, a avaliação da exposição pode ser menos precisa, pois uma ou outra via mais distante poderia ser importante na análise. Já no caso da regressão do uso do solo, apesar de ser um indicador que considera informações que tornam a mensuração da exposição mais precisa, envolve testes estatísticos complexos e a disponibilidade e confiabilidade de todos os dados necessários para sua criação podem inviabilizar sua implantação.

Portanto, acredita-se que, entre os vários indicadores desenvolvidos em São Paulo e apresentados nos artigos, a DTPD seja a que melhor represente a exposição aos poluentes atmosféricos, uma vez que permite avaliar a importância da proximidade residencial às fontes de emissão veicular (Wilhelm; Ritz, 2003), utilizando apenas informações viárias e do fluxo veicular. A DTPD também pode ser considerada uma boa preditora de NO₂ e uma alternativa para a realização de estudos epidemiológicos, quando

informações diretas ou modeladas desse poluente não estão disponíveis (Rose et al., 2009).

Destaque-se ainda, apesar de as abordagens desenvolvidas neste trabalho não considerarem variáveis meteorológicas e se basearem apenas na média anual de tráfego, a importância de métodos indiretos de avaliar a exposição, baseados na fonte geradora de poluente (veículos), em detrimento de um poluente específico, uma vez que vários estudos apontam elevados níveis de poluentes próximos a vias movimentadas (WHO, 2006). Isso pode ser importante, principalmente, em regiões que não possuam rede de monitoramento ou com rede deficiente e cujo tráfego veicular tenha importante papel na deterioração da qualidade do ar.

Acredita-se que esses métodos servirão como base para serem replicados em outros trabalhos e locais, mas é importante que os próximos estudos incluam variáveis meteorológicas como direção e velocidade do vento, umidade relativa do ar e temperatura em suas análises. Também poderiam incluir variações temporais ou tipológicas do tráfego veicular, para verificar, por exemplo, se o impacto do tráfego veicular na saúde da população é maior no inverno ou menor no verão e período de férias escolares, se os veículos pesados impactam mais a saúde em relação aos veículos leves, entre outros refinamentos.

No caso em questão, a cidade de São Paulo possui características típicas de metrópoles de países em desenvolvimento: elevada densidade demográfica e construtiva, elevada frota veicular, desigualdade social atrelada ao crescimento desordenado e irregular, escassez de áreas verdes e alto

índice de impermeabilização. Todos esses fatores contribuem para o agravamento do fenômeno denominado ilha de calor urbano, que faz com que a poluição gerada em toda a cidade seja conduzida para a região central, mais aquecida.

Nesse sentido, apesar de o número de ultrapassagens dos poluentes atmosféricos ter se reduzido nos últimos anos, as medições revelam médias anuais similares e elevadas entre as estações de monitoramento distribuídas pela cidade, o que indica a ubiquidade dessa exposição e como ela pode ser impactante à saúde da população.

Estas são características que, somadas a um contexto climático subtropical, diferem das de cidades da América do Norte e Europa, exaustivamente relatadas na literatura, e criam um cenário propício para a condução de investigações sobre o tema, na tentativa de buscar proximidades ou diferenças dos estudos já realizados nessas outras regiões.

Além disso, mesmo sendo pequenos os efeitos associados à densidade de tráfego no risco de morte por doenças do aparelho circulatório, a generalização da exposição em uma população numerosa torna o tráfego veicular uma preocupação do ponto de vista da saúde pública.

Consequentemente, é importante a tomada de medidas, tais como: o incentivo ao uso de transporte coletivo ou não motorizado; a ampliação do rodízio de veículos; o pedágio urbano ou a maior segregação de vias (corredores para o transporte público ou transporte não motorizado); a priorização do pedestre e a melhoria das calçadas; e a criação de estacionamentos integrados às estações de trem, metrô e terminais de

ônibus, com o propósito de controlar e diminuir as emissões e a concentração de poluentes do tráfego veicular.

10 LEGISLAÇÃO

- Lei Federal nº 10.203/01: dá nova redação aos arts. 9º e 12º da Lei Federal nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, que autoriza os governos estaduais e municipais a estabelecerem planos específicos, normas e medidas adicionais de controle da poluição do ar para veículos automotores em circulação, em consonância com as exigências do Proconve e suas medidas complementares;
- Resolução CONAMA nº 3/90: nela, o IBAMA estabelece os padrões primários e secundários de qualidade do ar e, ainda, os critérios para episódios agudos de poluição do ar;
- Resolução CONAMA nº 18/86: estabelece os limites máximos de emissão para motores e veículos novos, bem como as regras e exigências para o licenciamento para fabricação de uma configuração de veículo ou motor e para verificação da conformidade da produção;
- Resolução CONAMA nº 342/03: estabelece novos limites para emissões para motocicletas e veículos similares novos;
- Resolução CONAMA nº 418/09: dispõe sobre critérios para a elaboração de Planos de Controle de Poluição Veicular – PCPV e para a implantação de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso – I/M pelos órgãos estaduais e municipais de meio

ambiente e determina novos limites de emissão e procedimentos para a avaliação do estado de manutenção de veículos em uso;

- Resolução CONAMA nº 426/10: altera o art. 4º e art. 5º, *caput* e §1º da Resolução CONAMA nº 418, de 2009, e estabelece novos prazos para o Plano de Controle da Poluição Veicular e o Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso;
- Deliberação CONSEMA nº 19/11: aprova o Relatório do Grupo Interinstitucional Revisão dos Padrões de Qualidade do Ar e Aprimoramento da Gestão Integrada da Qualidade do Ar no Estado de São Paulo.

11 REFERÊNCIAS

Agência Estado. Velocidade de carros em SP diminui 32% em 10 anos. *Estadão.com.br*, São Paulo [periódico *on-line*]. 2008 27 jun.: [1 tela] [citado 2 mar. 2009]. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/noticias/geral,velocidade-de-carros-em-sp-diminui-32-em-10-anos,196782,0.htm>.

Anenberg SC, Horowitz LW, Tong DQ, West JJ. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. *Environ Health Perspect.* 2010 Sep;118(9):1189-95.

Apelberg BJ, Buckley TJ, White RH. Socioeconomic and racial disparities in cancer risk from air toxics in Maryland. *Environ Health Perspect.* 2005 Jun;113(6):693-9.

Arain MA, Blair R, Finkelstein N, Brook JR, Sahsuvargolu T, Beckerman B, Zhang L, Jerret M. The use of wind fields in a land use regression model to predict air pollution concentrations for health exposure studies. *Atmos Environ.* 2007;41(16):3453-64.

Ballester F, Estarlich M, Iñiguez C, Llop S, Ramón R, Espugles A, Lacasaña M, Rebagliato M. Air pollution exposure during pregnancy and reduced birth size: a prospective birth cohort study in Valencia, Spain. *Environ Health.* 2010 Jan;9:6-17.

Barbon AL. *Mobilidade residencial intra-urbana em grandes centros: Região Metropolitana de São Paulo – estudo de caso* [dissertação]. Campinas: Pontifícia Universidade Católica de Campinas; 2003.

Bell ML, Cifuentes LA, Davis DL, Cushing E, Telles AG, Gouveia N. Environmental health indicators and a case study of air pollution in Latin American cities. *Environ Res.* 2011 Jan;111(1):57-66.

Brasil. Lei nº 10.203, de 22 de fevereiro de 2001. Dá nova redação aos arts. 9º e 12 da Lei nº 8.723, de 28 de outubro de 1993, que dispõe sobre a redução de emissão de poluentes por veículos automotores, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 2001 23 fev.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. *1º inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários: relatório final*. Brasília: Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental; 2011.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 18, de 6 de maio de 1986. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 1986 17 jun.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 1990 22 ago.; Seção I:15937-9.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 342, 25 de setembro de 2003. Estabelece novos limites para emissões de gases poluentes por ciclomotores, motocicletas e veículos similares novos, em observância à Resolução nº 297, de 26 de fevereiro de 2002, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 2003 10 dez.; Seção I:95.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 418, de 25 de novembro de 2009. Dispõe sobre critérios para a elaboração de Planos de Controle de Poluição Veicular – PCPV e para a implantação de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso – I/M pelos órgãos estaduais e municipais de meio ambiente e determina novos limites de emissão e procedimentos para a avaliação do estado de manutenção de veículos em uso. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 2009 26 nov.; Seção I:81-4.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 426, de 14 de dezembro de 2010. Altera o art. 4º e art. 5º, *caput* e §1º da Resolução CONAMA nº 418, de 2009, estabelecendo novos prazos para o Plano de Controle da Poluição Veicular e o Programa de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 2010 15 dez.; Seção I:164.

Briggs DJ, Hoehh C, Gulliver J, Wills J, Elliot P, Kingham S, Smallbone K. A regression-based method for mapping traffic-related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments. *Sci Total Environ*. 2000 May;253(1-3):151-67.

Brugge D, Durant DL, Rioux C. Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: a review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks. *Environ Health*. 2007 Aug;6:23-35.

Brunekreef B, Holgate ST. Air pollution and health. *Lancet*. 2002 Oct;360(9341):1233-42.

Castro HA, Gouveia N, Cejudo-Escanilla JA. Questões metodológicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. *Rev Bras Epidemiol*. 2003;6(3):135-49.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Plano de controle de poluição veicular do estado de São Paulo* [Internet]. São Paulo:

CETESB; 2011 [citado 26 set. 2011]. Disponível em:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/noticias/PCPV.pdf>.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2008* [Internet]. São Paulo: CETESB; 2009 [citado 2 mar. 2009]. Disponível em:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo 2009* [Internet]. São Paulo: CETESB; 2010 [citado 3 jan. 2011]. Disponível em:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/ar/qualidade-do-ar/31-publicacoes-e-relatorios>

Chacrabarty J, Schweitzer LA, Forkenbrock DJ. Using GIS to assess the environmental justice consequences of transportation system changes. *Trans GIS*. 1999;3(3):239-58.

Dolinoy DC, Miranda ML. GIS modeling of air toxics releases from TRI-reporting and non-TRI-reporting facilities: impacts for environmental justice. *Environ Health Perspect*. 2004 Dec;112(17):1717-24.

EPA. Environmental Protection Agency. *Air quality criteria for particulate matter* (Final Report, April 1996). Washington (DC): EPA; 1996.

Friedman MS, Powell KE, Hutwagner L, Graham LM, Teache WG. Impact of changes in transportation and commuting behaviors during the 1996 Summer Olympic Games in Atlanta on air quality and childhood asthma. *JAMA*. 2001 Feb;285(7):897-905.

Goldson A. Do firms adopt lower standards in poorer areas? Corporate social responsibility and environmental justice in the EU and the US. *Area*. 2006 Dec;38(4):402-12.

Gouveia N, Bremmer SA, Novaes HMD. Association between ambient air pollution and birth weight in São Paulo, Brazil. *J Epidemiol Community Health*. 2004 Jan;58(1):11-7.

Graneski S, Bolin B, Boone C. Criteria air pollution and marginalized populations: environmental inequity in Metropolitan Phoenix, Arizona. *Soc Sci Q*. 2007 Jun;88(2):535-54.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Portaria Normativa nº 348, de 14 de março de 1990. *Diário Oficial da União*, Brasília (DF). 1990 14 maio.

Jerret M, Finkelstein M. Geographies of risk in studies linking chronic air pollution exposure to health outcomes. *J Toxicol Environ Health*. 2005 Jul;68(13-14):1207-42.

Kan H, Heiss G, Rose KM, Whitsel EA, Lurmann F, London SJ. Prospective analysis of traffic exposure as a risk factor for incident coronary heart disease: the Atherosclerosis Risk in Communities (ARIC) study. *Environ Health Perspect.* 2008 Nov;116(11):1463-8.

Kingham S, Pearce J, Zawar-Reza P. Driven to injustice? Environmental justice and vehicle pollution in Christchurch, New Zealand. *Transport Res.* 2007 Jun;12(4):254-63.

Kramer U, Koch T, Ranft U, Ring J, Behrendt H. Traffic-related air pollution is associated with atopy in children living in urban areas. *Epidemiology.* 2000 Jan;11(1):64-70.

Lena TS, Ochieng V, Carter M, Holguin-Veras I, Kinney PL. Elemental carbon and PM_{2.5} levels in an urban community heavily impacted by truck traffic. *Environ Health Perspect.* 2002 Oct;110(10):1009-15.

Maheswaran R, Elliott P. Stroke mortality associated with living near main roads in England and Wales: a geographical study. *Stroke.* 2003 Dec;34(12):2776-80.

Maisonet M, Correa A, Misra D, Jaakkola JJK. A review of the literature on the effects of ambient air pollution on fetal growth. *Environ Res.* 2004 May;95(1):106-15.

Maitre A, Bonnetterre V, Huillard L, Sabatier P, Gaudemaris R. Impact of urban atmospheric pollution on coronary disease. *Eur Heart J.* 2006;27:2275-84.

Malmqvist E, Rignell-Hydbom A, Tinnerberg H, Björk J, Stroh M, Jakobsson K, et al. Maternal exposure to air pollution and birth outcomes. *Environ Health Persp.* 2011;119:553-58.

Marcilio I, Gouveia N. Quantifying the impact of air pollution on the urban population of Brazil. *Cad Saúde Pública.* 2007;23(Suppl 4):S529-36.

Mauko ME, Tang B, George LA. A sub-neighborhood scale land use regression model for predicting NO₂. *Sci Total Environ.* 2008 Jul;398(1-3):68-75.

Medeiros A, Gouveia N. Relationship between low birthweight and air pollution in the city of São Paulo, Brazil. *Rev Saúde Pública.* 2005 Dec;39(6):965-72.

Medeiros APP, Gouveia N, Machado RPP, Souza MR, Alencar GP, Novaes MD, Almeida MF. Traffic-related air pollution and perinatal mortality: a case-control study. *Environ Health Perspect.* 2009 Jan;117(1):127-32.

Medina-Ramón M, Goldberg R, Melly S, Mittleman MA, Schwartz J. Residential exposure to traffic-related air pollution and survival after heart failure. *Environ Health Perspect.* 2008 Apr;116(4):481-5.

Moreira D, Tirabassi T. Modelo matemático de dispersão de poluentes na atmosfera: um instrumento técnico para a gestão ambiental. *Ambiente Soc.* 2004;7(2):159-72.

Morello-Frosch R, Jasdale BM, Saad JL, Pastor M. Ambient air pollution exposure and full-term birth weight in California. *Environ Health.* 2010 Jul;9:44-57.

Nawrot TS, Perez L, Künzli N, Munters E, Nemery B. Public health importance of triggers of myocardial infarction: a comparative risk assessment. *Lancet.* 2011 Feb;377(9767):732-40.

Nieuwenhuijsen M, Paustenbach D, Duarte-Davidson R. New developments in exposure assessment: the impact on the practice of health risk assessment and epidemiological studies. *Environ Int.* 2006 Dec;32(8):996-1009.

Nordling E, Berling N, Melen E, Emenius G, Hallberg J, Nyberg F, Pershagen G, Svartengren M, Wickman M, Bellander T. Traffic-related air pollution and childhood respiratory symptoms, function and allergies. *Epidemiology.* 2008 May;19(3):401-8.

Nuckols JR, Ward MH, Jarup L. Using geographic information systems for exposure assessment in environmental epidemiology studies. *Environ Health Perspect.* 2004 Jun;112(9):1007-15.

PAHO. Pan American Health Organization. *A assessment of health effects of ambient air pollution in Latin America and the Caribbean.* Washington (DC): PAHO; 2005.

Pearce J, Kingham S. Environmental inequalities in New Zealand: a national study of air pollution and environmental justice. *Geoforum.* 2008 Mar;39(2):980-93.

Pope CA, Ezzati M, Dockery DW. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N Engl J Med.* 2009 Jan;360(4):376-86.

Reynolds P, Behren JV, Gunier RB, Goldberg DE, Hertz A, Smith D. Traffic patterns and childhood cancer incidence rates in California, United States. *Cancer Causes Control.* 2002 Sep;13(7):665-73.

Ritz B, Wilhelm M. Ambient air pollution and adverse birth outcomes: methodologic issues in an emerging field. *Basic Clin Pharmacol Toxicol.* 2008 Feb;102(2):182-90.

Ritz B, Yu F. The effect of ambient carbon monoxide on low birth weight among children born in Southern California between 1989 and 1993. *Environ Health Perspect.* 1999 Jan;107(1):17-25.

Roosbroeck SV, Hoek G, Meliefste K, Janssen NAH, Brunekreef B. Validity of residential traffic intensity as an estimate of long-term personal exposure to

traffic-related air pollution among adults. *Environ Sci Technol*. 2008 Feb;42(4):1337-44.

Rose N, Cowie C, Gillet R, Marks GB. Weighted road density: a simple way of assigning traffic-related air pollution exposure. *Atmos Environ*. 2009;43(32):5009-14.

Rosenlund M, Picciotto S, Forastiere F, Stafoggia M, Perucci CA. Traffic-related air pollution in relation to incidence and prognosis of coronary heart disease. *Epidemiology*. 2008 Jan;19(1):121-8.

Ryan PH, LeMasters GK. A review of land-use regression models for characterizing intraurban air pollution exposure. *Inhal Toxicol*. 2007;19(Suppl 1):127-33.

Sahsuvaroglu T, Arain A, Kanaroglou P, Finkelstein N, Newbold B. A land use regression model for predicting ambient concentrations of nitrogen dioxide in Hamilton, Ontario. *J Air Waste Manag Assoc*. 2006 Aug;56(8):1059-69.

São Paulo (Estado). Secretaria de Estado da Saúde. Secretaria do Meio Ambiente. *Revisão dos padrões de qualidade do ar e aprimoramento da gestão integrada da qualidade do ar no estado de São Paulo*. São Paulo: SES/SMA; 2010 [citado 29 mar. 2012]. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/institucional/tecnologia-ambiental/86->.

São Paulo (Estado). Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. *Perfil municipal*. São Paulo [Internet]. 2011a [citado 16 fev. 2011]. Disponível em: <http://www.seade.gov.br/produtos/perfil/perfilMunEstado.php>.

São Paulo (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Deliberação CONSEMA nº 19, 25 de maio de 2011. Aprova relatório de GT sobre revisão dos padrões da qualidade do ar. *Diário Oficial do Estado*, São Paulo. 2011b 25 maio.

São Paulo (Estado). Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional. Departamento Estadual de Trânsito de São Paulo. *Frota de veículos* [Internet]. 2011c [citado abr. 2011]. Disponível em: <http://www.detran.sp.gov.br>.

São Paulo (Estado). Companhia do Metropolitano de São Paulo. *Origem-destino* [Internet]. 2012 [citado 6 jan. 2012]. Disponível em: <http://www.metro.sp.gov.br/empresa/pesquisas/origem/teorigem.shtml>.

São Paulo (Município). *Programa de Inspeção Veicular Ambiental* [Internet]. 2011 [citado jan. 2011]. Disponível em: http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/inspecao_veicular/sobre_o_programa/index.php?p=101.

Sharovsky R, César LAM, Ramires JAF. Temperature, air pollution, and mortality from myocardial infarction in São Paulo, Brazil. *Braz J Med Biol Res*. 2004 Nov;37(11):1651-7.

Wang X, Ding H, Ryan L, Xu X. Association between air pollution and low birth weight: a community-based study. *Environ Health Perspect.* 1997 May;105(5):514-20.

Wang X, Zhang J, Zeng X, Zeng Y, Wang S, Chen S. Association of traffic-related air pollution with children's neurobehavioral functions in Guangzhou, China. *Environ Health Perspect.* 2009 Oct;117(10):1612-8.

White E, Armstrong BK, Saracci R. *Principles of exposure measurement in epidemiology: collecting, evaluating, and improving measures of disease risk factors.* Oxford, UK: Oxford University Press; 2008.

WHO. World Health Organization. *Health effects of transport-related air pollution.* Copenhagen, Denmark: WHO; 2005.

WHO. World Health Organization. *WHO air quality guidelines global update 2005: report on a working group meeting.* Bonn, Germany: WHO; 2006.

Wilhelm M, Ritz B. Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles County, California, 1994-1996. *Environ Health Perspect.* 2003 Feb;111(2):207-16.

Woodruff TJ, Parker JD, Darrow LA, Slama R, Bell ML, Choi H, Glinianaia S, Hoggatt KJ, Karr CJ, Lobdell DT, Wilhelm M. Methodological issues in studies of air pollution and reproductive health. *Environ Res.* 2009 Apr;109(3):311-20.

Zhu Y, Hinds WC, Kim S, Sioutas C. Concentration and size distribution of ultrafine particles near a major highway. *J Air Waste Manag Assoc.* 2002 Sep;52(9):1032-42.

Zou B, Wilson JG, Zhan FB, Zeng Y. Air pollution exposure assessment methods utilized in epidemiological studies. *J Environ Monit.* 2009 Mar;11(3):475-90.

12 BIBLIOGRAFIA CONSULTADA

Aguilera I, Guxens M, Garcia-Esteban R, Corbella T, Nieuwenhuijsen MJ, Foradada CM, Sunyer J. Association between GIS-based exposure to urban air pollution during pregnancy and birth weight in the INMA Sabadell Cohort. *Environ Health Perspect.* 2009 Aug;117(8):1322-7.

Baccarelli A, Martinelli I, Pegoraro V, Melly S, Grillo P, Zanobetti A, Hou L, Bertazzi PA, Mannucci PM, Schwartz J. Living near major traffic roads and risk of deep vein thrombosis. *Circulation.* 2009 Jun;119(24):3118-24

Gilbert NL, Goldberg MS, Beckerman B, Brook JR, Jerret M. Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montréal, Canada, with a land-use regression model. *J Air Waste Manag Assoc.* 2005 Aug;55(8):1059-63.

Iñiguez C, Ballester F, Estarlich M, Llop S, Fernandez-Patier R, Aguirre-Alfaro A, Esplugues A. Estimation of personal NO₂ exposure in a cohort of pregnant women. *Sci Total Environ.* 2009 Nov;407(23):6093-9.

Kashima S, Yorifuji T, Tsuda T, Doi H. Application of land use regression to regulatory air quality data in Japan. *Sci Total Environ.* 2009 Apr;407(8):3055-62.

Maisonet M, Buch TJ, Correa A, Jaakkola JJK. Relation between ambient air pollution and low birth weight in the Northeastern United States. *Environ Health Perspect.* 2001 Jun;109(Suppl 3):351-6.

Moore DK, Jerret M, Mack WJ, Künzli N. A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA. *J Environ Monit.* 2007 Mar;9(3):246-52.

Ross Z, English PB, Scalf R, Gunier R, Smorokinsky S, Wall S, Jerret M. Nitrogen dioxide prediction in Southern California using land use regression modeling: potential for environmental health analyses. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 2006 Mar;16(2):106-14.

Su JG, Jerret M, Beckerman B, Wilhelm M, Ghosh JK, Ritz B. Predicting traffic-related air pollution in Los Angeles using a distance decay regression selection strategy. *Environ Res.* 2009 Aug;109(6):657-70.

WHO. World Health Organization. *Air quality and health* [Internet]. 2008 [cited 2009 Feb 26]. Available from: <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en>.