

# Uso dos modelos CAL3QHC e I-Tree Canopy na avaliação da qualidade do ar em Aracaju: estimativas da concentração de PM10 em vias de tráfego intenso de automóveis

**Max Anjos**

Instituto de Geografia e Ordenamento do Território

**António Lopes**

Instituto de Geografia e Ordenamento do Território

**Elis Alves**

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano

p. 707-728

revista



**USP**

espaço e tempo

Volume 22 • nº 3 (2018)

ISSN 2179-0892

## Como citar este artigo:

ANJOS, M.; LOPES, A.; ALVES, E. Uso dos modelos CAL3QHC e I-Tree Canopy na avaliação da qualidade do ar em Aracaju: estimativas da concentração de PM10 em vias de tráfego intenso de automóveis. **Geosp – Espaço e Tempo** (Online), v. 22, n. 3, p. 707-728, dez. 2018. ISSN 2179-0892.

Disponível em: <<https://www.revistas.usp.br/geosp/article/view/139515>>. doi: <http://dx.doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geosp.2018.139515>.



Este artigo está licenciado sob a Creative Commons Attribution 4.0 License.

# Uso dos modelos CAL3QHC e I-Tree Canopy na avaliação da qualidade do ar em Aracaju: estimativas da concentração de PM10 em vias de tráfego intenso de automóveis<sup>1\*</sup>

---

## Resumo

As emissões de poluentes nas vias com alta densidade de tráfego notabilizaram-se como uma das potenciais fontes de poluição do ar nas cidades. Com base em simulações com o modelo de dispersão atmosférica (CAL3QHC), foram encontradas na área central de Aracaju concentrações de MP10 máxima de até  $120 \mu\text{g m}^{-3}$ , que violam as normas nacionais e, portanto, têm possíveis efeitos prejudiciais à saúde humana. Além disso, este estudo demonstrou que a redução de 60% do fluxo de tráfego de automóveis nas vias de circulação mais congestionadas pode reduzir em até  $70 \mu\text{g m}^{-3}$  as concentrações de MP10 e que o aumento de 9% de árvores pode remover 16,8 kg anuais de MP10, com benefício econômico de R\$ 390,00 reais usando a ferramenta I-Tree Canopy. Os resultados simulados podem ser um importante suporte para políticas e práticas na implementação de uma rede densa de monitoramento da qualidade do ar na cidade.

**Palavras-chave:** Poluição do ar. Qualidade do ar. CAL3QHC. I-Tree Canopy. Aracaju.

---

Using the CAL3QHC and I-Tree Canopy  
for air quality assessment in Aracaju: estimates  
of the concentrations of PM10 in roadways of intensive  
traffic of cars

---

1 Financiamento do programa Ciência Sem Fronteiras/Capes, Processo n. 1135-13-9.

---

## Abstract

Emissions of pollutants from high-traffic density have become a potential source of air pollution in cities. Based on simulations with the atmospheric dispersion model (CAL3QHC), concentrations of MP10 maximum up to 120  $\mu\text{g m}^{-3}$  in the central area of Aracaju were found, which violates the national standards and, therefore, with possible harmful effects on human health. It has been shown that the reduction of 60% volume of automobile in the roadways congested can reduce the concentrations of MP10 up to 70  $\mu\text{g m}^{-3}$  as well as the trees increasing of 9% can remove 16.8 kg annual MP10 with the economic benefit of R\$ 390.00, using the I-Tree Canopy tool. The simulated results can be an important source of support for policies and practices in the implementing denser air quality monitoring in the city.

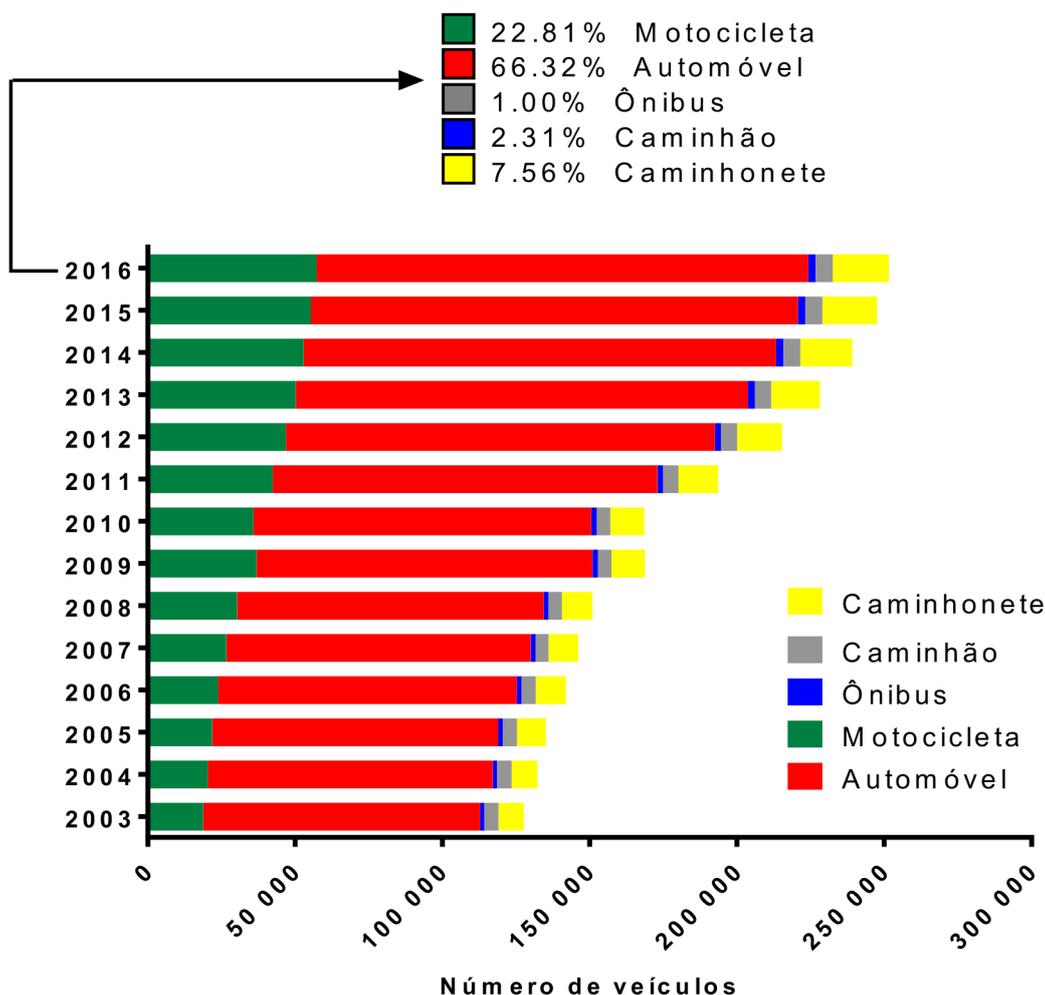
**Keywords:** Air pollution. Air Quality. CAL3QHC. I-Tree Canopy. Aracaju.

---

## Introdução

Na cidade, o perigo associado à poluição do ar originária do tráfego de veículos, geralmente, está localizado nas proximidades das vias com fluxo intenso de automóveis, nas quais o monitoramento de qualidade do ar é escasso ou inexistente. A carência desse tipo de informação tem dificultado o desenvolvimento de políticas de controle da poluição do ar intraurbana e na prevenção dos seus efeitos nocivos à saúde humana (Chow et al., 2006; Olmo et al., 2011; Saldiva et al., 1994; WHO, 2003). Em muitas cidades do mundo, inclusive as brasileiras, as emissões de poluentes a partir das fontes de automóveis constituem um dos mais importantes mecanismos de poluição do ar (Fenger, 1999; Lawrence et al., 2007; Gurjar et al., 2008; Andrade et al., 2012; Miranda et al., 2012; Targino et al., 2016). A realidade da frota de veículos em Aracaju exemplifica bem a existência de um potencial perigo associado à poluição do ar intraurbana. Segundo o Departamento Estadual de Transito de Sergipe (Detran, [s.d.]), nas últimas décadas a frota de veículos (motocicletas, automóveis, ônibus, caminhões e caminhonetes) teve um crescimento substancial desde 2003, atingindo mais de 250 mil veículos em 2016. Isso equivale proporcionalmente a 1 veículo para cada 2 habitantes. Atualmente, quase 90% da frota é formada por veículos do transporte individual, automóveis e motocicletas, com expressão maior para os automóveis, que representam 66% dos veículos circulantes na cidade (Figura 1).

**Figura 1 – Evolução da frota de veículos por categoria em Aracaju no período de 2003-2016**



fonte: Detran-SE ([s.d.]).

As emissões provenientes do escape dos veículos incluem, entre outros poluentes, o material particulado (MP), que consiste no conjunto de partículas, sólidas e líquidas, como poeira e fumaça suspensas na atmosfera, e que é classificado por meio de partículas com diâmetro inferior a 10  $\mu\text{m}$  (MP10) ditas como inaláveis e partículas ultrafinas com diâmetro inferior a 2,5  $\mu\text{m}$  (MP2.5). Recentemente, a Organização Mundial da Saúde (OMS) advertiu sobre o aumento crítico nas médias anuais de MP10 e MP2.5 em 3.000 centros urbanos de 103 países no período de 2008 a 2015 (WHO, 2016). O padrão excelente de medição da qualidade do ar é geralmente baseado no MP2.5. Estudos recentes têm apresentado evidências que o MP2.5 é mais prejudicial do que o MP10, pois quanto menor é a partícula mais fácil será a sua entrada no sistema respiratório e, consecutivamente, de prejudicar o funcionamento do corpo humano (Guttikunda; Rahul, 2013). O problema de muitas cidades brasileiras, como é caso de Aracaju, é que ainda não contam com um monitoramento sistemático de MP2.5 e, em alternativa, usam dados de MP10 no seu quadro avaliativo da qualidade do ar. Além disso, o MP10 foi escolhido neste estudo por três razões. Primeiro, ele é considerado pela legislação brasileira (Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) – Resolução

n. 03/1990) passível de políticas, ações de controle e regulamentação e, por isso, é usado regularmente como um indicador de qualidade do ar, cujo padrão corresponde à concentração média de 24 horas de  $150 \mu\text{g m}^{-3}$  e à concentração média aritmética anual de  $50 \mu\text{g m}^{-3}$ . Segundo, o PM10 tem efeitos prejudiciais comprovados na saúde humana. Terceiro, as suas concentrações podem ser estimadas com eficácia por meio de modelos de concentração e dispersão de poluentes atmosféricos.

Estudos epidemiológicos (cardiovasculares, cardiopulmonares, respiratórios e de mortalidade) têm evidenciado, constantemente, os efeitos adversos na saúde humana devido ao aumento das concentrações de MP10 (Atkinson et al., 2001; Ostro et al., 2006; Pope et al., 1995; Samet et al., 2000). Ao fazer uma revisão sumária dos estudos clínicos, Dockery e Pope (1994) sugeriram que um aumento de  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  de MP10 (média de 24 horas) está relacionado com uma taxa de 3,4% no aumento da mortalidade respiratória e com o aumento de 1,4% na mortalidade cardiovascular. Gouveia et al. (2006) analisaram a associação entre o MP e as internações hospitalares no Município de São Paulo e constataram que um aumento de  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  de PM está associado ao incremento de 4,6% nas internações por asma em crianças, de 4,3% por doença pulmonar obstrutiva crônica e de 1,5% por doença isquêmica do coração em idosos. As mais recentes investigações epidemiológicas têm identificado idosos e crianças como grupos vulneráveis à poluição do ar intraurbana, dentro de um raio de 100 m a 300 m a partir da fonte emissora (Brunekreef et al., 1997; McConnell et al., 2006; Newman et al., 2014; Venn et al., 2002).

Como alternativa à falta de informação e ao insuficiente monitoramento sobre os níveis de concentração de PM10 nas cidades, pesquisadores e gestores públicos têm recorrido a várias técnicas, como as medições móveis, modelos estatísticos e a análise de dispersão (Elen et al., 2013; Jerrett et al., 2005; Peters, 2013; Ross et al., 2007; Poppel et al., 2013). Os modelos de dispersão/concentração se destacam como uma ferramenta útil nas estimativas das concentrações de poluentes nas vias de intenso tráfego de automóveis, nas quais a informação sobre a poluição do ar, geralmente, é insuficiente ou inexistente. A vantagem dos modelos de dispersão é que os resultados simulados podem ser relacionados com efeitos adversos na saúde humana (Jerrett et al., 2005) e o desempenho desse tipo de modelo tem sido avaliado como satisfatório, comparando as emissões de poluentes estimadas com as medidas em campo (Yura; Keat; Neimeier, 2007; Zhou; Levy, 2007). Assim, os modelos de dispersão constituem uma fonte de informação conveniente na avaliação da qualidade do ar intraurbana.

O CalRoads se destaca entre os modelos de dispersão (em fonte de linha) mais utilizados na atualidade. Desenvolvido pelo departamento de transportes da Califórnia, a interface CalRoads compõe os modelos CALINE4 (California Line Source Dispersion Model version 4) e suas versões complementares CAL3QHC e CAL3QHCR (Benson, 1989; EPA, 1992). O CAL3QHC (California Line Source for Queuing & Hot Spot Calculations Refined) usado neste estudo incorpora um algoritmo de tráfego que calcula o total de concentração de MP10 a partir dos veículos em movimento e dos veículos nas filas de interseções com semáforo, a que se assemelham a muitas vias em Aracaju. O CAL3QHC tem sido recomendado por diversas agências internacionais como o modelo preferencial na modelização da qualidade do ar, uma vez que tem gerado previsões das concentrações de MP10 satisfatórias (Gokhale; Raokhande,

2008; Mishra; Padmanabhamutry, 2003). No Brasil, há uma tendência crescente de estudos que utilizam o CAL3QHC como modelo de dispersão atmosférica veicular, como no caso da cidade de São Paulo (Sánchez-Ccoyllo et al., 2009), Belo Horizonte (Tavares et. al., 2010) e Maringá (Lima; Demarchi; Gimenes, 2010).

Paralelamente, a prevenção de efeitos adversos da poluição do ar urbano sobre a saúde exige medidas de controle de emissões e exposição aos poluentes, as quais envolvem principalmente o uso do solo (ventilação urbana em harmonia com arranjo físico) e o planejamento dos sistemas de transporte (Bhatia; Rivard, 2008). Além disso, o melhoramento de infraestruturas verdes tem sido usado como uma estratégia promissora na redução de poluentes PM10 na atmosfera por meio da filtragem, deposição e absorção (Nowak et al., 2006; Yan et al., 2016). Há um grande número de pesquisas (Escbedo; Nowak, 2009; Nowak et al., 2010; McPherson et al., 2011; Jacobs; Mikhailovich; Delaney, 2014) demonstrando a quantidade e o valor monetário a partir da remoção dos poluentes atmosféricos por árvores. Esse valor depende das características da árvore e da avaliação de especialistas (Nowak; Crane; Dwyer, 2002). Nowak et al. (2014) demonstraram que nos EUA árvores e floresta removeram 17,4 milhões de toneladas de poluentes ao ano e estimam que o valor monetário anual com os efeitos na saúde humana tenha sido de U\$ 6.8 bilhões. Mills et. al. (2015) avaliaram a floresta urbana e seu benefício ambiental em sete cidades irlandesas usando a ferramenta I-Tree Canopy. Com base nos resultados, os autores mostraram a necessidade de balizar políticas de melhoria da qualidade do ar maximizando a infraestrutura verde das cidades.

Neste estudo, as estimativas do modelo CAL3QHC foram usadas para avaliar a qualidade do ar intraurbana focalizando as concentrações de MP10 emitidas nas vias de intenso tráfego de automóveis na área central de Aracaju. Com base nas estimativas, propõem-se medidas que reduzam os níveis de poluentes como: (i) redução do fluxo de veículos nas vias de intenso tráfego e (ii) avaliação do potencial de remoção de PM10 por meio de árvores, usando a ferramenta I-Tree Canopy.

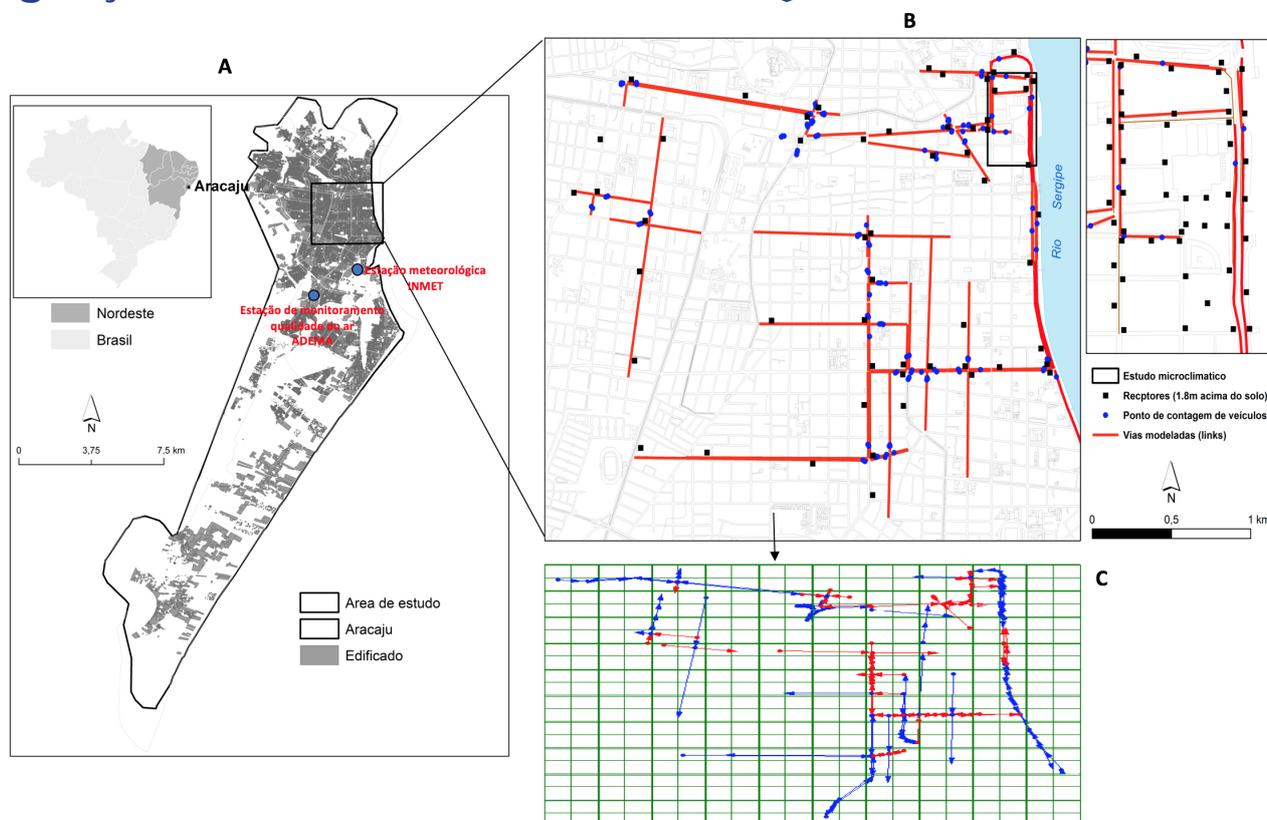
## **Materiais e métodos**

### **Área de estudo e dados**

Aracaju está situada no litoral do nordeste brasileiro com mais de 600 mil habitantes vivendo numa área de 181,8 km<sup>2</sup>, cuja densidade populacional é de, aproximadamente, 3 mil (hab\ km<sup>2</sup>) (IBGE, 2016). A cidade está delimitada pelas coordenadas de 10° 51' e 11° 07' de latitude sul e de 37° 02' e 37° 09' de longitude oeste (Figura 2A). A área central da cidade foi selecionada para efetuar as estimativas das concentrações de PM10 e aplicar estratégias de controle da poluição atmosférica, posto que, nesta área estão as principais vias com alta intensidade de veículos e elevado fluxo diário de pedestres, o que aumenta a exposição aos efeitos nocivos da poluição (Figura 2B).

Para comparar as concentrações de PM10 simuladas com os dados experimentais, foram utilizadas as amostras diárias de MP10 da estação de monitoramento da qualidade do ar entre o período 2013 a 2015. Essa estação é propriedade da Administração Estadual do Meio Ambiente de Sergipe (Adema) e está localizada no Distrito Industrial de Aracaju (DIA), a 6 km da área modelada.

**Figura 2 – (A) Localização geográfica de Aracaju, (B) vias modeladas, localização dos receptores com o número de automóveis por hora na área central da cidade e área de estudo microclimático, (C) geometria da configuração dos links dentro do modelo CAL3QHC**



### Breve descrição do modelo CAL3QHC

O modelo CAL3QHC calcula as concentrações de PM10 baseando-se fundamentalmente no modelo de dispersão Gaussiana, que considera a taxa de emissão de uma fonte numa altura efetiva acima do solo. A pluma gaussiana pode ser representada pela Equação 1 (Briant et al., 2013):

$$C(x, y, z) = \int_{y_1}^{y_2} \frac{Q}{2\pi u \sigma_y(s) \sigma_z(s)} \exp\left(-\frac{z^2}{2\sigma_z^2(s)} - \frac{(y-s)^2}{2\sigma_y^2(s)}\right) ds \quad (1)$$

onde C é o estado constante de concentração em um ponto (x, y, z) ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ); y é a distância horizontal da linha central da pluma (m) e z é a distância vertical a partir do nível do solo (m); Q é a taxa de emissão ( $\mu\text{g/s}$ );  $y_1$  e  $y_2$  são ordenadas as extremidades das fontes; u é a velocidade do vento (m/s);  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$  são os desvio padrão da dispersão de poluentes na direção transversal à direção do vento (m), que representa a distância horizontal e vertical dos poluentes com dependência do grau de estabilidade atmosférica convectiva.

Para caracterizar a dispersão de poluentes de um segmento viário, aplica-se à concepção gaussiana ao tipo do poluente, à taxa de emissão veicular e às condições meteorológicas dentro de uma zona de mistura. A zona de mistura considera a região entre a largura da via percorrida (pista) acrescida de mais 3 m (ajuste de dispersão horizontal) de cada lado, em que as emissões e a turbulência são uniformes (Benson, 1989). Dentro dessa zona existem dois mecanismos de dispersão: a turbulência mecânica criada pelos veículos em circulação e a turbulência térmica alimentada pelos

escapes quentes dos veículos (Benson, 1989). A largura padrão de 12 m da zona de mistura foi usada neste estudo, compreende 9 m de pista e adicionados 3 m horizontalmente em cada lado, onde nenhum dos receptores deve estar localizado (Benson, 1989). Os receptores são pontos nas coordenadas X, Y e Z, em que são contabilizadas as estimativas das emissões de MP10. Neste estudo, foram selecionados os receptores próximos à zona de mistura em que as distâncias não ultrapassaram 50 m, a fim de determinar a zona de risco de exposição nociva à poluição (Jerrett et al. 2005). A altura padrão no modelo de 1,8 m do receptor (respiração humana) foi usada para representar a exposição do indivíduo às concentrações de MP10. Os locais dos receptores na área modelada representam, na realidade, as calçadas adjacentes, cruzamentos, áreas residências ou estruturas físicas às quais o pedestre é susceptível a ter contato contínuo com os poluentes.

O CAL3QHC usa como dados de entrada os *links*, que representam os segmentos direcionais de uma via em que são constantes a largura, a altura, o volume de tráfego e o fator de emissão veicular (Caltrans, 1989). Os links são de dois tipos: o *free link* em que a circulação do veículo é livre (não semaforizada) e o *queue link* em que a circulação do veículo é em fila (semaforizada) (Figura 2C). Neste estudo, foram criados 164 *links* e 60 receptores para estimar as concentrações de MP10 que correspondem a um total de 35 vias modeladas na área central da cidade. O volume de tráfego (vph) para cada via modelada foi fornecido pela Superintendência Municipal de Transportes e Trânsito de Aracaju (SMTT) decorrente da contagem de tráfego no período de 1 de abril a 15 de maio de 2014. Considerou-se o volume de veículos por hora (vph) referente à soma de contagem do fluxo de automóveis relativo aos dois picos de tráfego diário: início da manhã (entre as 7h00-9h00 local) com um volume total de 60.897 automóveis que equivale a média de 1.700 por via modelada; e o início da noite (entre as 17h00-19h00 local) com um volume total de 56.426 automóveis e média de 1.600 por via. Assim, as simulações ocorreram nesses dois horários (doravante chamados de manhã e noite) considerando-os os piores casos de poluição do ar esperados na cidade.

Outra importante variável do modelo CAL3QHC é o fator de emissão (FE) que corresponde à massa de poluentes por quilômetro andado pela viatura (Benson, 1989). Na falta de FEs disponíveis para a área de estudo, recorreu-se à literatura especializada, de modo que, para as estimativas de concentrações de MP10 em Aracaju foram usados: o FE de 0,047 g/km para os veículos em movimento (*free flow link*) recomendado pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Cetesb, 2008) por ser mais condizente com a frota de veículos nacional (Tavares et al., 2010), ao passo que, para os veículos parados ou em filas (*queue link*), usou o FE de 2,59 g/h referente à última versão do modelo de FE – PARTE 5 da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA, 1998). Com essa adaptação, as concentrações de PM10 estimadas neste estudo pelo CAL3QHC devem ser interpretadas com cautela, uma vez que dependem diretamente do FE usado bem como da sensibilidade do modelo às informações de tráfego sobre as velocidades dos veículos e a sinalização.

As condições meteorológicas usadas durante as simulações foram representativas do verão 2015 (dezembro de 2014 a março de 2015). Como os dados do volume de veículo foram designados para dois específicos momentos do dia, optou-se por analisar os valores médios das variáveis meteorológicas (temperatura do ar, velocidade do vento, direção do vento e radiação solar) somente nos períodos previamente definidos como manhã e noite (Tabela 1).

**Tabela 1 – Condições meteorológicas usadas nas simulações de poluentes MP<sub>10</sub> com o modelo CAL3QHC**

variável <sup>1</sup>	simulação da manhã	simulação da noite
temperatura do ar (°C)	28	27
velocidade do vento (m/s)	2	3,7
direção do vento (°)	99	94
radiação (KJ m <sup>-2</sup> )	866	366

<sup>1</sup> Dados meteorológicos referentes à estação padrão do Inmet localizada fora da área do modelo (ver Figura 2A).

A associação entre os valores de velocidade do vento e a radiação solar na Tabela 1 e, conforme a classificação sugerida por Mohan e Siddqui (1998), ajudaram a definir as classes de estabilidade atmosférica de Pasquill-Turner como a classe B (moderadamente instável) na simulação da manhã e classe C (levemente instável) na simulação da noite. As informações meteorológicas da direção do vento, velocidade do vento e classe de estabilidade da atmosfera foram assumidas na modelação como sendo homogêneas na área de estudo. Na Tabela 2 estão reunidas as demais informações de entrada no modelo CAL3QHC.

**Tabela 2 – Síntese dos dados e informações de entrada do modelo CAL3QHC**

variável	valor/ informação	variável	valor/ informação
rugosidade da superfície <sup>1</sup> (cm)	150	fluxo de saturação <sup>2</sup> (v/h)	1.600
velocidade de absorção e de deposição (cm/s)	0,003	tipo de sinal <sup>3</sup>	pre-timed
altura da camada de mistura (m)	1.000	tipo de aproximação dos veículos <sup>3</sup>	average progression
ciclo semafórico para cada fase (vermelho) <sup>2</sup> (s)	54	velocidade de tráfego (km/h) <sup>2</sup>	60

<sup>1</sup> Calculada a partir do software *Roughness Mapping Tool* (Gal; Unger, 2009).

<sup>2</sup> Usado a partir de Zambonini (2012).

<sup>3</sup> Recomendações padrão do modelo CAL3QHC (EPA, 1992).

Sequencialmente, foram elaborados dois mapas representando os valores contínuos das concentrações estimadas de MP10 nos dois piores casos de poluição do ar (manhã e noite) nas principais vias de circulação da área central de Aracaju. Os valores das concentrações simuladas de MP10 em cada segmento viário (*links*) se encontram em cada receptor. Desse modo, todos os receptores do modelo CAL3QHC foram exportados em formato vetor para o ambiente SIG e processados com a ferramenta *spatial analysis* pelo método “*Ordinary kriging interpolation*”. Este método é recomendado como a melhor opção no cálculo das estimativas de exposição principalmente pela produção de valores previstos e erros-padrão em locais não amostrados (Jerrett et al., 2005). Posteriormente, usou-se a função *extract mask*, a fim de extrair somente os valores das concentrações de MP10 dentro das vias modeladas, embora o modelo CAL3QHC não preveja o efeito dos edifícios na concentração dos poluentes.

Uma vez estimadas as concentrações de PM10 dentro da área modelada, selecionou-se outra menor (área do Mercado Municipal) para aplicação de medidas de controle da poluição do ar (Figura 2B) com o objetivo de alcançar a condição de boa qualidade do ar estabelecida pelo índice de qualidade do ar (concentrações de PM10 até 50 µg m<sup>-3</sup>). As medidas foram: (i) reduzir o número de automóveis nas vias de intenso tráfego e (ii) avaliar o potencial de redução da poluição a partir de árvores usando o software I-Tree Canopy.

### Breve descrição do modelo I-Tree Canopy

Para avaliar o potencial de remoção de PM10 da atmosfera por meio de árvores na área do Mercado Municipal (Figura 2B), usou-se a ferramenta I-Tree Canopy (Canopy). O Canopy é parte de um conjunto de ferramentas chamadas de I-Tree desenvolvido pelo serviço florestal americano que tem, entre outros objetivos, avaliar os serviços ecossistêmicos fornecidos pela floresta urbana (<https://www.itreetools.org>). É uma ferramenta *on-line* que permite estimar a cobertura de árvores e outras classes de uso do solo por meio da ligação com a imagem do Google Maps (<https://canopy.itreetools.org>). São criados pontos aleatórios (*rondam points*) sobre a imagem de satélite de maneira que, a cada um deles, associa a classe correspondente. As classes do solo usadas neste estudo foram árvore, grama, edificado, ruas, outras superfícies impermeáveis (estacionamento, concreto e outras). Uma amostra de 3.000 pontos que equivale a uma densidade de 25 pontos por hectare (100 m<sup>2</sup>) foi usada para obter uma melhor estimativa do modelo. Essa amostra de pontos é relativamente grande e consistente com a área de estudo, pois, quanto maior o número de pontos, menor a margem de erro da estimativa (Richardson; Moskal, 2014). O erro padrão ( $\sigma_p$ ) da estimativa de uma classe selecionada ( $p$ ) é dado pela Equação 2 (I-Tree Canopy, [s.d.]):

$$\sigma_p = \sqrt{\frac{[p(1-p)]}{N}}, p = n/N$$

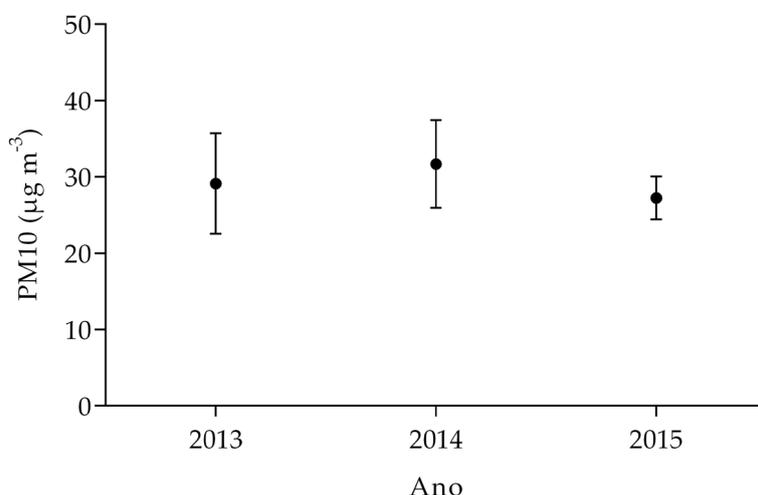
onde N representa o número de pontos aleatórios (3.000) e  $n$  o número de pontos que corresponde a classe de uso do solo. Assim, uma vez estimada a taxa de cobertura de árvores (km<sup>2</sup>), podem-se estimar os benefícios das árvores, especialmente o potencial de remoção de MPI0 e seu valor monetário compensatório. O Canopy opera a partir da estrutura das árvores (número, tamanho, composição) existentes, que gera uma função/benefício e, portanto, tem-se um valor agregado. Além disso, a estimativa do potencial de remoção do Canopy é baseada em multiplicadores derivados de extensas investigações levadas a cabo sobre as florestas urbanas e a qualidade do ar nos EUA. Assim, os benefícios foram estimados por meio da percentagem de cobertura da área com árvores usando o multiplicador referente ao poluente MPI0 em g/m<sup>2</sup>.ano de 2.375.

## Resultados

### Análise dos dados monitorados

A Figura 3 apresenta os dados de PM10 de uma estação de monitoramento da qualidade do ar na cidade, mostrando que, no período entre 2013 e 2015, as amostras diárias variaram entre a mínima de 17 µg/m<sup>3</sup> e a máxima de 44 µg/m<sup>3</sup> com a média anual de 30 µg/m<sup>3</sup>. As concentrações de PM10 apresentadas na Figura 3 estão dentro do limite de boa qualidade do ar (até 50 µg/m<sup>3</sup>) conforme estabelece o índice de qualidade do ar.

**Figura 3 – Amostras diárias de MP10 da estação de monitoramento da qualidade do ar do Adema em Aracaju no período de 2013-2015. O índice de qualidade do ar divide as concentrações de PM10 nas seguintes categorias: boa (até 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), moderada (50-150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), ruim (150-250  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), muito ruim (250-200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), péssima ( $> 420 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )**



### Estimativas das concentrações de PM10 no período da manhã

As 10 vias com as maiores concentrações de MP10 na simulação da manhã, o número de veículos/hora e a orientação da rua são mostrados na Tabela 3. O número de veículos/hora está diretamente ligado às concentrações de MP10, pelo que se observa o fluxo de veículo variando entre as vias com o máximo volume de automóveis de 13.646/hora na avenida Coelho e Campos e com o mínimo volume de 8.078 na rua Zaquel Brandão.

**Tabela 3 – As 10 vias de circulação com as maiores concentrações de MP10 na manhã do verão 2015, simuladas pelo modelo CAL3QHC**

estimativa da manhã		segmento da via		
MP <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	receptor	descrição	nº de automóveis/hora	orientação da via
120	Rcpt_4	avenida Coelho e Campos/rua Apulcro Mota	13.646	W-E
87	Rcpt_56	rua Acre	12.632	N-S
84	Rcpt_30	avenida Hermes Fontes – parte sul	13.592	SW-NE
82	Rcpt_40	avenida Ivo do Prado – parte sul	12.607	N-S
72	Rcpt_24	avenida Pedro Calazans /rua Estância	10.257	N-S
68	Rcpt_38	rua Santa Luzia	8.377	N-S
62	Rcpt_39	rua Laranjeiras	9.926	W-E
54	Rcpt_8	avenida Ivo do Prado – parte norte	9.001	N-S
53	Rcpt_29	rua Zaquel Brandão/avenida Hermes Fontes	8.078	W-E
43	Rcpt_59	avenida Semão Sobral	8.696	W-E

Nas manhãs do verão 2015, foi verificado o valor máximo de  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$  nas imediações da avenida Coelho e Campos cruzamento com a rua Apulcro Mota, baseando nas estimativas do modelo CAL3QHC (Figura 4). Na mesma lógica, foi verificada concentrações significativas de  $\text{PM}_{10}$  na rua Acre ( $87 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), na parte sul da avenida Hermes Fontes ( $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), na parte sul da avenida Ivo do Prado ( $82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), na avenida Pedro Calazans cruzamento com a rua Estância ( $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), e nas imediações das ruas Santa Luzia e Laranjeiras com valores entre  $68$  e  $62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente.

**Figura 4 – Concentrações de  $\text{PM}_{10}$  nas vias de circulação na área central da cidade, estimadas pelo modelo CAL3QHC referente ao pico de fluxo de automóveis na manhã (7h00-9h00 local) durante o verão de 2015**



### Estimativas das concentrações de $\text{PM}_{10}$ no período da noite

No período da noite, o número de automóveis variou de 13.395 na rua Acre a 4.781 na rua Santa Luzia (Tabela 4). Com as concentrações de  $\text{PM}_{10}$  estimadas pelo modelo CAL3QHC para as noites do verão de 2015 foi possível verificar a continuação de vários pontos críticos de poluição do período anterior. A máxima concentração de  $\text{PM}_{10}$  foi registrada na rua Acre com  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , seguida pela rua Zaquel Brandão cruzamento com a avenida Hermes Fontes ( $72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), a avenida Marechal M. de Moraes com Ivo do Prado ( $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), a rua Laranjeiras ( $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) e as vias R. Max G. de Oliveira/rua Acre e avenida G. Prado Rollemberg, ambas com  $58$  e  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , respectivamente (Figura 5).

**Tabela 4 – As 10 vias de circulação com maior concentração de MP10 na noite do verão 2015, simuladas pelo modelo CAL3QHC**

estimativa da noite		segmento da via		
MP <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	receptor	descrição	nº de automóveis/ hora	orientação da via
84	Rcpt_56	rua Acre	13.395	N-S
72	Rcpt_29	rua Zaquel de Bradão/avenida Hermes Fontes	14.382	W-E
69	Rcpt_3	avenida Marechal M. de Moraes/avenida Ivo do Prado	7.353	W-E
59	Rcpt_39	rua Laranjeiras	9.953	W-E
58	Rcpt_23	rua Max G. de Oliveira/rua Acre	1.069	W-E
55	Rcpt_37	avenida G. Prado Rollemberg	2.955	N-S
48	Rcpt_38	rua Santa Luzia	4.781	N-S
40	Rcpt_30	avenida Hermes Fontes - parte sul	8.890	SW-NE
38	Rcpt_59	avenida Semão Sobral	8.050	W-E
38	Rcpt_28	avenida Ivo do Prado/avenida Barão de Maruim	10.995	N-S

**Figura 5 – Concentrações de MP10 nas vias de circulação da área central da cidade, estimadas pelo modelo CAL3QHC referente ao pico de fluxo de automóveis na noite (17h00-19h00) durante o verão de 2015**

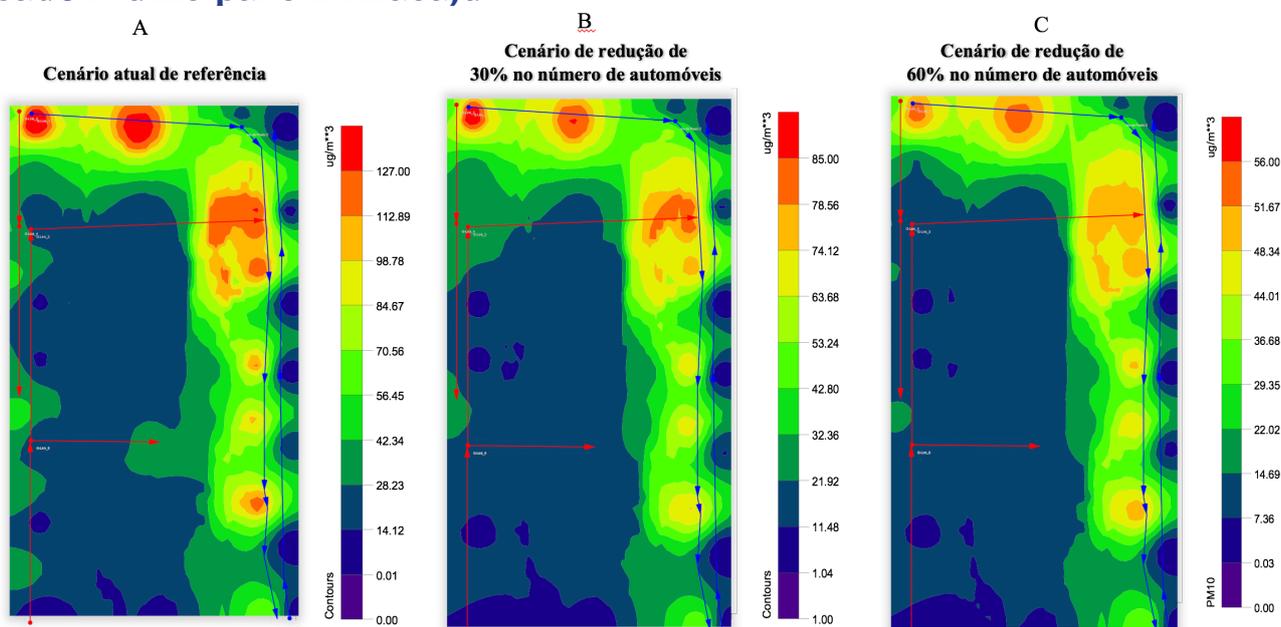


ANJOS, M.; LOPES, A.; ALVES, E.

## Aplicação da medida: redução do número de veículos nas vias congestionadas

Baseado nas simulações do modelo CAL3QHC, foram propostos diferentes cenários hipotéticos de redução dos níveis de concentração de PM10 (máximo de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) verificados na área do Mercado Municipal. O objetivo é alcançar a condição de boa qualidade do ar (até 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) por meio da redução do tráfego de automóveis. Os resultados obtidos com as novas simulações mostraram que, no cenário de redução de 30% de automóveis houve uma diminuição de 127  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para 85  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  as concentrações máximas de MPI0 na área do Mercado Municipal (Figura 6). No cenário de redução de 60% o número de automóveis, as concentrações de MPI0 diminuíram para 56  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , atingindo os limiares próximos de boa qualidade do ar nas cidades brasileiras.

**Figura 6 – Simulações de cenários hipotéticos das concentrações de MPI0 baseados na redução do número de automóvel nas principais vias do Mercado Municipal em Aracaju**



## Aplicação da medida: potencial de remoção de poluentes por meio de árvores

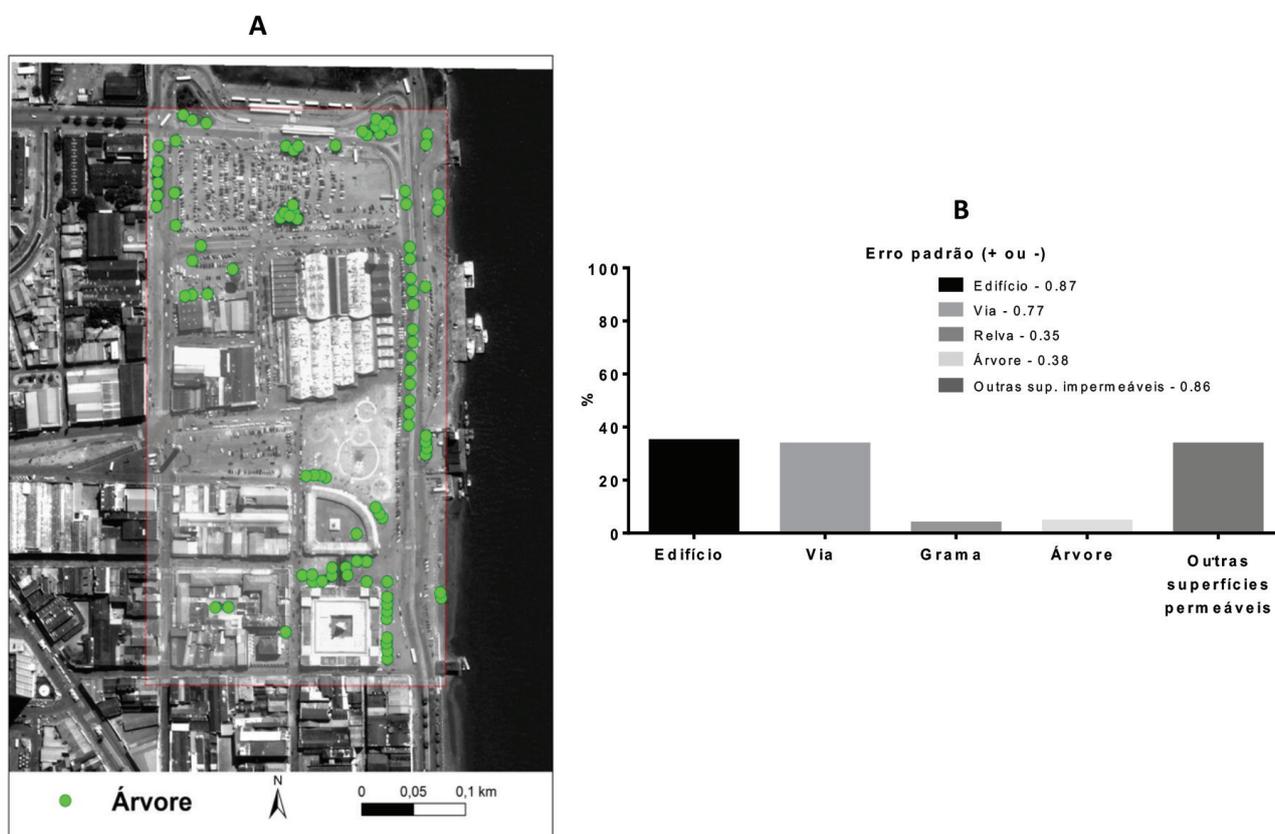
A Figura 7 mostra na área do Mercado Municipal o predomínio da classe edificado com 34% seguido pelas outras superfícies impermeáveis com 33% e vias com 23%. Em relação à cobertura vegetal (árvore e grama), o valor não ultrapassa os 9%, indicando um baixo potencial de remoção de poluentes atmosféricos. A Figura 7A mostra 97 espécies quantificadas na área do Mercado Municipal com uso do Canopy, o que representa apenas 5% da área total coberta de árvores. A Tabela 5 apresenta o potencial de remoção de MPI0 (kg/ano) fornecido pelo número de árvores existentes nessa área, em que apresenta a taxa de remoção de 16,8 kg de MPI0 anual com o benefício econômico de apenas R\$ 390,00. Considerando os níveis de 127  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  constatados anteriormente, observa-se que era preciso no mínimo 20% de área coberta de árvores para alcançar o limite de boa qualidade do ar (até 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

**Tabela 5 – Potencial benefício das árvores na remoção de poluentes MP10 em kg baseado na ferramenta I-Tree Canopy**

poluente	benefício	taxa de remoção (kg/ano)	erro padrão	valor monetário* (R\$/T/ano)	erro Padrão
MP <sub>10</sub>	partículas removidas anualmente	16,8 kg	±1,39	R\$ 390,00	±32,41

\* Taxa cambial de dólar por real em 27 fev. 2017.

**Figura 7 – Distribuição das árvores (A) e classificação do uso do solo (B) na área do Mercado Municipal baseados numa amostra de 3.000 pontos, usando o software I-Tree Canopy**



## Discussão

A avaliação da qualidade do ar em Aracaju, por meio dos dados monitorados e publicados pela Adema, sugere que o status da qualidade do ar é “aceitável”, uma vez que as concentrações dos poluentes (principalmente do MP10) não superam os limites estabelecidos pelas normas nacionais. Essa avaliação está limitada a um raio de influência de 100 m entorno da estação de monitoramento que está a 6 km da área modelada e, portanto, distante das potenciais fontes de emissão ou dos *hotspots*. Todavia, se se considerar as concentrações de MP10 estimadas pelo

modelo CAL3QHC neste estudo, o status da qualidade do ar em Aracaju pode estar “comprometido”, pois as concentrações de MP10 estimadas foram maiores do que as observadas experimentalmente. Os valores de MP10 simulados correspondem as duas situações críticas de poluição do ar previstas ao longo do dia em condições meteorológicas típicas do verão 2015. É razoável supor que os resultados da simulação têm um peso expressivo na qualidade da análise, pois as emissões de poluentes são originárias dos automóveis, que representam a principal fonte de poluição do ar em Aracaju, dado o grande número de automóveis circulando pelas vias. Nota-se, claramente, na área central da cidade a presença de vários pontos críticos de poluição do ar entendidos como possíveis *hotspots* urbanos com níveis de emissão máxima de MP10 de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na manhã e 84  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na noite. Neste estudo, considera-se um *hotspot* urbano o lugar onde as concentrações estimadas de MP10 violam a condição de boa qualidade do ar (notadamente a partir de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) estabelecido pelo índice de qualidade do ar. Por exemplo, o *hotspot* de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de MP10 verificado na área do Mercado Municipal, se exposto por um longo período, pode ter implicações negativas para a saúde humana, principalmente para as crianças e idosos. Cabe ressaltar que, os resultados revelados pela simulação dependem fortemente da qualidade das informações do tráfego e dos controles atmosféricos usados no modelo CAL3QHC. Como foi visto, as maiores concentrações de MP10 tenderam para as vias com o maior fluxo de veículos por hora (a exemplo das avenidas Ivo do Padro e Hermes Fontes e da rua Acre), isso porque o automóvel deslocando numa fonte linear (ou segmento de via) é assumido pelo modelo como a principal fonte de emissão de poluentes. O comprimento da via e a velocidade do veículo (aumento das concentrações com a diminuição da velocidade) também influenciaram os resultados simulados, pois observou-se uma tendência de altos níveis de MP10 relacionados com as vias de comprimento maior, embora as de comprimento menor extremamente congestionadas apresentaram também níveis considerados de PM10 (por exemplo 68  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  na rua Santa Luzia). Neste último caso, alguns estudos (Coelho; Farias; Roupail, 2005a, 2005b; De Coensel et al., 2012) explicam que os veículos que tendem a deslocar-se em marcha lenta ou parados, gastam mais tempo no tráfego emitindo mais poluentes.

Em relação aos controles atmosféricos, o conhecimento existente sobre os padrões de vento e os sistemas atmosféricos a eles associados na cidade parece sinalizar para cenários atmosféricos favoráveis de boa capacidade de dispersão e transporte de poluentes na cidade. Aracaju, como a maior parte das cidades da costa do nordeste do Brasil, está sob influência constante dos alísios que transportam “ar limpo” do oceano atlântico (Anjos, 2012, 2017). Assim, a associação entre os eventos de brisa marítima e os ventos alísios sinaliza para a condição de ventilação sugerida por Papanastasiou e Melas (2009), que favorece uma boa capacidade de dispersão e transporte de poluentes na cidade. Para demonstrar o efeito do vento na poluição do ar, observa-se que as maiores concentrações de MP10 foram registradas pela simulação da manhã quando a velocidade do vento foi de 2 m/s, comparando com as concentrações no período da noite com ventos de 3,7 m/s. Pela manhã prevalece a estabilidade atmosférica com pouca turbulência e pouco eficaz na remoção dos poluentes. Por outro lado, o aumento na velocidade do vento dentro do modelo significa uma maior dispersão vertical e turbulência convectiva e, portanto, uma menor permanência da parcela do ar dentro da zona de mistura. Em consonância com a velocidade do vento, há que ter em conta a sua direção na aferição dos

resultados. Nesse caso, o fluxo ao longo das vias com a orientação oeste-leste potencializa a ação do vento no transporte de poluentes melhorando a qualidade do ar, visto que a direção 90° (leste) é prevalente na cidade. Na simulação da manhã, quando a velocidade do vento foi menor, as maiores concentrações de MP10 inclinaram para as vias com orientações norte-sul, podendo agravar as concentrações de poluentes, uma vez que são contrárias ao fluxo de ar dominante. Esses resultados revelam que, não só a intensidade do tráfego de automóveis influencia o grau de poluição do ar nas vias da cidade, como também as condições de ventilação urbana em harmonia com disposição dos edifícios.

A redução do número de automóveis constitui por si uma medida eficaz para melhorar a qualidade do ar, pois reduz diretamente as concentrações nas vias congestionadas. Este estudo demonstrou que a diminuição de 60% do número de automóveis pode reduzir em até 70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  as concentrações de MP10. A redução do número de automóveis próximo da metade verificada na área do Mercado Municipal está em concordância com estudo de Lopes (2015) na cidade de Funchal (Portugal), em que os dados do modelo CAL3QHC foram validados com os de uma estação de tráfego que monitora as fontes móveis de MP10. Além disso, a inclusão adequada de árvores melhora a qualidade do ar, pois foi verificado com uso da ferramenta Canopy que 9% de áreas cobertas por árvores, se bem expostas aos poluentes, pode remover 16,8 kg de MP10 anual com o benefício econômico de R\$ 390,00. Considerando os níveis de 127  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  constatados anteriormente, nota-se que era preciso no mínimo 20% de área coberta de árvores para alcançar o limite de boa qualidade do ar (até 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Esses resultados sugerem que a estratégia de adição de árvores, principalmente ao nível das vias congestionadas, constitui uma estratégia econômica e ambiental conveniente para melhorar a qualidade do ar em Aracaju.

## Conclusão

O monitoramento da qualidade do ar com foco nas vias de intenso tráfego e potencialmente perigosas é uma urgência em Aracaju. Esse fato decorre da existência de um problema ambiental ligado à poluição atmosférica revelado pelas emissões de MP10 simuladas pelo modelo CAL3QHC. As emissões nas vias com alta densidade de tráfego de automóveis notabilizaram-se como uma potencial fonte de poluição do ar intraurbana em Aracaju, uma vez que foram encontrados pontos críticos de poluição do ar ou *hotspots* urbanos com concentrações de MP10 de 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , que violam as normas nacionais e, portanto, têm possíveis efeitos prejudiciais à saúde humana. Ressalta-se que as concentrações de PM10 discutidas neste estudo, embora carreguem incertezas inerentes ao modelo de dispersão de poluentes, além da necessidade de serem validadas no contexto local, configuram-se como uma importante informação para a implementação de ações de combate à poluição do ar na cidade.

## Agradecimentos

Este trabalho tem sido financiado pelo Ciência Sem Fronteiras/Capes, programa do Ministério da Educação do Brasil (MEC). Os autores agradecem a Péricles Azevedo pelos dados de PM10 referentes à estação de monitoramento da qualidade do ar da Adema e a SMTT pela disponibilidade dos dados de contagem de veículos.

## Referências

- ANDRADE, M. F.; MIRANDA, R. M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H. N. Vehicle emissions and PM<sub>2.5</sub> mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 5, n. 1, p. 79-88, 2012.
- ANJOS, M. W. B. **Orientações climáticas para o planejamento urbano numa cidade costeira do nordeste brasileiro**: Aracaju-SE. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2017.
- ANJOS, M. W. B. **Ambiente urbano**: contrastes térmicos e higrométricos espaciais em Aracaju-SE (Brasil). Dissertação (Mestrado em Geografia Física) – Faculdade de Letras, Universidade de Coimbra, Coimbra, 2012.
- ATKINSON, R. W.; ANDERSON, H. R.; SUNYER, J.; AYRES, J.; BACCINI, M.; VONK, J. M.; BOUMGHAR, A.; FORASTIERI, F.; FORSBERG, B.; TOULLOUMI, G.; SCHWARTZ, J.; KATSOUYANNI, K. Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions: results from APHEA 2 project. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, v. 164, n. 10-1, p. 1860-1866, 2001.
- BENSON, P. E. A review of the development and application of the CALINE3 and 4 models. **Atmospheric Environment. Part B, Urban Atmosphere**, v. 26, n. 3, p. 379-390, 1992.
- BENSON, P. E. A Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Concentrations near Roadways. **FHWA/CA/TL-84/15 – California Department of Transportation**, Sacramento, 1989.
- BHATIA, R.; RIVARD, T. **Assessment and Mitigation of Air Pollutant Health Effects from Intra-urban Roadways: Guidance for Land Use Planning and Environmental Review**. Draft, Program on Health, Equity, Sustainability, Occupational. Environmental Health Section. Department of Public Health. City and County of San Francisco, 2008.
- BRIANT, R.; SEIGNEUR, C.; GADRAT, M.; BUGAJNY, C. Evaluation of roadway Gaussian plume models with large-scale measurement campaigns. **Geoscientific Model Development**, v. 6, n. 2, p. 445-456, 2013.
- BRUNEKREEF, B.; JANSSEN, N. A.; HARTOG, J.; HARSSEMA, H.; KNAPE, M.; VAN VLIET, P. Air Pollution from Truck Traffic and Lung Function in Children Living near Motorways. **Epidemiology**, v. 8, n. 3, p. 298-303, 1997.
- CALTRANS. CALIFORNIA DEPARTMENT OF TRANSPORTATION. **CALINE4**: A dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways. CA: Division of New Technology and Research, 1989.

- CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; MAUDERLY, J. L.; COSTA, D. L.; WYZGA, R. E.; VEDAL, S.; HIDY, G. M.; ALTSHULER, S. L.; MARRACK, D.; HEUSS, J. M.; WOLFF, G. T.; POPE, C. A.; DOCKERY, D. W. Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 56, n. 10, p. 1368-1380, 2006.
- CETESB. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade do Ar no Estado de São Paulo 2007**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2008.
- COELHO, M. C.; FARIAS, T. L.; ROUPHAIL, N. M. Impact of Speed Control Traffic Signals on Pollutant Emissions. **Transportation Research**, v.10, n. 3, p. 323-340, 2005a.
- COELHO, M. C.; FARIAS, T. L.; ROUPHAIL, N. M. A methodology for modelling and measuring traffic and emission performance of speed control traffic signals. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 13, p. 2367-2376, 2005b.
- DE COENSEL, B.; CAN, A.; DEGRAEUWE, B.; DE VLIIEGER, I.; BOTTELDOOREN, D. Effects of traffic signal coordination on noise and air pollutant emissions. **Environmental Modelling & Software**, v. 35, p. 74-83, 2012.
- DETRAN. DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (Sergipe). Disponível em: [http://www.detran.se.gov.br/novo\\_inicio.asp](http://www.detran.se.gov.br/novo_inicio.asp). Acesso em: 2 jan. 2018.
- DOCKERY, D. W.; POPE, C. A. Acute Respiratory Effects of Particulate Air Pollution. **Annual Review of Public Health**, v. 15, n. 1, p. 107-132, 1994.
- ELEN, B.; PETERS, J.; POPPEL, M.; BLEUX, N.; THEUNIS, J.; REGGENTE, M.; STANDAERT, A. The Aeroflex: a bicycle for mobile air quality measurements. **Sensors**, v. 13, n. 1, p. 221-40, 2013.
- EPA. US Environmental Protection Agency. **User's Guide to PART5: A Program for Calculating Particulate Emissions from Motor Vehicles**. US EPA. Ann Arbor. Michigan: EPA-AAAQAB-94-02, 1998.
- EPA. US Environmental Protection Agency. **CAL3QHC Version 2.0 a Modeling Methodology for Predicting Pollutant Concentrations near Roadway Intersections**. EPA-454/R-92-005. US Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Standards. Reserach Triangle Park, NC, 1992.
- ESCOBEDO, F.; NOWAK, D. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. **Landscape and Urban Planning**, v. 90, n. 3-4, p. 102-110, 2009.
- FENGER, J. Urban air quality. **Atmospheric Environment**, v. 33, n. 29, p. 4877-4900, 1999.
- GAL, T.; UNGER J. Detection of ventilation paths using high-resolution roughness parameter mapping in a large urban area. **Building and Environment**, v. 44, p. 198-206, 2009.
- GOKHALE, S.; RAO KHANDE, N. Performance evaluation of air quality models for predicting PM10 and PM2.5 concentrations at urban traffic intersection during winter period. **Science of the Total Environment**, v. 394, n. 1, p. 9-24, 2008.

- GOUVEIA, N.; FREITAS, C. U.; MARTINS, L. C.; MARCILIO, I. O. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 12, p. 2669-2677, 2006.
- GURJAR, B. R.; BUTLER, T. M.; LAWRENCE, M. G.; LELIEVELD, J. Evaluation of emissions and air quality in megacities. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 7, p. 1593-1606, 2008.
- GUTTIKUNDA, S. K.; RAHUL, G. Health Impacts of Particulate Pollution in a Megacity-Delhi, India. **Environmental Development**, v. 6, n. 1, p. 8-20, 2013.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. População estimada 2016. Disponível em: <http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=codmun=280030&search=sergipe|aracaju>. Acesso em: 6 mar. 2017.
- I-TREE CANOPY. Disponível em: [https://canopy.itreetools.org/resources/iTree\\_Canopy\\_Methodology.pdf](https://canopy.itreetools.org/resources/iTree_Canopy_Methodology.pdf). Acesso em: 2 jan. 2018.
- JACOBS, B.; MIKHAILOVIH, N.; DELANEY, C. **Benchmarking Australia's Urban Tree Canopy: An i-Tree Assessment**, prepared for Horticulture Australia Limited by the Institute for Sustainable Futures. University of Technology Sydney, 2014.
- JERRETT, M.; ARAIN, A.; KANAROGLOU, P.; BECKERMAN, B.; POTOGLU, D.; SAHSUVAROGLU, T.; MORRISON, J.; GIOVIS C. et al. A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**, v. 15, n. 2, p. 185-204, 2005.
- LAWRENCE, M. G.; BUTLER, T. M.; STEINKAMP, J.; GURJAR, B. R.; LELIEVELD, J. Regional pollution potentials of megacities and other major population centers. **Atmospheric Chemistry and Physics Discussions**, v. 7, n. 14, p. 3969-3987, 2007.
- LIMA, E. P.; DEMARCHI, S. H.; GIMENES, M. L. Uso do modelo de dispersão CAL-3QHC na estimação da dispersão de CO na região central de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum – Technology**, v. 32, n. 3, p. 261-269, 2010.
- LOPES, S. S. **Clima e ordenamento do território no Funchal**. Tese (Doutorado em Geografia Física) – Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2015. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10451/22719>. Acesso em: 5 mar. 2017.
- MCCONNELL, R.; BERHANE, K.; YAO, L.; JERRETT, M.; LURMANN, F.; GILLILAND, F.; KÜNZLI, N.; GAUDERMAN, J.; AVOL, E.; THOMAS, D.; PETERS, J. Traffic, susceptibility, and childhood asthma. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 5, p. 766-772, 2006.
- MCPHERSON, E. G.; SIMPSON, J. R.; XIAO, Q.; WU, C. Million trees Los Angeles canopy cover and benefit assessment. **Landscape Urban Planning**, v. 99, n. 1, p. 40-50, 2011.
- MILLS, G.; ANJOS, M. W. B.; BRENNAM, M.; WILLIAMS, J.; MCALEAVEY, C.; NINGAL, T. The green “signature” of Irish cities: an examination of the ecosystem services provided by trees using I-Tree Canopy software. **Irish Geography**, v. 48, n. 2, p. 62-77, 2015.

- MIRANDA, R. M.; ANDRADE, M. F.; FORNARO, A.; ASTOLFO, R.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H. N. Urban air pollution: a representative survey of PM<sub>2.5</sub> mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 5, n. 1, p. 63-77, 2012.
- MISHRA, V. K.; PADMANABHAMUTRY, B. Performance evaluation of CALINE3, CAL3QHC and PART5 in predicting lead concentration in the atmosphere over Delhi. **Atmospheric Environment**, v. 37, n. 22, p. 3077-3089, 2003.
- MOHAN, M.; SIDDIQUI, T. A. Analysis of various schemes for the estimation of atmospheric stability classification. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 21. p. 3775-3781, 1998.
- NEWMAN, N. C.; RYAN, P. H.; HUANG, B.; BECK, A. F.; SAUERS, H. S.; KAHN, R. S. Traffic-related air pollution and asthma hospital readmission in children: A longitudinal cohort study. **Journal of Pediatrics**, v. 164, n. 6, p. 1396-1402, 2014.
- NOWAK, D. J.; HIRABAYASHI, S.; BODINE, A.; GREENFIELD, E. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. **Environmental Pollution**, v. 193, p. 119-129, 2014.
- NOWAK, D. J.; HOEHN, R. E.; CRANE, D. E.; STEVENS, J. C.; FISHER, C. L. Assessing urban forest effects and values, Chicago's urban forest. **USDA Forest Service**, Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 2010.
- NOWAK, D. J.; CRANE, D. E.; STEVENS, J. C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 4, n. 3-4, p. 115-123, 2006.
- NOWAK, D. J.; CRANE, D. E.; DWYER, J. F. Compensatory value of urban trees in the United States. **Journal of Arboriculture**, v. 28, n. 4, p. 194-199, 2002.
- OLMO, N. R. S.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F.; LIN, C. A.; SANTOS, U. P.; PEREIRA, L. A. A. A review of low-level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiological studies and public policy. **Clinics**, São Paulo, v. 66, n. 4, p. 681-690, 2011.
- OSTRO, B.; BROADWIN, R.; GREEN, S.; FENG, W. Y.; LIPSETT, M. Fine particulate air pollution and mortality in nine California counties: results from Calfine. **Environmental Health Perspectives**, v. 114, n. 1, p. 29-33, 2006.
- PAPANASTASIOU, D. K.; MELAS, D. Climatology and impact on air quality of sea breeze in an urban coastal environment. **International Journal of Climatology**, v. 29, n. 2, p. 305-315, 2009.
- PETERS, J. Monitoring PM<sub>10</sub> and Ultrafine Particles in Urban Environments Using Mobile Measurements. **Aerosol and Air Quality Research**, v.13, p. 509-522, 2013.

- POPE, C. A.; THUN, M. J.; NAMBOODIRI, M. M.; DOCKERY, D. W.; EVANS, J. S.; SPEIZER, F. E.; HEATH JR., C. W. Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of Adults. **American Journals of Respiratory Critical Care Medicine**, v. 151, p. 669-674, 1995.
- POPPEL, M.; PETERS, J.; BLEUX, N. Methodology for setup and data processing of mobile air quality measurements to assess the spatial variability of concentrations in urban environments. **Environmental Pollution**, v. 183, p. 224-33, 2013.
- RICHARDSON, J. J.; MOSKAL, L. M. Uncertainty in urban forest canopy assessment: Lessons from Seattle, WA, USA. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 13, p. 152-157, 2014.
- ROSS, Z.; JERRETT, M.; ITO, K.; TEMPALSKI, B.; THURSTON, G. D. A land use regression for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 11, p. 2255-2269, 2007.
- SALDIVA, P. H. N.; LICHTENFELS, A. J.; PAIVA, P. S.; BARONE, I. A.; MARTINS, M. A.; MASSAD, E.; PEREIRA, J. C.; XAVIER, V. P.; SINGER, J. M.; BÖHM, G. M. Association between Air Pollution and Mortality Due to Respiratory Diseases in Children in São Paulo, Brazil: A Preliminary Report. **Environmental Research**, v. 65, n. 2, p. 218-225, 1994.
- SAMET, J. M.; DOMINICI, F.; CURRIERO, F. C.; COURSAK, I.; ZEGER, S. L. Fine Particulate Air Pollution and Mortality in 20 U.S. Cities, 1987-1994. **New England Journal of Medicine**, v. 343, n. 24, p. 1742-1749, 2000.
- SÁNCHEZ-CCOYLLO, O. R.; YNOUE, R. Y.; MARTINS, L. D.; ASTOLFO, R.; MIRANDA, R. M.; FREITAS, E. D.; BORGES, A. S.; FORNARO, A.; FREITAS, H.; MOREIRA, A.; ANDRADE, M. F. Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao Paulo, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 149, n. 1-4, p. 241-249, 2009.
- TARGINO, A. C.; GIBSON, M. D.; KRECL, P.; RODRIGUES, M. V. C.; SANTOS, M. M.; CORRÊA, M. P. Hotspots of black carbon and PM 2.5 in an urban area and relationships to traffic characteristics. **Environmental Pollution**, v. 218, p. 475-486, 2016.
- TAVARES, F. V. F.; BARRETO, A. A.; DUTRA, E. G.; JACOMINO, V. M. F. Estudo do processo de dispersão de emissões veiculares em uma microrregião de Belo Horizonte (MG) utilizando simulação numérica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 4, p. 315-324, 2010.
- VENN, A. J.; LEWIS, S. A.; COOPER, M.; HUBBARD, R.; BRITTON, J. Living near a main road and the risk of wheezing illness in children. **American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine**, v. 164, n. 12, p. 2177-2180, 2002.

- WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO's Urban Ambient Air Pollution database – Update 2016 (version 0.2). Disponível em: [http://www.who.int/phe/health\\_topics/outdoorair/databases/AAP\\_database\\_summary\\_results\\_2016\\_v02.pdf](http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair/databases/AAP_database_summary_results_2016_v02.pdf). Acesso em: 3 mar 2017.
- WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. **Report on a WHO Working Group Bonn**. Bonn: Jan. 2003.
- YAN, J.; LIN, L.; ZHOU, W.; MA, K.; PICKETT, S. T. A. A novel approach for quantifying particulate matter distribution on leaf surface by combining SEM and object-based image analysis. **Remote Sensing of Environment**, v. 173, p. 156-161, 2016.
- YURA, E. A.; KEAT, T.; NEIMEIER, D. Using Caline dispersion to assess vehicular PM2.5 emissions. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 38, p. 8747-8757, 2007.
- ZAMBONINI, F. **Estimativa das emissões de monóxido de carbono por veículos automotivos na cidade de Campinas-SP utilizando o modelo CAL3QHCR**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/121800>. Acesso em: 6 out. 2017.
- ZHOU, Y.; LEVY, J. I. Factors influencing the spatial extent of mobile source air pollution impacts: a meta-analysis. **BMC Public Health**, v. 89, p. 1-11, 2007.