

## Artigo Técnico

# Estimativa das emissões veiculares na região metropolitana de Fortaleza, CE, ano-base 2010

*Vehicular emissions estimate in the Fortaleza, Ceará, Brazil, metropolitan region in 2010*

Tâmara Freitas Aragão Lopes<sup>1</sup>, Nara Angélica Policarpo<sup>2</sup>,  
Vitória Maria Rodrigues Vasconcelos<sup>2</sup>, Mona Lisa Moura de Oliveira<sup>2\*</sup> 

## RESUMO

No Brasil e no mundo, o setor dos transportes de passageiros e cargas tem contribuído decisivamente para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos, com os consequentes problemas para o meio ambiente e para a saúde humana. Assim, muitos estudos têm recorrido a metodologias e/ou ferramentas específicas para modelar e simular poluentes atmosféricos. A frota de veículos no Ceará teve um crescimento de 169% nos últimos 10 anos, mas ainda se desconhece o volume de poluentes emitidos pela frota circulante da Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). Nesse contexto, foram estimadas as emissões veiculares de escapamento para a RMF no ano de 2010. A quantificação das emissões de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não metano (NMHC), óxidos de nitrogênio (NOx), material particulado (MP) e aldeídos (RCHO) foi realizada através da metodologia *bottom-up*. De modo geral, as motocicletas apresentaram emissões significativas de poluentes, sobretudo de CO, NOx e MP, devido à grande quantidade de veículos na região. Os veículos ciclo Otto representam mais de 90% das emissões totais de CO, NMHC e RCHO, enquanto os veículos ciclo Diesel emitem mais de 85% das emissões totais de NOx e MP.

**Palavras-chave:** emissão veicular de escapamento; metodologia *bottom-up*; região metropolitana de Fortaleza.

## ABSTRACT

In Brazil and worldwide, the passenger and cargo transportation sectors have decisively been responsible for the increased emissions of air pollutants, which cause serious damages for the environment and human health, as well. Thus, many studies have been carried out to model and simulate pollutant emissions through methodologies and/or specific tools. The vehicle fleet in the state of Ceará has increased by 169% over the last 10 years and, until now, the amount of pollutants released from circulating fleet of the Fortaleza Metropolitan Region (FMR) is unknown. In this context, vehicular exhaust emissions for the FMR were estimated for the year 2010. Emission estimates of carbon monoxide (CO), non-methane hydrocarbons (NMHC), nitrogen oxides (NOx), particulate matter (PM), and aldehydes (RCHO) were performed through the bottom-up methodology. In general, it was observed that motorcycles emitted high amounts of pollutants, mainly CO, NOx and MP, due to the large number of vehicles in the region. Otto cycle vehicles accounted for more than 90% of CO, NMHC and RCHO total emissions, while Diesel cycle vehicles emitted more than 85% of NOx and PM total emissions.

**Keywords:** exhaust vehicle emission; bottom-up methodology; Fortaleza metropolitan region.

## INTRODUÇÃO

No Brasil, o transporte de passageiros e cargas é realizado, em sua maioria, pelo modo rodoviário, tendo estas classes de veículos dependência expressiva dos combustíveis fósseis. Desta forma, esse setor tem contribuído decisivamente para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos, com os consequentes problemas para o meio ambiente e para a saúde humana. Diversos problemas relacionados à saúde têm sido reportados na literatura, desde irritação nos olhos até distúrbios respiratórios e cardíacos graves, por exposição aos poluentes primários

da combustão (veículos/indústrias) que são diariamente liberados na atmosfera (ZHANG; SHAO; TANG, 1998; ROSA, 2011; SOUZA *et al.*, 2013; ZHANG & BATTERMAN, 2013).

De acordo com o Balanço Energético Nacional referente a 2010 (BRASIL, 2011a), o setor de transportes nacional consumiu 53,1% de derivados de petróleo em relação aos setores comercial, agropecuário, público, residencial e industrial. Desse percentual, cerca de 90% foram utilizados no transporte rodoviário, sendo mais de 30% das emissões nacionais de gases do efeito estufa provenientes do setor de transportes.

<sup>1</sup>Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>2</sup>Universidade Estadual do Ceará - Fortaleza (CE), Brasil.

\*Autor correspondente: mona.lisa@uece.br

Recebido: 11/12/2016 - Aceito: 23/01/2018 - Reg. ABES: 173312

As concentrações dos poluentes emitidos por veículos automotores diferem em relação ao tipo de motor/tecnologia, tipo de combustível, idade, manutenção, assim como em função do modo de condução do veículo (AGUIAR *et al.*, 2015). Os principais poluentes emitidos por veículos automotores são, entre outros, o monóxido de carbono (CO), os óxidos de nitrogênio (NOx), os hidrocarbonetos não metano (NMHC), o material particulado (MP), os aldeídos (RCHO) e os óxidos de enxofre (SOx) (AGUILAR-GÓMEZ *et al.*, 2009; CETESB, 2016). Convém ressaltar que o desenvolvimento urbano leva ao demasiado crescimento da frota de veículos e das distâncias percorridas, o que resulta em um aumento significativo dessas emissões, mesmo com as tecnologias de redução de emissões que vêm sendo incorporadas aos veículos (LIMA; GIMENES; LIMA, 2009; ZHANG *et al.*, 2013; ALLENDE *et al.*, 2016).

Com o intuito de controlar a poluição veicular no Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) criou o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) em 1986 (Resolução nº 18/1986). Para complementar o PROCONVE em função do crescimento do uso de motocicletas e veículos similares, em 2002 foi instituído o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares (PROMOT), por meio da Resolução CONAMA nº 297/2002 (IBAMA, 2011; BRASIL, 2013; SOUZA *et al.*, 2013). Na Tabela 1 são apresentados os limites de emissões veiculares estabelecidos pelo PROCONVE, que abrange os veículos ciclo Otto e ciclo Diesel, assim como pelo PROMOT. É importante salientar que a redução de emissões dos veículos é necessária para garantir que as exigências para os veículos novos sejam mantidas ao longo de sua vida útil, conforme previsto pelas fases do PROCONVE/PROMOT.

Destaca-se que as indústrias automobilísticas e de combustíveis teriam até 2016 para se adaptarem às novas normas técnicas, disponibilizando no mercado brasileiro veículos a diesel e motores nos padrões que já são adotados na Europa, onde os veículos movidos a

diesel emitem uma quantidade de enxofre até 200 vezes menor do que o lançado pelos ônibus e caminhões brasileiros (ANTP, 2015).

Quanto às legislações internacionais, as principais organizações ambientais que estabelecem limites quanto às emissões de poluentes derivadas de veículos automotores no mundo são: *California Air Resources Board (CARB)*, *U.S. Environmental Protection Agency (USEPA)*, 1994; 2014), *European Environment Agency (EEA)* e a legislação japonesa (DAMM *et al.*, 2002; BOSCH, 2005; EEA, 2014; VALLERO, 2014). Em 1990, nos Estados Unidos, o *Clean Air Act Amendments (CAAA)* regulamentou os padrões de qualidade do ar em todo o país. Dessa forma, limites mais rigorosos de emissões e novas tecnologias para redução nas emissões veiculares têm sido implementados de forma gradual. No Japão, os limites de emissão foram determinados pela primeira vez na década de 1970. Esses limites são determinados pelo ministério do meio ambiente sob a autoridade das leis japonesas de controle da poluição do ar. Desde 2000, as normas de emissões veiculares japonesas já foram renovadas três vezes nas seguintes etapas:

- de 2000 a 2002 foram instituídos os padrões de curto prazo;
- de 2005 a 2007, os padrões de longo prazo;
- de 2009 a 2010, os novos padrões de longo prazo (DIESELNET, 2016).

No Brasil, principalmente alguns órgãos de controle e planejamento ambiental, bem como institutos, centros de pesquisas e universidades, vêm realizando inventários no intuito de estimar emissões atmosféricas nos grandes centros urbanos e identificar as principais fontes de poluição, de forma a propor medidas para a sua mitigação, associadas a políticas públicas. O maior exemplo disso é a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), que lança anualmente um relatório de emissões veiculares no estado de São Paulo desde 2012 (CETESB, 2012), o qual traz estimativas atualizadas de emissão de poluentes por veículos rodoviários (CETESB, 2016), seguindo bases metodológicas

**Tabela 1 - Limites de emissões de poluentes oriundas de veículos estabelecidos pelas fases mais recentes do PROCONVE e PROMOT no Brasil.**

Poluentes	PROCONVE veículos ciclo Otto		PROCONVE veículos ciclo Diesel		PROMOT motocicletas			
	L5	L6	P5	P7	M2		M3	
					<150cc	≥150cc	<150cc	≥150cc
Vigência	2009	2014	2006	2012	2005		2009	
CO (g.km <sup>-1</sup> )	2,00	1,30	2,10	1,50	5,5	5,5	2,0	2,0
NMHC	0,05	0,05	0,66	0,40	1,2	1,0	0,8	0,2
NOx (g.km <sup>-1</sup> )	0,12	0,08	5,00	2,00	0,3	0,3	0,15	0,15
PM (g.km <sup>-1</sup> )	-	-	0,10	0,02	-	-	-	-
RCHO (g.km <sup>-1</sup> )	0,02	0,02	-	-	-	-	-	-

PROCONVE: Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores; PROMOT: Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares. CO: monóxido de carbono; NMHC: hidrocarbonetos não metano; NOx: óxidos de nitrogênio; PM: material particulado; RCHO: aldeídos.

Fonte: adaptado de Brasil (2013).

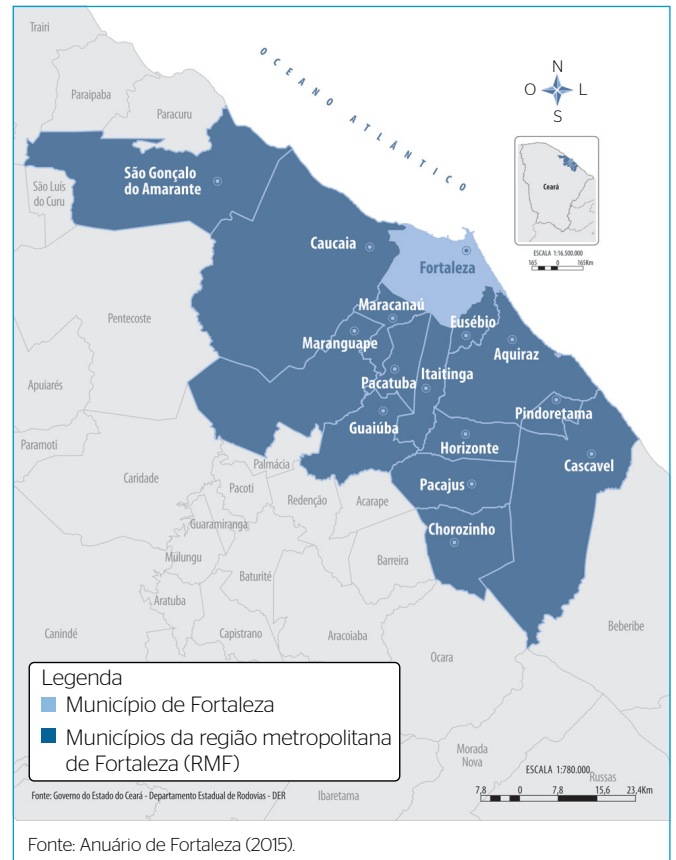
semelhantes, porém aprimoradas de edições anteriores. Esse tipo de análise tem sido realizada por diversos gestores, que aplicam os métodos para elaboração de inventários de emissões veiculares utilizados pela USEPA (FEPAM-RS, 2010; INEA, 2016), e/ou outros órgãos ambientais internacionais (EEA, 2016). Vale ressaltar ainda que o Ministério do Meio Ambiente (MMA) publicou o Primeiro Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários em 2011. Esse inventário foi elaborado por um grupo de trabalho multidisciplinar composto por: MMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Agência Nacional de Transportes Terrestres (ANTT), Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), CETESB, Agência Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) e PETROBRAS; e apresentou estimativas de emissões de diversos poluentes durante entre os anos de 1980 e 2009 no Brasil (BRASIL, 2011b).

O município de Fortaleza, Ceará, é o quinto mais populoso do Brasil, está localizado na região nordeste e possui um clima tropical caracterizado por duas estações distintas (chuvosa e seca). Normalmente, o clima apresenta uma umidade relativa elevada e constante (>70%) e variação de temperatura pequena (entre 22 e 33°C) ao longo do ano (CAVALCANTE *et al.*, 2009; IBGE, 2016a; 2016b). A área da Grande Fortaleza possui uma população de cerca de 4 milhões de habitantes. O crescimento da frota veicular tornou-se uma importante fonte de poluição atmosférica na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF), a qual é composta por 15 cidades, correspondendo à décima segunda maior região metropolitana do país (Figura 1). Dessa forma, esse cenário é propício para a realização de estudos que englobem as emissões oriundas do setor de transporte (CAVALCANTE *et al.*, 2009; PREFEITURA DE FORTALEZA, 2015; CASSIANO *et al.*, 2016), sobretudo no que se refere à gestão de emissões atmosféricas como ferramenta que objetive a melhoria da qualidade de vida da população local.

De acordo com dados do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2017), a frota de veículos no estado teve crescimento de 180% nos últimos 10 anos. Em 2010, a frota de veículos da RMF contava com mais de 900 mil veículos, dos quais 80% pertenciam somente ao município de Fortaleza. No mesmo ano, 57% desses veículos utilizaram gasolina, 8,90% usaram diesel e 23% dos veículos eram flex (gasolina/etanol), como demonstrado na Tabela 2, que apresenta dados da base interna do DETRAN-CE. Os demais veículos representam percentuais menores que 4% de participação na frota total e, por isso, foram desprezados. Observando-se ainda a Tabela 2, a frota da RMF é predominantemente composta de veículos ciclo Otto (gasolina, etanol e flex), totalizando cerca de 80% em 2010.

É importante salientar que diversos autores têm elaborado inventários de emissões de poluentes em regiões urbanas como Porto Alegre, Rio de Janeiro, São Paulo, Bogotá, Cidade do México, Buenos Aires, Londres, entre outras, utilizando diversas metodologias, tal

como o uso de programas de simulação, imagens por sensoriamento remoto, fatores de emissão da literatura e dados de monitoramento contínuo de poluentes (ARRIAGA-COLINA *et al.*, 2004; TEIXEIRA; FELTES; SANTANA, 2008; D'AVIGNON *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2013; COOPER *et al.*, 2014). Como previamente mencionado, essas medidas vêm sendo tomadas pelos órgãos ambientais e outros segmentos da sociedade, com o objetivo de reduzir e controlar as emissões veiculares.



**Figura 1** - Ilustração da Região Metropolitana de Fortaleza.

**Tabela 2** - Distribuição da frota veicular por tipo de combustível da Região Metropolitana de Fortaleza em 2010.

Tipo de combustível	Número de veículos	Participação na frota (%)
Etanol	40.834	4,80
Diesel	80.168	8,90
Flex (etanol/gasolina)	196.559	23,0
Gasolina	499.163	57,0
Gasolina/etanol/gás natural	6.008	0,68
Gasolina/gás natural	10	0,001
Gasolina/gás natural veicular	28.885	3,32
Outros	18.081	2,299
Total	869.708	100

Contudo, estudos como os supracitados ainda são incipientes para a RMF. Na realidade, ainda não há na literatura estudos dessa natureza utilizando a metodologia usualmente aplicada, que é a *bottom-up*, para essa região do país. A metodologia *bottom-up* consiste em uma abordagem em microescala de quantificação das emissões veiculares a partir de dados da frota, fatores de emissão e características dos veículos de uma determinada região (RIGHI *et al.*, 2013; SOUZA *et al.*, 2013; CETESB, 2016; PERUGU; WEI; YAO, 2017). Vale ressaltar que a metodologia *bottom-up* é amplamente empregada mundialmente, principalmente através do uso do *Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport* (COPERT), um programa computacional desenvolvido pela *European Environment Agency* (EEA) que calcula os fatores de emissão veiculares de acordo com as especificidades do veículo e da região abrangida (EEA, 2016; JING *et al.*, 2016; SONG *et al.*, 2016).

A quantificação de poluentes emitidos para veículos automotores é relativamente simples, porém, depende de uma variável cuja obtenção é bastante complicada: o fator de emissão de cada poluente. O fator de emissão de um poluente varia de acordo com o tipo de combustível, sua composição, ciclo do motor do veículo e quilometragem rodada, entre outros fatores (HAO *et al.*, 2000; SOUZA *et al.*, 2013; CASSIANO *et al.*, 2016).

As estimativas de emissões veiculares encontradas na literatura, em sua maioria, são limitadas a um único tipo de poluente e uma única categoria de veículo ou combustível. Além disso, a principal metodologia utilizada é a do *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2014), estando as estimativas relacionadas, em sua maioria, às emissões de veículos movidos a diesel.

Vale ressaltar que, para cada tipo de combustível, existe uma correlação com o tipo de poluente que é emitido em maior quantidade. Notadamente, com exceção de veículos flex que, em 2010, representavam 23% da frota, os veículos equipados com motores de ciclo Otto, principalmente usando somente gasolina como combustível, têm fatores de emissão de CO, HC e NMHC mais elevados do que os veículos equipados com motores de ciclo Diesel. Já as emissões de RCHO estão mais intimamente relacionadas com o uso do etanol. Os veículos com motores de ciclo Diesel têm fatores de emissões de NOx e MP superiores a veículos equipados com motores ciclo Otto (HEYWOOD, 1988; FAIZ; WEAVER; WALSH, 1996; TURNS, 2013; TANG *et al.*, 2016).

Assim, o presente trabalho visou estimar as emissões veiculares da frota circulante da RMF para o ano-base de 2010 através da metodologia *bottom-up*. O resultado do procedimento utilizado neste inventário apresenta as emissões totais por tipo de poluente (CO, NMHC, NOx, MP, RCHO), por categoria veicular, por tipo de combustível (gasolina, etanol, diesel e flex) e por ano de fabricação, representando um estudo-base que poderá ser utilizado/aplicado para anos subsequentes.

## METODOLOGIA

O presente estudo visou estimar as emissões veiculares de CO, NMHC, NOx, MP e RCHO através da metodologia *bottom-up* na RMF em 2010. O ano-base de 2010 foi escolhido em função da disponibilidade de dados de frota da RMF desagregados por tipo de veículo e de combustível no referido ano. Além disso, os dados da frota da RMF foram disponibilizados da base interna de dados do DETRAN-CE.

## Caracterizações da área de estudo

Com aproximadamente 900 mil veículos e 4 milhões de habitantes em 2010, a RMF era composta pelos 15 municípios citados na Tabela 3, incluindo Fortaleza. Atualmente, os municípios de Paracuru, Paraipaba, São Luís do Curu e Trairi também fazem parte da RMF, somando 19 municípios (ANUÁRIO DE FORTALEZA, 2015). No presente estudo foram considerados apenas os 15 municípios da tabela mencionada, que compunham a RMF no ano de 2010, que foi o ano-base considerado.

## Metodologia *Bottom-Up* e Parâmetros Utilizados

Como dito anteriormente, o método *bottom-up* tem sido vastamente adotado por diversos autores na estimativa das emissões de poluentes do tipo CO, NMHC, NOx, MP e RCHO (SZWARCFITER; MENDES; LA ROVERE, 2005; BRASIL, 2011b; CETESB, 2015), oriundas de veículos automotores. É uma metodologia de baixo custo, relativamente simples de se aplicar e tem se mostrado eficaz na estimativa de emissões

**Tabela 3 - Cidades da Região Metropolitana de Fortaleza e suas características demográficas em 2010.**

Municípios	Frota <sup>a</sup> (número de veículos)	População <sup>b</sup> (número de habitantes)	Densidade demográfica <sup>b</sup> (hab.km <sup>2</sup> )
Aquiraz	9.405	72.628	150,5
Cascavel	8.982	66.142	78,99
Caucaia	41.926	325.441	264,91
Chorozinho	2.939	18.915	67,94
Eusébio	10.587	46.033	582,66
Fortaleza	707.732	2.452.185	7.786,44
Guaiuba	1.807	24.091	90,19
Horizonte	9.384	55.187	344,96
Itaitinga	4.437	35.817	236,51
Maracanaú	34.226	209.057	1.960,25
Maranguape	12.225	113.561	192,19
Pacajus	12.158	61.838	243
Pacatuba	5.902	72.299	547,74
Pindoretama	2.256	18.683	256,06
São Gonçalo do Amarante	5.742	43.890	52,6
Total	869.708	3.615.767	12.855

Fonte: <sup>a</sup>Dados internos do DETRAN-CE (2017); <sup>b</sup>IBGE (2016a).

veiculares, tanto no Brasil (UEDA & TOMAZ, 2011; BRASIL, 2013; SOUZA *et al.*, 2013; CETESB, 2016) como no mundo (HUO *et al.*, 2011; TANG *et al.*, 2016; SINGH; SHARMA; AGRAWAL, 2017). Essa metodologia é utilizada para calcular as emissões do escapamento do veículo (excluindo-se o marítimo e o aéreo), a partir da distância anual percorrida para cada tipo de veículo (intensidade de uso), da quantidade de veículos circulando na região estudada (frota circulante) em um determinado ano (ano-base) e do fator de emissão (massa de poluentes emitida pelos veículos ao circular por uma determinada distância) (BRASIL, 2013; CETESB, 2016). É importante destacar que, devido à grande quantidade de dados exigida por essa metodologia e sua indisponibilidade, se faz necessário considerar diversas premissas e aproximações para a modelagem das emissões (COLVILLE *et al.*, 2001; VIVANCO & ANDRADE, 2006). Portanto, a estimativa das emissões anuais por tipo de veículo (automóveis, comerciais leves, motocicletas, ônibus, micro-ônibus e caminhões), tipo de combustível (gasolina, etanol, flex e diesel) e tipo de poluente (CO, NMHC, NOx, MP e RCHO) em um ano-base (2010) é realizada por meio da Equação 1.

$$E_{M,C,P,Y} = \left( \sum_{M=1}^m \sum_{C=1}^n Fc_{A,M,C,Y} \cdot IU_{ajust_{A,M,C,Y}} \cdot Fe_{A,M,C,P} \right) \cdot 10^{-6} \quad (1)$$

Em que:

$E_{M,C,P,Y}$  = emissões veiculares (t.ano<sup>-1</sup>);

$Fc_{A,M,C}$  = frota em circulação (número de veículos);

$IU_{ajust_{A,M,C}}$  = intensidade de uso ajustada (km.ano<sup>-1</sup>);

$Fe_{A,M,C,P}$  = fator de emissão (g.km<sup>-1</sup>);

A = ano de fabricação do veículo;

Y = ano-base;

P = poluente;

M = categoria do veículo (variando de 1 a m, que é o número total de categorias);

C = tipo de combustível (variando de 1 a n, que é o número total de tipos de combustíveis).

É importante ressaltar que, pelo fato da intensidade de uso, fundamental no cálculo das emissões veiculares, ser uma variável onde a incerteza é considerável, necessita-se ajustá-la em função do consumo de combustível observado para cada tipo de frota (TEIXEIRA; FELTES; SANTANA, 2008; CETESB, 2016). Portanto, para inserir o valor da  $IU_{ajust_{A,M,C}}$  na Equação 1, faz-se necessário calcular essa variável através da Equação 2:

$$IU_{ajust_{A,M,C,Y}} = IU_{ref_{A,M,C,Y}} \cdot (C_{obs_{C,Y}} \cdot C_{est_{C,Y}}^{-1}) \quad (2)$$

Em que:

$IU_{ref_{A,M,C,Y}}$  = intensidade de uso de referência (km.ano<sup>-1</sup>);

$C_{obs_{C,Y}}$  = consumo anual de combustível observado (L.ano<sup>-1</sup>);

$C_{est_{C,Y}}$  = consumo anual de combustível estimado (L.ano<sup>-1</sup>).

O valor de  $C_{obs_{C,Y}}$  é o consumo anual total de combustível vendido em 2010 apresentado pela ANP (L.ano<sup>-1</sup>) através de seus relatórios publicados anualmente (SOUZA *et al.*, 2013; CETESB, 2016). Para o caso da RMF, esse valor foi obtido através de interpolação linear do valor de combustível vendido no Ceará no ano de 2010 reportado pela ANP (2016). Já o valor do consumo de combustível estimado,  $C_{est_{C,Y}}$ , é obtido pela Equação 3.

$$C_{est_{C,Y}} = \sum_j Fc_{A,M,C,Y} \cdot IU_{ref_{A,M,C,Y}} \cdot R_{A,M,C} \quad (3)$$

Em que:

R = autonomia do veículo de acordo com o seu ano de fabricação, tipo de veículo e tipo de combustível (km.L<sup>-1</sup>).

No presente trabalho, os valores de autonomia do veículo foram retirados de CETESB (2015), assim como os fatores de emissão e os valores da intensidade de uso de referência. Vale ressaltar que a CETESB publica anualmente seus relatórios de emissões veiculares no estado de São Paulo e atua como órgão credenciado na obtenção e consequente publicação desses dados de Fe, IUref e R.

Por causa da indisponibilidade de dados, algumas premissas foram adotadas na estimativa das emissões. Para realizar a estimativa das emissões para a frota de motocicletas da RMF, considerou-se que essa frota era composta apenas de motocicletas de até 150 cilindradas, já que de acordo com Brasil (2011b), cerca de 90% da frota de motocicletas pertence a essa classe. Convém ressaltar ainda que o PROMOT não regulamenta os teores de MP e NMHC (somente os hidrocarbonetos totais — THC) para essa categoria. Em relação aos veículos flex (automóveis, comerciais leves e motocicletas), a frota considerada nas estimativas das emissões por essa categoria abrangeu os veículos de fabricação a partir de 2003, ano em que esse tipo de veículo foi introduzido no mercado brasileiro (KOÇ *et al.*, 2009; UEDA & TOMAZ, 2011; SOUZA *et al.*, 2013; CASSIANO *et al.*, 2016).

## Estimativa da frota circulante

Como previamente mencionado, os dados originais de frota foram fornecidos pelo DETRAN-CE, cuja origem é sua base interna de registro de veículos. Com a finalidade de corrigir a frota veicular que efetivamente circula na RMF, foram utilizadas curvas de sucateamento, que são equações estatisticamente ajustadas (LOSEKANN & VILELA, 2010; CASTRO, 2012; SOUZA *et al.*, 2013) ao perfil da frota veicular brasileira e recomendadas desde o primeiro inventário brasileiro de emissões veiculares (BRASIL, 2011b). Esse procedimento é adotado partindo-se do pressuposto que a frota registrada nos órgãos estaduais de trânsito é superestimada, englobando veículos que eventualmente tenham saído de circulação em virtude de acidentes, furtos etc.

As curvas de sucateamento obedecem às faixas etárias (anos) de fabricação dos veículos (UEDA & TOMAZ, 2011; BRASIL, 2013; SOUZA et al., 2013). As equações estatísticas de sucateamento que melhor se ajustam ao perfil da frota brasileira (LOSEKANN & VILELA, 2010) e sugeridas pelo MMA são a de Gompertz (Equação 4) para veículos ciclo Otto (automóveis, comerciais leves e motocicletas) e uma função logística modificada (Equação 5) para veículos ciclo Diesel (comerciais leves, ônibus e caminhões).

$$S(t) = 1 - \exp[- \exp(a + b \cdot t)] \tag{4}$$

$$S(t) = \{1 + \exp[a \cdot (t - t_0)]\}^{-1} + \{1 + \exp[a \cdot (t + t_0)]\}^{-1} \tag{5}$$

Os parâmetros a, b, t<sub>0</sub> são valores ajustados estatisticamente, específicos para as categorias mencionadas e são apresentados na Tabela 4;

**Tabela 4** - Coeficientes das equações de sucateamento para veículos ciclo Otto e ciclo Diesel.

Tipo de motor	Categoria do veículo	Coeficientes		
		a	b	t <sub>0</sub>
Otto	Automóvel <sup>a</sup>	1,798	-0,137	-
	Comercial leve <sup>a</sup>	1,618	-0,141	-
	Motocicleta (t<5 anos) <sup>b</sup>	1,317	-0,175	-
	Motocicleta (t≥5 anos) <sup>b</sup>	0,923	-0,093	-
Diesel	Ônibus <sup>a</sup>	2,01	-0,300	-
	Caminhão <sup>a</sup>	0,3	-	12,85
	Comercial leve <sup>a</sup>	0,2	-	4,00

Fonte: <sup>a</sup>Brasil (2013); <sup>b</sup>Souza et al. (2013).

e t é a idade do veículo em anos. De acordo com o procedimento descrito, as curvas de sucateamento aplicadas às frotas veiculares da RMF para os veículos ciclo Otto e ciclo Diesel podem ser vistas na Figura 2. É possível observar, na referida figura, que cerca de 80% da frota circulante da RMF era constituída de veículos com idade inferior a 15 anos no ano de 2010.

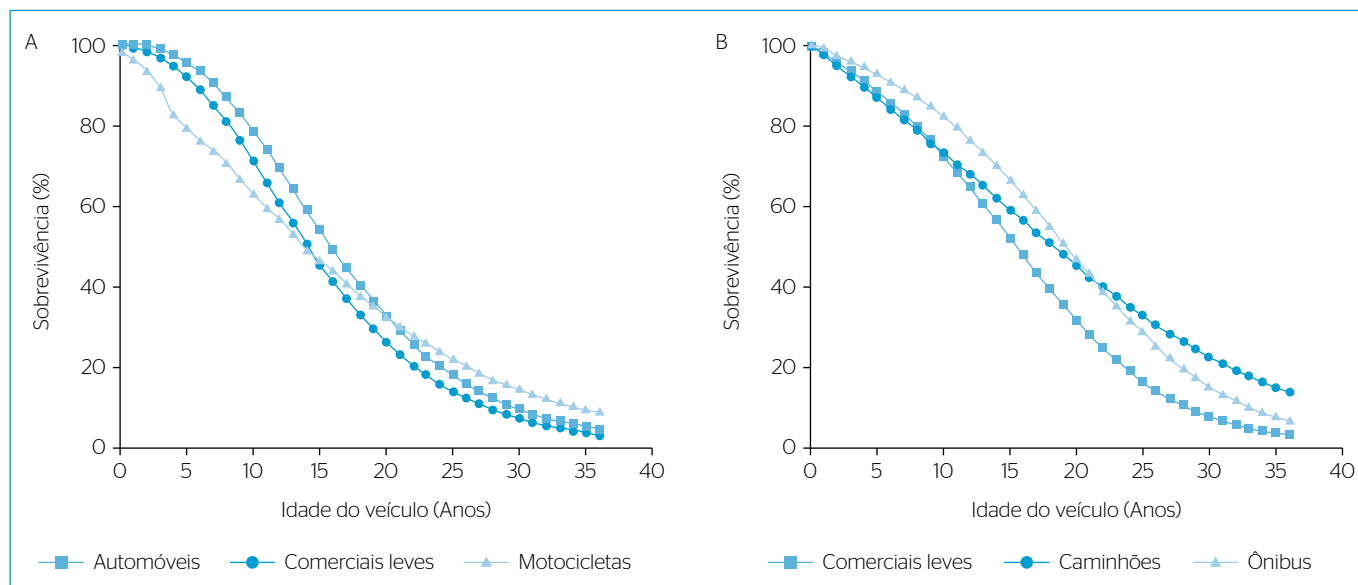
## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Através da metodologia *bottom-up* foram estimadas as emissões para veículos ciclo Otto e ciclo Diesel em circulação na RMF no ano-base de 2010. Os resultados das emissões veiculares apresentados a seguir são avaliados inicialmente segundo o tipo de combustível e, posteriormente, desagregados em todas as categorias veiculares avaliadas.

### Emissões veiculares na região metropolitana de Fortaleza por combustível

O consumo de combustível, nomeadamente diesel e gasolina, da frota veicular da RMF no ano-base 2010 em função das categorias podem ser vistos nas Figuras 3 e 4, respectivamente. Ou seja, o consumo de combustível observado reportado pela ANP (Cobs) e o estimado pela Equação 3 (Cest) estão de acordo com o apresentado na literatura (SILVA et al., 2012; BRASIL, 2013; SOUZA et al., 2013).

A partir dos dados encontrados no relatório da ANP (2016), os veículos ciclo Diesel da categoria comercial leve consumiram mais de 400 × 10<sup>6</sup> L de combustível em 2010. Para os veículos de ciclo Otto (Figura 4), as categorias que apresentam o consumo mais elevado de gasolina são os automóveis e as motocicletas dedicados a gasolina, em

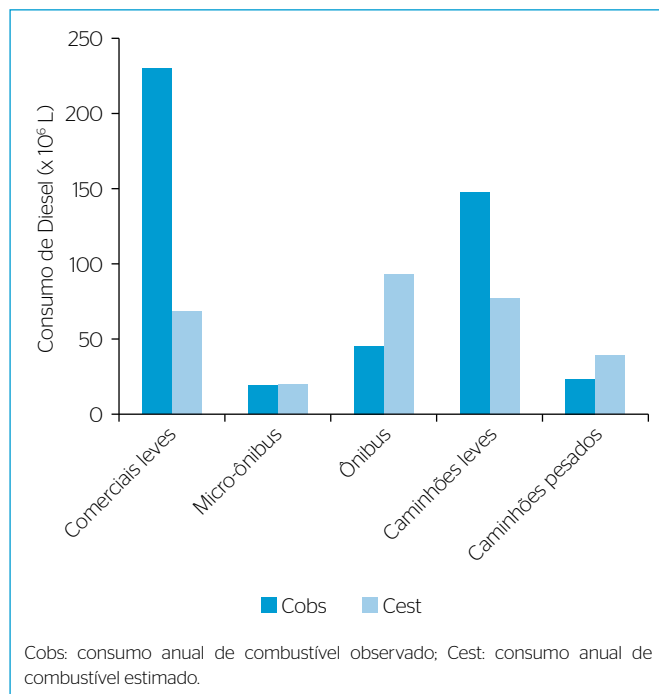


**Figura 2** - Curvas de sucateamento para veículos (A) ciclo Otto e (B) ciclo Diesel em 2010.

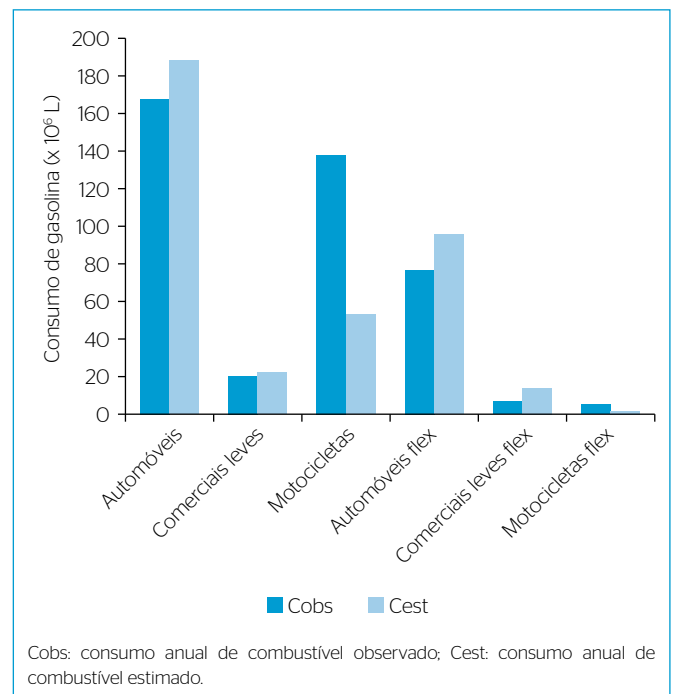
torno de  $170 \times 10^6$  e  $140 \times 10^6$  L em 2010, respectivamente. Esse fato era de se esperar, pois essas constituíam as maiores frotas da RMF. Porém, vale destacar que, no trânsito urbano, a emissão de poluentes e o consumo do combustível sofrem impactos de acordo com eventos característicos do tráfego, como por exemplo ultrapassagens, engarrafamentos, paradas bruscas, tipo de via, pavimentação, modo de condução (moderado, agressivo), entre outras (CHATTERTON *et al.*, 2015; CASSIANO *et al.*, 2016).

A partir da metodologia *bottom-up* foi possível obter uma estimativa das emissões dos poluentes convencionais oriundos de veículos automotores circulantes em Fortaleza e sua região metropolitana. Na Tabela 5 estão relacionadas as emissões de poluentes oriundas da frota circulante na RMF no ano-base de 2010, por tipo de combustível (gasolina, etanol e diesel). A partir dessa tabela, observa-se

maior contribuição de emissões de CO dos veículos movidos a gasolina ( $>75.000$  t) e etanol ( $>18.000$  t), representando mais de 80% das emissões totais desse poluente em 2010. Aproximadamente 60% das emissões de CO na RMF pertencem somente aos automóveis a gasolina. Fato similar foi observado por Souza *et al.* (2013), que estimaram que cerca 55% de CO era emitido por essa frota no estado do Rio de Janeiro em 2010. Quanto às emissões de NOx e MP, os veículos ciclo Diesel (comerciais leves, ônibus e caminhões) são os que mais emitem esses poluentes em consequência do uso do diesel, totalizando mais de 15 mil toneladas de NOx e 11 mil toneladas de MP, representando mais de 50% das emissões dentre os combustíveis. Ainda no contexto da frota ciclo Diesel, a Figura 5 ilustra as emissões de NOx e MP da frota circulante movida a diesel na RMF em função da categoria veicular. Observa-se que, por ser a maior frota da RMF, os comerciais



**Figura 3** - Consumo de diesel observado e estimado na Região Metropolitana de Fortaleza em 2010.



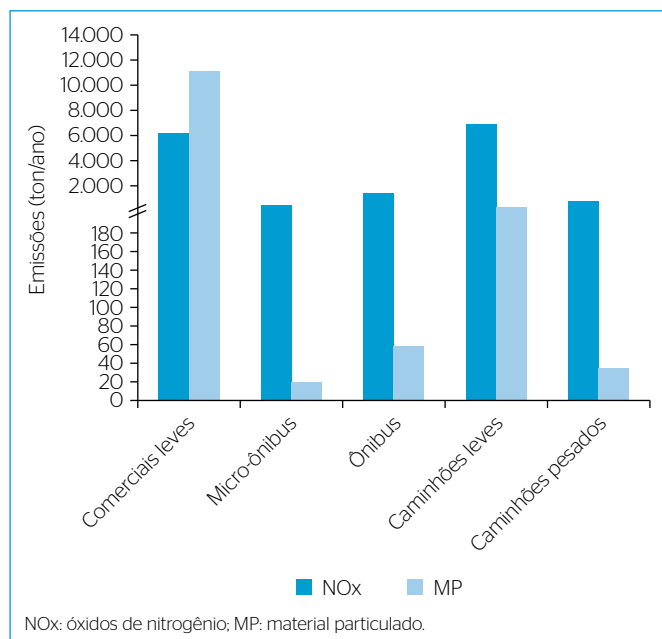
**Figura 4** - Consumo de gasolina observado e estimado na Região Metropolitana de Fortaleza em 2010.

**Tabela 5** - Emissões de poluentes oriundas da frota circulante na Região Metropolitana de Fortaleza em 2010.

Combustível	Emissões veiculares										
	CO		NMHC		NOx		RCHO		MP		Total
	(ton)	(%)	(ton)	(%)	(ton)	(%)	(ton)	(%)	(ton)	(%)	
Gasolina	75.588	88,7	8.128	9,5	1.325	1,6	72	0,1	85	0,1	85.197
Etanol	18.404	85,3	1.815	8,4	1.213	5,6	149	0,7	-	-	21.580
Diesel	2.964	9,5	927	3,0	15.851	50,7	-	-	11.518	36,8	31.259
Total	96.956	-	10.870	-	18.389	-	221	-	11.603	-	138.036

CO: monóxido de carbono; NMHC: hidrocarbonetos não metano; NOx: óxidos de nitrogênio; RCHO: aldeídos; MP: material particulado.

leves foram a categoria que mais emitiu MP e os caminhões foram os que mais emitiram NOx. Por fim, somando todas as categorias e todos os tipos de combustíveis usados, a RMF emitiu, em 2010, mais de 138 mil toneladas de poluentes.



**Figura 5** - Emissões dos veículos a diesel na Região Metropolitana de Fortaleza em 2010.

## Emissões veiculares totais na região metropolitana de Fortaleza por tamanho e idade média da frota

A idade média da frota (IFm), apresentada na Tabela 6, foi calculada a partir da quantidade de veículos de cada categoria e do seu ano de fabricação (SHIBUYA; NÄAS; MOLLO NETO, 2015). Tal tabela sumaria, além da IFm, as emissões veiculares obtidas pela metodologia *bottom-up* por categoria do veículo e combustível na RMF em 2010.

Com relação à IFm, no ano estudado, as frotas mais antigas são as dos veículos movidos a etanol (IFm > 20 anos). Isso faz com que sejam responsáveis pela emissão total de cerca de 86 toneladas de aldeídos na RMF em 2010. Juntamente com os automóveis a gasolina, que também constituem uma das frotas mais antigas na região (IFm = 15,5 anos), contribuem com 91% das emissões de RCHO. O RCHO é um poluente típico da exaustão de veículos movidos a etanol e que, no caso do Brasil, também é emitido por veículos abastecidos com gasolina devido à obrigatoriedade do percentual mínimo de etanol nessa gasolina comercial (gasolina C).

Tanto o CO como o NMHC foram emitidos em maiores quantidades pelas motocicletas a gasolina, seguidas dos automóveis a gasolina e automóveis a etanol. No caso desses automóveis, o fator de impacto nesse resultado é a idade das frotas (maiores IFm). Por serem frotas muito antigas, os fatores de emissão de poluentes sofrem a influência da deterioração do veículo devido ao uso (HAO *et al.*, 2000; CETESB, 2016; JING *et al.*, 2016), além de a maioria ter sido fabricada em fases

**Tabela 6** - Emissões, tamanho e idade média da frota da Região Metropolitana de Fortaleza em 2010.

Combustível	Categoria	Frota (número de veículos)	IFm (anos)	Emissões (kg.ano <sup>-1</sup> )				
				CO	NMHC	NOx	RCHO	MP
Gasolina	Automóveis	261.948	15,5	22.576.446	2.060.105	205.283	61.079	4.873
	Comerciais leves	31.507	16,3	4.214.272	325.853	218.148	7.251	384
	Motocicletas	215.515	6,2	47.863.770	5.621.979	814.129	-	78.412
Etanol	Automóveis	38.313	23,0	9.444.131	934.356	599.655	75.688	-
	Comerciais leves	5.357	23,0	1.427.195	127.593	109.034	10.371	-
Flex (Gasolina)	Automóveis	118.766	2,0	722.937	81.771	70.505	2.998	891
	Comerciais leves	10.447	2,0	46.625	5.886	5.587	175	58
	Motocicletas	7.729	0,2	163.462	32.692	10.897	-	763
Flex (Etanol)	Automóveis	62.766	2,0	172.401	21.697	16.724	3.407	-
	Comerciais leves	5.521	2,0	19.712	2.478	2.663	488	-
	Motocicletas	4.085	0,2	31.076	8.573	3.751	-	-
Diesel	Comerciais leves	39.020	8,2	1.215.044	364.713	6.154.717	-	11.065.795
	Micro-ônibus	3.144	7,3	90.061	27.324	505.962	-	19.387
	Ônibus	7.615	11,9	263.607	77.865	1.453.645	-	58.636
	Caminhões leves	24.996	15,1	1.254.573	412.213	6.906.679	-	339.784
	Caminhões pesados	3.970	10,7	140.559	44.579	829.752	-	34.567

IFm: idade média da frota; CO: monóxido de carbono; NMHC: hidrocarbonetos não metano; NOx: óxidos de nitrogênio; RCHO: aldeídos; MP: material particulado.





**Tabela 7 - Emissões veiculares anuais totais de algumas regiões brasileiras.**

Regiões	Referência	Ano	CO (t/ano)	NMHC (t/ano)	RCHO (t/ano)	NO <sub>x</sub> (t/ano)	MP (t/ano)
RMF	Presente trabalho	2010	89,646	10,150	161	17,907	11,604
Rio de Janeiro	Souza et al. (2013)	2010	87,390	17,013	318	48,613	852
Curitiba	Grauer (2013)	2011	62,457	-	336	5,525	793
RMSP	CETESB (2012)	2011	168,194	33,576*	-	109,772	2,638
RMC	Ueda e Tomaz (2011)	2008	244,35	30,21*	0,43	46,35	2,26
Maringá	Lima, Gimenes e Lima (2009)	2005	14,718	1,518	66	1,092	-
Porto Alegre	Teixeira, Feltes e Santana (2008)	2004	195,740	23,450	190	34,110	2,350

CO: monóxido de carbono; NMHC: hidrocarbonetos não metano; RCHO: aldeídos; NO<sub>x</sub>: óxidos de nitrogênio; MP: material particulado; RMF: Região Metropolitana de Fortaleza; RMSP: Região Metropolitana de São Paulo; RMC: Região Metropolitana de Campinas; CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; \*os autores estimaram hidrocarbonetos totais.

brasileiros. As emissões totais estimadas de CO, NMHC, NO<sub>x</sub>, MP e RCHO foram, respectivamente, de: 89.646; 10.150; 17.907; 11.604 e 161 toneladas. Desses poluentes inventariados, os veículos ciclo Otto foram responsáveis pelas maiores emissões de CO, NMHC e RCHO, enquanto os veículos ciclo Diesel foram os que mais emitiram NO<sub>x</sub> e MP. Dos veículos ciclo Diesel, as emissões da frota de ônibus urbanos em circulação na RMF, assim como os comerciais e caminhões leves são parcela significativa nas emissões totais da região estudada. Seus efeitos, principalmente na região do centro urbano, podem agravar a qualidade do ar e gerar elevados impactos à saúde da população. Adicionalmente, atenção especial deve ser dada à frota de motocicletas, que tem tido um expressivo crescimento nos últimos anos na região, contribuindo para o aumento das emissões.

Um automóvel movido a gasolina não polui da mesma forma que outro veículo a álcool, um ônibus ou uma motocicleta. Os veículos novos são menos poluidores devido às soluções tecnológicas fornecidas pelas indústrias automobilísticas, à melhoria da qualidade dos combustíveis e às restrições impostas através dos limites de emissão

pelos programas de controle da poluição veicular brasileiros, nomeadamente PROCONVE e PROMOT.

No sentido de dar suporte a políticas de gestão e controle da poluição veicular na RMF, sugere-se a continuidade e ampliação das estimativas para os anos mais recentes, conforme disponibilidade dos dados. Nesse ínterim, a metodologia *bottom-up* aplicada no presente trabalho se apresenta como uma solução acessível e de baixo custo para esse fim.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem as agências de fomento Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP). Agradecimentos especiais também ao Departamento de Trânsito do Estado do Ceará (DETRAN-CE), o fornecimento dos dados de frotas veiculares de Fortaleza e sua região metropolitana; e ao Laboratório de Conversão Energética e Emissões Atmosféricas (LACEEMA), da Universidade Estadual do Ceará (UECE).

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). (2016) *Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis*. Rio de Janeiro: ANP. 265 p.

AGUIAR, S.O.; ARAÚJO, R.S.; CAVALCANTE, F.S.Á.; BERTONCINI, B.V.; LIMA, R.K.C.; OLIVEIRA, M.L.M. (2015) Avaliação das emissões de escapamento veicular em condições específicas do motor: partida e marcha-lenta. *Transportes*, v. 23, n. 2, p. 35-43. <http://doi.org/10.14295/transportes.v23i3.896>

AGUILAR-GÓMEZ, J.A.; GARIBAY-BRAVO, V.; TZINTZUN-CERVANTES, G.; CRUZ-JIMATE, I.; ECHÁNIZ-PELLICER, G. (2009) Mobile source

emission estimates using remote sensing data from Mexican cities. In: ANNUAL INTERNATIONAL EMISSION INVENTORY CONFERENCE, COMPREHENSIVE INVENTORIES - LEVERAGING TECHNOLOGY AND RESOURCES, 18., 2009, Baltimore, Maryland. *Anais...* Baltimore: U.S. EPA.

ALLENDE, D.; RUGGERI, M.F.; LANA, B.; GARRO, K.; ALTAMIRANO, J.; PULIAFITO, E. (2016) Inventory of primary emissions of selected persistent organic pollutants to the atmosphere in the area of Great Mendoza. *Emerging Contaminants*, v. 2, n. 1, p. 14-25. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2015.12.001>

- ANUÁRIO DE FORTALEZA 2012-2013. Disponível em: <<http://www.anuariodefortaleza.com.br/imgs/a-cidade-1.jpg>>. Acesso em: 20 out. 2015.
- ANUÁRIO DO CEARÁ 2016-2017. Disponível em: <<http://www.anuarioceara.com.br/regiao-metropolitana-de-fortaleza/>>. Acesso em: 20 maio 2017.
- ARRIAGA-COLINA, J.L.; WEST, J.J.; IGLESIAS, G.S.; ESCALONA, S.S.; ORDÚNEZ, R.M.; CERVANTES, A.D.M. (2004) Measurements of VOCs in Mexico City (1992-2001) and evaluation of VOCs and CO in the emissions inventory. *Atmospheric Environment*, v. 38, n. 16, p. 2523-2533. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.033>
- ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES PÚBLICOS (ANTP). (2015) *Relatório geral de mobilidade urbana 2013*. Brasil: Sistema de Informações da Mobilidade Urbana. 96 p.
- BOSCH, R. (2005) *Manual de Tecnologia Automotiva*. 25. ed. São Paulo: Edgard Blücher. 1.232 p.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. (2011a) *Balanço Energético Nacional - Relatório Final - Ano base: 2010*. Brasília: Ministério de Minas e Energia. 267 p.
- \_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. (2011b) *1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários*. Relatório Final. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 114 p.
- \_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente. (2013) *Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários - Ano-Base: 2012*. Relatório Final. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 114 p.
- CASSIANO, D.R.; RIBAU, J.; CAVALCANTE, F.S.A.; OLIVEIRA, M.L.M.; SILVA, C.A. (2016) On-board Monitoring and Simulation of Flex Fuel Vehicles in Brazil. *Transportation Research Procedia*, v. 14, p. 3129-3138.
- CASTRO, G.R. (2012) *Modelo de previsão de demanda por combustíveis automotivos no Brasil*. 71f. Monografia (Bacharelado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- CAVALCANTE, R.M.; SOUSA, F.W.; NASCIMENTO, R.F.; SILVEIRA, E.R.; FREIRE, G.S.S. (2009) The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 328-335. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.020>
- CHATTERTON, T.; BARNES, J.; WILSON, R.E.; ANABLE, J.; CAIRNS, S. (2015) Use of a novel dataset to explore spatial and social variations in car type, size, usage and emissions. *Transportation Research Part D*, v. 39, p. 151-164. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2015.06.003>
- COLVILLE, R.N.; HUTCHINSON, E.J.; MINDELL, J.S.; WARREN, R.F. (2001) The transport sector as a source of air pollution. *Atmospheric Environment*, v. 35, p. 1537-1565.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). (2012) *Emissões veiculares no estado de São Paulo 2011*. São Paulo: CETESB. 69 p.
- \_\_\_\_\_. (2015) *Emissões veiculares no estado de São Paulo 2014*. São Paulo: CETESB. 145 p.
- \_\_\_\_\_. (2016) *Emissões veiculares no estado de São Paulo 2015*. São Paulo: CETESB. 214 p.
- COOPER, E.; ARIOLI, M.; CARRIGAN, A.; LINDAU, L.A. (2014) Exhaust emissions of transit buses: Brazil and India case studies. *Research in Transportation Economics*, v. 48, p. 323-329. <https://doi.org/10.1016/j.retrec.2014.09.059>
- DAMM, C.J.; LUCAS, D.; SAWYER, R.F.; KOSHLAND, C.P. (2002) Characterization of Diesel particulate matter with excimer laser fragmentation fluorescence spectroscopy. *Proceedings of the Combustion Institute*, v. 29, n. 2, p. 2767-2774. [https://doi.org/10.1016/S1540-7489\(02\)80337-6](https://doi.org/10.1016/S1540-7489(02)80337-6)
- D'AVIGNON, A.; CARLONI, F.A.; LA ROVERE, E.L.; DUBEUX, C.B.S. (2010) Emission inventory: An urban public policy instrument and benchmark. *Energy Policy*, v. 38, p. 4838-4847. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2009.10.002>
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). *Quantidade de Veículo por Município*. Disponível em: <<https://www.denatran.gov.br/estatistica/237-frota-veiculos>>. Acesso em: 20 set. 2017.
- DIESELNET. Emission Standards. *Summary of worldwide engine emission standards*. Disponível em: <<https://www.dieselnet.com/standards/#eu>>. Acesso em: 20 out. 2016.
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). (2014) *Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2013: Part A*, EMEP/EEA Technical Report nº 12/2013. European Environment Agency.
- \_\_\_\_\_. (2016) *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2016: technical guidance to prepare national emission inventories*. EEA Technical Report nº 21/2016. Dinamarca: European Environment Agency.
- FAIZ, A.; WEAVER, C.S.; WALSH, M.P. (1996) *Air Pollution from Motor Vehicles: Standards and Technologies for Controlling Emissions*. Washington, D.C.: World Bank Publications. 243 p.
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUÍS ROESSLER (FEPAM-RS). (2010) *1º Inventário de Emissões Atmosféricas das Fontes Móveis do Estado do Rio Grande do Sul - Ano Base: 2009*. Porto Alegre: FEPAM-RS. 79 p.
- GRAUER, A. (2013) *Inventário Estadual de Emissões Atmosféricas de Poluentes (MP, CO, NOx, SOx) e Proposta para Revisão e Ampliação da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar do Estado do Paraná*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- HAGEN, J.X.; PARDO, C.F.; VALENTE, J.B. (2016) Motivations for motorcycle use for Urban travel in Latin America: A qualitative study. *Transport Policy*, v. 49, p. 93-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tranpol.2016.04.010>
- HAO, J.; HE, D.; WU, Y.; FU, L.; HE, K. (2000) A study of the emission and concentration distribution of vehicular pollutants in the urban area of Beijing. *Atmospheric Environment*, v. 34, p. 453-465. [http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00324-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00324-6)

- HEYWOOD, J.R. (1988) *Pollutant Formation and Control in Internal Combustion Engine Fundamentals*. Nova York: McGraw-Hill Inc. p. 567-597.
- HUO, H.; ZHANG, Q.; HE, K.; YAO, Z.; WANG, X.; ZHENG, B.; STREETS, D.G.; WANG, Q.; DING, Y. (2011) Modeling vehicle emissions in different types of Chinese cities importance of vehicle fleet and local features. *Environmental Pollution*, v. 159, p. 2954-2960. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.025>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2016a) *Banco de Dados - Cidades*. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/v3/cidades/home-cidades>>. Acesso em: 20 jan. 2017.
- \_\_\_\_\_. (2016b) *Indicadores Conjunturais em 2016*. Brasil: IBGE. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/indicadores\\_2016.php](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/indicadores_2016.php)>. Acesso em: 1º ago. 2016.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). (2011) *Programa de controle da poluição do ar por veículos automotores - Proconve/Promot/ Ibama*. 3 ed. Brasília: Ibama/Diqua. 584 p.
- INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (INEA). (2016) *Inventário de Emissões de Fontes Veiculares: Região Metropolitana do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: INEA. 350 p.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Working group III: mitigation*. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg3/index.php?idp=374>>. Acesso em: 18 abr. 2014.
- JING, B.; WU, L.; MAO, H.; GONG, S.; HE, J.; ZOU, C.; SONG, G.; LI, X.; WU, Z. (2016) Development of a vehicle emission inventory with high temporal-spatial resolution based on NRT traffic data and its impact on air pollution in Beijing - Part 1: Development and evaluation of vehicle emission inventory. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 16, p. 3161-3170. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3161-2016>
- KOÇ, M.; SEKMEN, Y.; TOPGÜL, T.; YÜCESU, H.S. (2009) The effects of ethanol unleaded gasoline blends on engine performance and exhaust emissions in a spark-ignition engine. *Renewable Energy*, v. 34, p. 2101-2106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2009.01.018>
- LIMA, E.P.; GIMENES, M.L.; LIMA, O.C.M. (2009) Estimativa das emissões originadas de veículos leves na cidade de Maringá para o ano de 2005. *Acta Scientiarum Technology*, v. 31, n. 1, p. 43-50. <http://dx.doi.org/10.4025/actascitechnol.v31i1.6864>
- LOSEKANN, L.; VILELA, T. (2010) Frota brasileira de veículos leves: difusão dos flexíveis e do GNV. *Blog Infopetro*.
- PACHECO, M.T.; PARMIGIANI, M.M.M.; ANDRADE, M.F.; MORAWSKA, L.; KUMAR, P. (2017) A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. *Journal of Transport & Health*, v. 4, p. 53-72. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.01.008>
- PERUGU, H.; WEI, H.; YAO, Z. (2017) Developing high-resolution urban scale heavy-duty truck emission inventory using the data-driven truck activity model output. *Atmospheric Environment*, v. 155, p. 210-230. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.02.020>
- PREFEITURA DE FORTALEZA. (2015) *Plano de Ações Imediatas de Transporte e Trânsito - PAITT*. Fortaleza: Prefeitura. Disponível em: <[http://fortaleza2040.fortaleza.ce.gov.br/site/assets/files/publications/fortaleza2040\\_plano\\_de\\_mobilidade\\_urbana\\_17-08-2015.pdf](http://fortaleza2040.fortaleza.ce.gov.br/site/assets/files/publications/fortaleza2040_plano_de_mobilidade_urbana_17-08-2015.pdf)>. Acesso em: 10 dez. 2015.
- RIGHI, S.; FARINA, F.; MARINELLO, S.; ANDRETTA, M.; LUCIALLI, P.; POLLINI, E. (2013) Development and evaluation of emission disaggregation models for the spatial distribution of non-industrial combustion atmospheric pollutants. *Atmospheric Environment*, v. 79, p. 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.06.021>
- ROSA, L.P. (Org.). (2011) *Inventário de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores do Estado do Rio de Janeiro*. Relatório Final. Rio de Janeiro: COPPE, UFRJ. 151 p.
- SANTOS, T.C.; CARVALHO, V.S.B.; REBOITA, M.S. (2016) Avaliação da influência das condições meteorológicas em dias com altas concentrações de material particulado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 307-313. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016139269>
- SHIBUYA, M.K.; NÅAS, I.A.; MOLLO NETO, M. (2015) Numeric methodology for determining the volumetric consumption of hydrated ethanol in flex-fuel vehicles. *IFIP Advances in Information and Communication Technology*, v. 459, p. 243-250. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-22756-6\\_30](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-22756-6_30)
- SILVA, C.B.P.; SALDIVA, P.H.N.; AMATO-LOURENÇO, L.F.; RODRIGUES-SILVA, F.; MIRAGLIA, S.G.E.K. (2012) Evaluation of the air quality benefits of the subway system in São Paulo, Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 101, p. 191-196. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.009>
- SINGH, R.; SHARMA, C.; AGRAWAL, M. (2017) Emission inventory of trace gases from road transport in India. *Transportation Research Part D*, v. 52, p. 64-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2017.02.011>
- SONG, X.; HAO, Y.; ZHANG, C.; PENG, J.; ZHU, X. (2016) Vehicular emission trends in the Pan-Yangtze River Delta in China between 1999 and 2013. *Journal of Cleaner Production*, v. 137, p. 1045-1054. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.197>
- SOUZA, C.D.R.; SILVA, S.D.; SILVA, M.A.V.; D'AGOSTO, M.A.; BARBOZA, A.P. (2013) Inventory of conventional air pollutants emissions from road transportation for the state of Rio de Janeiro. *Energy Policy*, v. 53, p. 125-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.021>
- SZWARCFITER, L.; MENDES, F.E.; LA ROVERE, E.L. (2005) Enhancing the effects of the Brazilian program to reduce atmospheric pollutant emissions from vehicles. *Transportation Research Part D*, v. 10, p. 153-160. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2004.12.002>
- TANG, G.; CHAO, N.; WANG, Y.; CHEN, J. (2016) Vehicular emissions in China in 2006 and 2010. *Journal of Environmental Sciences*, v. 48, p. 179-192. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.01.031>
- TEIXEIRA, E.C.; FELTES, S.; SANTANA, E.R.R. (2008) Estudo das emissões de fontes móveis na região metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. *Química Nova*, v. 31, n. 2, p. 244-248. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000200010>

- URNS, S.R. (2013) *Introdução à Combustão: Conceitos e Aplicações*. 3. ed. Porto Alegre: AMGH. 404 p.
- UEDA, A.C.; TOMAZ, E. (2011) Inventário de emissão de fontes veiculares da região metropolitana de Campinas, São Paulo. *Química Nova*, v. 34, n. 9, p. 1496-1500. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422011000900003>
- U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (1994) *Automobile Emissions: An Overview*. United States: Office of Mobile Sources. Disponível em: <<http://www.epa.gov>>. Acesso em: 29 maio 2016.
- \_\_\_\_\_. (2014) *What are the six common air pollutants?* United States: USEPA. Disponível em: <<https://www3.epa.gov/airquality/urbanair/>>. Acesso em: 28 maio 2016.
- VALLERO, D. (2014) *Fundamentals of Air Pollution*. 5. ed. Califórnia: Elsevier.
- VIVANCO, M.G.; ANDRADE, M.F. (2006) Validation of the emission inventory in the Sao Paulo Metropolitan Area of Brazil, based on ambient concentrations ratios of CO, NMOG and NOx and on a photochemical model. *Atmospheric Environment*, v. 40, p. 1189-1198. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.041>
- ZHANG, K.; BATTERMAN, S. (2013) Air pollution and health risks due to vehicle traffic. *Science of The Total Environment*, v. 450-451, p. 307-316. <https://dx.doi.org/10.1016%2Fj.scitotenv.2013.01.074>
- ZHANG, Q.; SUN, G.; FANG, S.; TIAN, W.; LI, X.; WANG, H. (2013) Air pollutant emissions from vehicles in China under various energy scenarios. *Science of the Total Environment*, v. 450-451, p. 250-258. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.098>
- ZHANG, Y.; SHAO, K.; TANG, X. (1998) The study of urban photochemical smog pollution in China. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, v. 34, p. 392-400.

