

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

IGOR BAPTISTA DE ARAÚJO

QUANTIFICAÇÃO, ESPACIALIZAÇÃO E ESPECIAÇÃO
DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE ORIGEM
VEICULAR NA REGIÃO METROPOLITANA DA
GRANDE VITÓRIA

Vitória

2016

IGOR BAPTISTA DE ARAÚJO

**QUANTIFICAÇÃO, ESPACIALIZAÇÃO E ESPECIAÇÃO
DAS EMISSÕES ATMOSFÉRICAS DE ORIGEM
VEICULAR NA REGIÃO METROPOLITANA DA
GRANDE VITÓRIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental, na área de concentração em Poluição do Ar.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.

Vitória

2016

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Setorial Tecnológica,
Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

A663q Araújo, Igor Baptista de, 1979-
Quantificação, espacialização e especiação das emissões
atmosféricas de origem veicular na Região Metropolitana da
Grande Vitória / Igor Baptista de Araújo. – 2016.
127 f. : il.

Orientador: Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.
Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Ar – Qualidade. 2. Ar – Poluição. 3. Veículos a motor –
Poluentes – Inventários. 4. Vitória, Região Metropolitana de (ES).
5. Modelo SMOKE. 6. Inventário de emissões veiculares. I.
Albuquerque, Taciana Toledo de Almeida. II. Universidade
Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

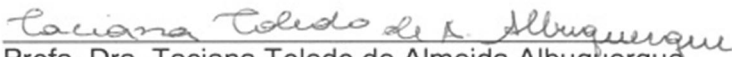


UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

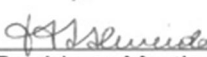
“QUANTIFICAÇÃO, ESPACIALIZAÇÃO E ESPECIAÇÃO DAS EMISSIONES ATMOSFÉRICAS DE ORIGEM VEICULAR NA REGIÃO METROPOLITANA DA GRANDE VITÓRIA”.

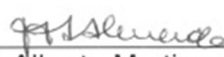
IGOR BAPTISTA DE ARAÚJO

Banca Examinadora:


Profa. Dra. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque
Orientadora – PPGEA/CT/UFES


Prof. Dr. Neyval Costa Reis Junior
Examinador Interno - DEA/CT/UFES


Prof. Dr. Davidson Martins Moreira
Examinador Interno - PPGEA/CT/UFES


Prof. Dr. Jorge Alberto Martins
Examinador Externo – UTFPR

O julgamento desta dissertação foi realizado com a participação por meio de videoconferência do membro externo o Prof. Dr. Jorge Alberto Martins e do membro interno Prof. Dr. Davidson Martins Moreira, seguindo as normas prescritas na portaria normativa nº. 2/2016. Desse modo, a assinatura destes membros é representada neste documento pela respectiva assinatura da presidente da comissão julgadora, a Profa. Dra. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque.

Coordenador do PPGEA: Prof. Dr. Edmilson Costa Teixeira
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, ES, 08 de Julho de 2016.

AGRADECIMENTOS

A meus pais por terem me concedido existência e educação para desfrutar dessa oportunidade impar. A minha esposa Luciana, pelo carinho, imenso apoio e paciência pelas muitas horas que tive de abdicar de nosso convívio.

Ao minha orientadora, Prof^a. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque, e aos Professores. Neyval da Costa Reis Junior e Jane Mari Santos, pelo apoio e conhecimentos transmitidos, e pela oportunidade de integrar um núcleo de pesquisa com trabalhos tão relevantes.

Aos colegas do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental Rizzieri Pedruzzi, William Andreão e Erick Sperandio, sem a ajuda dos quais este trabalho teria sido infinitamente mais árduo, e aos alunos da Graduação em Engenharia Ambiental Isadora Del' Puppo e Vitor de Oliveira Mateus, pela colaboração na compilação dos dados no inventário de fontes.

À QUALITYAMB, por consentir com minha ausência nesses dois anos dedicados ao mestrado, permitindo assim meu crescimento intelectual e profissional, e a minha colega de trabalho Kassia Nascimento Cavassani pela ajuda na compilação dos resultados desta pesquisa.

Ao IEMA, na pessoa do Alexsander Barros Silveira, por autorizar a utilização dos dados relativos a emissões e qualidade do ar, aplicados nesta Dissertação.

Ao apoio financeiro do CNPq.

A todos que de uma ou outra forma me acompanharam nessa jornada.

RESUMO

O objetivo principal deste trabalho foi investigar as emissões atmosféricas de origem veicular na Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), no estado do Espírito Santo, e disponibilizar as mesmas em um sistema que as caracterize quantitativamente no tempo e no espaço, bem como represente sua natureza química (especação química) nesses dois campos. Foram recalculadas as taxas de emissões veiculares utilizando metodologia de estimativa atualizada e oficial do Brasil, disponibilizada pelo Ministério do Meio Ambiente, identificando as mudanças obtidas no inventário, frente ao inventário oficial existente. Dentro do ambiente do modelo *Sparse Matrix Operator Kernel Emissions* – SMOKE foi realizada a especificação química de todas as fontes inventariadas, além da simulação da evolução espacial e temporal das emissões dos poluentes da RMGV, com base no inventário de fontes atualizado. Os resultados apontaram que os veículos pesados (caminhões e ônibus) somam apenas 7% da frota, mas são responsáveis por 56%, 40% e 63% das emissões de NO_x, SO₂ e MP respectivamente, além do predomínio pela resuspensão veicular (48,2%) e desgaste de freios e pneus (32,7%) para MP, enquanto que MP₁₀ e MP_{2,5} tem suas maiores contribuições associadas às emissões por desgaste de freios e pneus e escapamento. Esses resultados foram comparados com os dados do inventário oficial disponibilizado pelo órgão ambiental local (IEMA), onde a taxa anual das emissões calculadas para os veículos nesta pesquisa foi até 10 vezes menor (MP₁₀) que a estimada no inventário capitaneado pelo IEMA, afetando também qualitativamente a distribuição da participação das fontes emissoras não veiculares na RMGV.

Palavras chave: Poluição do Ar, Inventário de Emissões Veiculares, Qualidade do Ar, SMOKE.

ABSTRACT

The main objective of this study was to investigate the atmospheric emissions of vehicular origin in the metropolitan area of Greater Vitoria (RMGV) in the state of Espírito Santo, and provide it a system that characterize quantitatively in time and space, and represent their chemical nature (speciation) in these two fields. Vehicle emissions rates were recalculated using official and update methodology of Brazil, provided by the Ministry of Environment, identifying changes in inventory obtained by applying the new methodology to estimate vehicular sources. Within the Sparse Matrix Operator Kernel Emissions – SMOKE model, with the chemical speciation of all inventoried sources, besides simulating the spatial and temporal evolution of the emission of pollutants RMGV, based on the updated inventory sources. The results generated from the new estimates were compared with data from the official inventory provided by the local environmental agency (IEMA). Overall, the annual emissions calculated for vehicles in this study was lower than estimated in the inventory captained by IEMA, affecting also the distribution of the participation of non-vehicular emission sources in RMGV.

Keywords: Air Pollution, Mobile Emission Inventory, Air Quality, SMOKE

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Fluxograma 1 – Mecanismos para formação das emissões veiculares.....	21
Figura 1 – Área de Estudo	43
Fluxograma 2 – Fluxograma dos processos no SMOKE.	83
Gráfico 1 – Composição da Frota da RMGV por Categoria de Veículos	92
Gráfico 2 – Emissão de CO por Categoria de Veículos	93
Gráfico 3 – Emissão de NO _x por Categoria de Veículos	93
Gráfico 4 – Emissão de SO ₂ por Categoria de Veículos	94
Gráfico 5 – Emissão de CH ₄ por Categoria de Veículos.....	95
Gráfico 6 – Emissão de NMHCT por Categoria de Veículos.....	95
Gráfico 7 – Emissão de MP por Categoria de Veículos.....	96
Gráfico 8 – Emissão de MP por Ressuspensão por Categoria de Veículos.....	96
Gráfico 9 – Emissão de MP por Desgaste de Pneus e Freios por Categoria de Veículos	97
Gráfico 10 – Emissão de MP por Escapamento por Categoria de Veículos	97
Gráfico 11 – Emissão de MP por Desgaste de Pista por Categoria de Veículos	98
Gráfico 12 – Emissão de CO por Tipologia de Combustível	98
Gráfico 13 – Emissão de NO _x por Tipologia de Combustível	99
Gráfico 14 – Emissão de SO ₂ por Tipologia de Combustível	99
Gráfico 15 – Emissão de CH ₄ por Tipologia de Combustível	100
Gráfico 16 – Emissão de NMHCT por Tipologia de Combustível.....	100
Gráfico 17 – Emissão de MP por Tipologia de Combustível.....	101
Gráfico 18 – Composição da origem física das emissões de MP	102
Gráfico 19 – Composição da origem física das emissões de MP ₁₀	103
Gráfico 20 – Composição da origem física das emissões de MP _{2,5}	104
Gráfico 21 – Composição da origem das emissões de MP na RMGV em 2010.....	108
Gráfico 22 – Composição da origem das emissões de MP ₁₀ na RMGV em 2010	109
Gráfico 23 – Composição da origem das emissões de MP _{2,5} na RMGV em 2010.....	111

Figura 2 – Espacialização das emissões de PM_{10} em (a) Inventário original e (b) esta pesquisa113

Gráfico 24 – Composição do perfil atualizado das emissões de $MP_{2,5}$ nas vias de tráfego RMGV114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Emissões Médias de Poluentes na RMGV	44
Tabela 2 – Poluentes Quantificados.....	49
Tabela 3 – Fatores de emissão de escapamento 0 km de CO, NO _x , RCHO, NMHC, CH ₄ e MP para automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina C e etanol hidratado, em g/km ⁵⁰	
Tabela 4 – Fatores de emissão de CO, NO _x , NMHC e MP - Motores Diesel, em g/km	52
Tabela 5 – Fatores de emissão de CH ₄ para veículos a Diesel, em g/km.....	55
Tabela 6 – Fatores de emissão de CO, NO _x , NMHC, CH ₄ e MP - Motocicletas, g/km	55
Tabela 7 – Fatores de emissão de veículos movidos a GNV, em g/km.	56
Tabela 8 – Fatores de emissão de material particulado por desgaste de pneus e freios e por desgaste de pista.	56
Tabela 9 – Fatores de emissões evaporativas de automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina e etanol hidratado	58
Tabela 10 – Subdivisão das categorias para a frota veicular inventariada	61
Tabela 11 – Distribuição percentual da frota nacional de veículos pesados	61
Tabela 12 – Distribuição calculada para as subclassificações de frota na RMGV	62
Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular	65
Tabela 14 – Consumo observado e estimado para o estado do Espírito Santo.....	72
Tabela 15 – DMT global calculada para os municípios da RMGV.....	73
Tabela 14 – Valor da constante k conforme tipo de partícula	77
Tabela 15 – Valor de sL conforme movimentação da via.....	77
Tabela 16 – Incremento médio das emissões por acúmulo de rodagem, em g _{poluente} /km, a cada 80.000 km.....	78
Tabela 17 – Distribuição da homologação de veículos comerciais leves do ciclo Diesel.....	79
Tabela 18 – Fatores de emissão para comerciais leves homologados como veículos leves, em g _{poluente} /km.....	79
Tabela 19 – especiação química utilizada na versão 3.5.1 do SMOKE	84
Tabela 20 – Perfis de especiação química utilizados	85
Tabela 19 – Totalização das emissões de poluentes - Inventário de Emissões Veiculares em kg/h ⁹¹	

Tabela 20 – Taxas de emissão de MP por origem e granulometria	101
Tabela 21 - Emissões Médias de Poluentes na RMGV atualizadas por esta Pesquisa.....	105
Tabela 22 – Comparativo entre as emissões veiculares médias de poluentes na RMGV	106
Tabela 23 – Valores de teor de silte encontrados em estudos de emissões por ressuspensão em vias pavimentadas	107
Tabela 24: Taxas de emissão por ressuspensão avaliadas para diferentes teores de silte	108

LISTA DE SIGLAS

CB05	Carbon Bond Mechanism V
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CMAQ	Models-3 Community Multiscale Air Quality Model
CO	Monóxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DETRAN ES	Departamento Estadual de Trânsito do Espírito Santo
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IEMA	Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
IJSN	Instituto Jones dos Santos Neves
INEA-RJ	Instituto Estadual do Ambiente-RJ
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MP	Material Particulado
NCAR	National Center for Atmospheric Research
NCEP	National Centers for Environmental Prediction
NO	Monóxido de nitrogênio
NO ₂	Dióxido de Nitrogênio
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NO _x	Óxidos de Nitrogênio (NO _x = NO+NO ₂)
MP ₁₀	Material particulado com diâmetro menor que 10 µm
MP _{2,5}	Material particulado com diâmetro menor que 2,5 µm
O ₃	Ozônio
PMC	Particulate Material Coarse / Partículas da Moda Grossa
PTS	Partículas Totais em Suspensão
RAMQAr	Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar
RMGV	Região Metropolitana da Grande Vitória
RMSP	Região metropolitana de São Paulo
SEAMA	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
SMOKE	Sparse Matrix Operator Kernel Emissions
SO ₂	Dióxido de enxofre
SOA	Secondary Organic Aerosol /Aerossol Orgânico Secundário
USEPA	Agência Norte Americana de Proteção Ambiental (United States Environmental Protection Agency)
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
USGS	United States Geological Survey

USP	Universidade de São Paulo
COV	Compostos Orgânicos Voláteis
WRF	Weather Research and Forecast model

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	16
2.	OBJETIVOS	18
2.1.	OBJETIVO GERAL	18
2.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
3.	REVISÃO DA LITERATURA.....	19
3.1.	EMISSIONES VEICULARES	20
3.1.1	Emissões por Exaustão	21
3.1.2	Emissões Evaporativas	22
3.1.3	Emissões por desgaste dos Freios, Pneus e das Pistas.....	22
3.1.4	Emissões por Ressuspensão	23
3.2.	MODELOS DE EMISSIONES VEICULARES.....	24
3.2.1	Modelos de Emissões Estáticos	26
3.2.2	Modelos de Emissão Dinâmicos	29
3.2.3	Utilização de Modelos de Emissão para Elaboração de Inventário de Emissões Veiculares no Brasil.	34
3.2.4	Descrição do modelo SMOKE – <i>Sparse Matrix Operator Kernel Emissions</i> e sua utilização para preparação de inventários de emissões atmosféricas	37
4.	METODOLOGIA	42
4.1.	POLUENTES INVENTARIADOS	48
4.2.	FATORES DE EMISSÃO.....	49
4.3.	DISTRIBUIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DA FROTA VEICULAR	60
4.4.	DISTÂNCIA MÉDIA TRAFEGADA (DMT) E FUNÇÕES HORÁRIAS DE TRÁFEGO (FHT).....	62
4.5.	FROTA CIRCULANTE.....	73
4.6.	QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSIONES.....	74
4.7.	FATOR DE DETERIORAÇÃO	78
4.8.	DISTRIBUIÇÃO DOS ENSAIOS DE HOMOLOGAÇÃO DOS VEÍCULOS COMERCIAIS LEVES DO CICLO DIESEL	78
4.9.	SUCATEAMENTO DE VEÍCULOS	80
4.10.	FRAÇÃO DE USO – VEÍCULOS FLEX	81
4.11.	SIMULAÇÃO NO MODELO SMOKE.....	82
4.12.	EXEMPLO DE COMO FOI REALIZADO O CÁLCULO DE EMISSIONES.....	86
5.	RESULTADOS	91
5.1.	TAXAS DE EMISSIONES VEICULARES NA RMGV.....	91

5.2.	EMISSIONES POR TIPO DE VEÍCULOS	92
5.3.	EMISSIONES POR TIPO DE COMBUSTÍVEL	98
5.4.	EMISSIONES DE MATERIAL PARTICULADO QUANTO À ORIGEM E GRANULOMETRIA	101
5.5.	PARTICIPAÇÃO DAS EMISSIONES VEICULARES RMGV	105
5.6.	COMPILAÇÃO DO INVENTÁRIO ATUALIZADO NO SMOKE.....	112
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS, CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	116
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, a população mundial vem sendo exposta a elevados níveis de concentrações de poluentes atmosféricos, as quais vêm causando impacto nos gastos com saúde pública, altos níveis de degradação das edificações, além de danos materiais. Os impactos podem ser inúmeros e dependem das propriedades de cada poluente, podendo ocorrer agravamentos nos casos de doenças respiratórias, além da elevação nos índices de incidentes cardiovasculares na camada populacional mais suscetível a estes problemas (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1999).

Neste contexto, o inventário de emissões se mostra como uma ferramenta de grande utilidade no estudo da poluição urbana, pois permite a identificação de fontes predominantes de emissão e, também, o estudo de tendências anuais de redução ou de aumento de determinados poluentes na atmosfera. Além disso, com esta ferramenta é possível avaliar o progresso de metas de redução de emissões, sendo um importante instrumento de avaliação estratégica de monitoramento e de controle da qualidade do ar (UEDA; TOMAZ, 2011).

Em uma conjuntura local, a Região Metropolitana da Grande Vitória (RMGV) representa uma região urbana altamente industrializada e em processo de expansão, onde vivem aproximadamente 48% da população do Estado Espírito Santo. Nessa região encontram-se fontes antropogênicas de poluição atmosférica, como: indústrias minero-siderúrgicas, veículos automotores e portos, entre outras. Embora o IEMA tenha implantado uma Rede Automática de Monitoramento Automático da Qualidade do Ar (RAMQAr) em 2001, com o objetivo de medir a exposição da população aos principais poluentes atmosféricos, o número e a distribuição das estações de monitoramento em operação na RMGV não cobrem todo o território, apesar das estações já instaladas estarem posicionadas em localizações consideradas estratégicas para o direcionamento de políticas de gestão e de controle considerando, por exemplo, a densidade populacional (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2014).

O atual inventário de emissões atmosféricas da RMGV (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2011) considerou fontes emissoras de poluentes atmosféricos abrangendo os municípios de Serra, Vitória, Cariacica, Vila Velha e Viana, apresentando as emissões atmosféricas médias referentes aos anos de

2009 e 2010 para os poluentes MP (partículas totais em suspensão), MP₁₀ (partículas com diâmetro inferiores a 10 µm), MP_{2,5} (partículas com diâmetro inferiores a 2,5 µm), SO₂ (dióxido de enxofre), NO_x (óxidos de nitrogênio), CO (monóxido de carbono), HC (hidrocarbonetos) e COV (compostos orgânicos voláteis).

Segundo o relatório de qualidade do ar referente ao ano de 2013 (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2014), o inventário relacionou como a principal fonte emissora de partículas na RMGV os veículos automotores, com contribuições percentuais entre 66,3% e 73,2% das emissões de partículas totais para a atmosfera da RMGV, dependendo do tamanho da partícula. Esse mesmo inventário aponta que 95,0% das emissões veiculares estão ligados à ressuspensão de partículas já depositadas nas vias.

De acordo com Loriato (2015), em pesquisa realizada na RMGV, o percentual de 95,0% para as emissões ligadas à ressuspensão de partículas já depositadas nas vias é significativamente elevado, mesmo quando comparado a outros centros urbanos, tais como São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Recife, Nova Délhi (Índia) e Barcelona (Espanha), relatando que tal magnitude indica que esse é um tema que requer mais estudos para a região. Em sua pesquisa, modelando a dispersão das emissões de gases e partículas, o mesmo conclui que a discrepância poderia ter sido causada pela superestimação das emissões veiculares.

Devido às incertezas expostas às taxas de emissão atribuídas às fontes veiculares no inventário de emissão oficial do Estado, o presente estudo tem como principal objetivo a aplicação da metodologia proposta pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA) para o cálculo das fontes poluidoras de origem veicular na RMGV.

Foi utilizado um sistema de modelagem, o *Sparse Matrix Operator Kernel Emissions* – SMOKE para alocar o inventário de emissões da RMGV atualizado, visando transpassar as distorções levantadas em pesquisas recentes na região de estudo, bem como pelo próprio relatório de qualidade do ar do IEMA.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Diante do contexto apresentado, esta pesquisa tem por objetivo principal investigar as emissões atmosféricas de origem veicular na RMGV e disponibilizar as mesmas em um sistema que as caracterize quantitativamente no tempo e no espaço, bem como represente sua natureza química (especação química) nesses dois campos.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Recalcular as taxas de emissões veiculares utilizando metodologia de estimativa atualizada e oficial do Brasil;
- Identificar as mudanças obtidas no inventário através da aplicação da nova metodologia para estimativa de fontes veiculares;
- Realizar a especificação química de todas as fontes inventariadas;
- Simular numericamente a evolução espacial e temporal das emissões dos poluentes da RMGV através do modelo SMOKE, com base no inventário de fontes atualizado.

3. REVISÃO DA LITERATURA

Em todo o mundo os veículos automotores desempenham um papel fundamental dentro do contexto ambiental, visto que suas emissões são prejudiciais à saúde e ao bem-estar do homem. A elevada taxa de motorização, principalmente pelo transporte individual, tem provocado crescentes congestionamentos e, por consequência, a redução da velocidade média do tráfego e o aumento dos tempos de deslocamento, do consumo de combustível e da poluição sonora e atmosférica. Embora o avanço tecnológico das últimas décadas tenha contribuído para o desenvolvimento de motores menos poluentes, o aumento da frota veicular acarretou altos índices de emissões, com o crescimento acelerado da frota de veículos circulante e a deficiência dos programas de inspeção e manutenção de veículos sendo os principais fatores responsáveis pelo aumento dos níveis de emissões em grandes centros urbanos (ARIOTI, 2010).

Assim, a tendência nos centros urbanos é de agravamento da qualidade do ar, com os problemas associados ao uso dos automóveis tendo efeitos mais sérios, repercutindo em vários campos: saúde, expansão de subúrbios, localização e igualdade social, qualidade de vida e necessidades de infraestrutura. Quanto aos efeitos regionais, os poluentes primários provenientes das emissões veiculares, sob certas condições meteorológicas, transformam-se em poluentes secundários na atmosfera, como os aerossóis ácidos (sulfatos e nitratos) e as partículas finas, podendo ser deslocados a grandes distâncias pelos ventos dominantes (MONTEIRO, 1998).

Arioti (2010) relata que as emissões geradas por fontes móveis são quantificadas através de modelos de emissões, os quais vêm sendo desenvolvidos na América do Norte e Europa e, de forma geral, baseados em especificações de combustíveis, tipos de veículos, padrões de condução, programas de fiscalização e manutenção, e características climáticas dessas regiões.

Os países em desenvolvimento, reconhecendo a necessidade da utilização de modelos de emissões, têm utilizado versões modificadas de modelos norte-americanos ou europeus. Os fatores de emissões calculados a partir das características particulares da Europa e dos Estados Unidos são utilizados por esses países, em função da ausência de dados disponíveis com as informações locais. No entanto, essa simplificação pode gerar resultados com elevado grau de incerteza em análises quantitativas de emissões (JACONDINO, 2005).

Devido à complexidade do processo de geração de emissões, os modelos de emissões e os modelos de tráfego, que estimam o comportamento dos veículos, vêm sendo continuamente aprimorados durante décadas, buscando adequar-se às mudanças de políticas e tecnologias. Há uma grande variedade de modelos de tráfego e de emissões, com diferentes níveis de detalhes para a representação das condições de tráfego e dos níveis gerados de emissões. A adequação da aplicação de cada tipo de modelo é diretamente relacionada aos objetivos da análise (VICENTINI, 2011).

Em relação à estimativa de emissões, alguns modelos de tráfego apresentam módulos que estimam emissões de poluentes. Tais módulos apresentam, entretanto, grandes variações, tanto em sua abordagem teórica, como em relação aos fatores de emissões associados aos veículos. O esforço de desenvolvimento de pacotes computacionais de modelagem de tráfego raramente contempla uma preocupação com atualização de parâmetros de emissões veiculares. As estimativas de emissões veiculares provenientes dos módulos de emissões de modelos de tráfego devem ser consideradas com cuidado (ARIOTI, 2010).

3.1. EMISSÕES VEICULARES

As emissões veiculares são uma das principais causas dos problemas relacionados à poluição do ar, contribuindo com grandes quantidades de orgânicos voláteis, monóxido de carbono e óxidos de nitrogênio para a atmosfera (MAGA; HASS, 1960). Essa constatação antiga, apesar de ainda atual, aponta também a necessidade de se controlar as emissões veiculares, visto a demonstração por diversos pesquisadores de que os orgânicos voláteis e os óxidos de nitrogênio eram fatores fundamentais na formação do *smog* fotoquímico presente no estado da Califórnia.

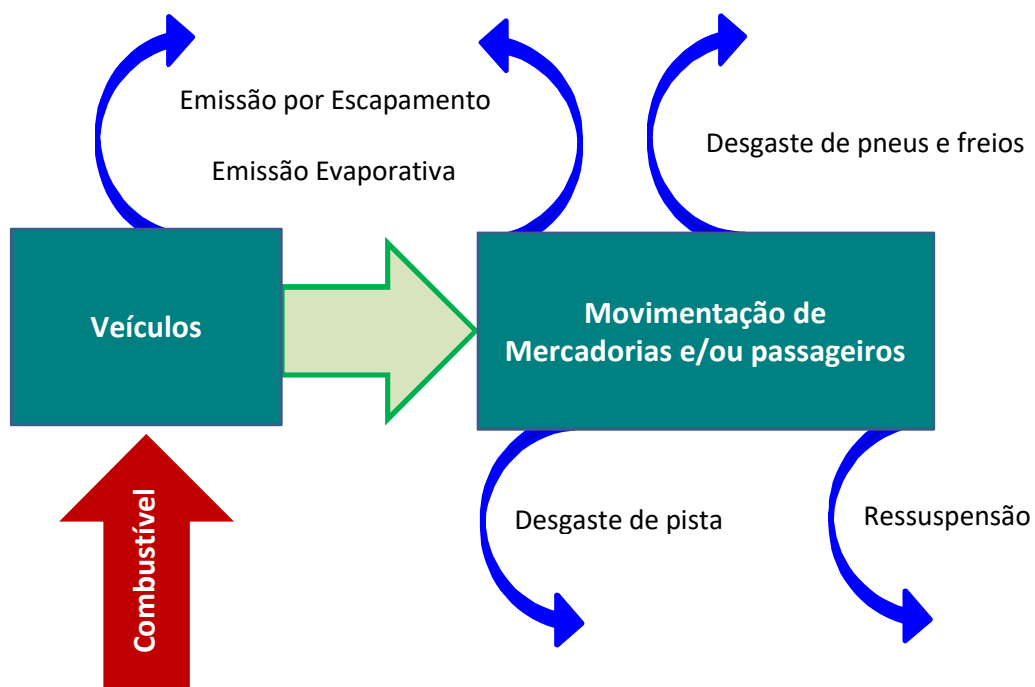
Já na década de 70, Fensterstock, Kurtzweg e Ozolins (1971) asseguravam que para melhorar a qualidade do ar, resultante das emissões de fontes móveis ou estacionárias, haveria que se controlarem mecanicamente as fontes pontuais e buscar melhores combustíveis e mudanças de processo de combustão. Além disso, a referida pesquisa frisou que o planejamento do transporte urbano poderia ser a chave para reduzir as emissões de poluentes e, conseqüentemente, a exposição de pessoas a concentrações em níveis indesejáveis.

Na América do Sul, um dos continentes mais urbanizados, com níveis relativamente altos de motorização em comparação com o resto do mundo, o problema da poluição

atmosférica automotiva é essencialmente um problema metropolitano, resultante do rápido e descontrolado crescimento urbano, o crescente congestionamento do tráfego, a inadequada infraestrutura urbana e de serviços de transporte, além de um envelhecimento da frota (FAIZ; GAUTAMA; BURKIB, 1995).

As emissões veiculares são provenientes de distintos processos em sua formação. Em relação às suas componentes, as mesmas são ilustradas esquematicamente no Fluxograma 1, as quais são explicadas separadamente nos itens subsequentes.

Fluxograma 1 – Mecanismos para formação das emissões veiculares



Fonte: Adaptado de Ntziachristos e Samaras (2014).

3.1.1 Emissões por Exaustão

As emissões oriundas diretamente dos escapamentos dos veículos são provenientes do processo de queima dos combustíveis, como gasolina, diesel, gás liquefeito de petróleo (GLP) e gás natural veicular (GNV) em motores de combustão interna. Simplificadamente, a mistura de ar/combustível é queimada por uma faísca (motores por ignição) ou pode inflamar-se espontaneamente quando comprimida (motores por compressão).

De acordo com o Guia para Inventário de Emissões na União Europeia *EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 update Sept 2014*, em seu capítulo *Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles*

(NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2014) o processo de combustão produz emissões de CO_2 e H_2O como produtos principais. Infelizmente, a combustão também produz vários subprodutos, originados da oxidação incompleta dos combustíveis (monóxido de carbono, hidrocarbonetos e material particulado) ou a partir da oxidação de espécies não combustíveis presentes na câmara de combustão – NO_x a partir do N_2 no ar e SO_x a partir do S nos combustíveis e lubrificantes.

3.1.2 Emissões Evaporativas

São as emissões de hidrocarbonetos voláteis que emanam dos sistemas de combustível (tanques, sistemas de injeção e linhas de combustível) dos automóveis e veículos comerciais leves movidos à gasolina C e a etanol hidratado. Emissões por evaporação dos veículos a diesel são consideradas como sendo insignificante devido à presença de hidrocarbonetos mais pesados e a pressão de vapor relativamente baixa de combustível para motores do ciclo diesel (MELLIOS; NTZIACHRISTOS, 2013). De acordo com esses mesmos autores, no capítulo *Gasoline evaporation* do guia citado anteriormente, as fontes mais importantes de emissões por evaporação a partir de um veículo são as seguintes:

- Perdas através do sistema de ventilação do tanque: perdas devido à evaporação de combustível no tanque durante a condução (funcionamento) e/ou estacionamento, como resultado da variação normal de temperatura durante o uso ou um dia, a qual causa expansão térmica do combustível com geração de vapor no tanque, o qual é direcionado para a atmosfera.
- Infiltração de combustível: infiltração de combustível líquido e consequente permeação através do sistema de distribuição (mangueiras e reservatórios) podem contribuir significativamente para o total de emissões evaporativas.
- As emissões por evaporação são significativamente afetadas pela volatilidade da gasolina que está sendo utilizada, temperatura ambiente e pelas características do veículo.

3.1.3 Emissões por desgaste dos Freios, Pneus e das Pistas

Estas são emissões provenientes de processos mecânicos de abrasão e não dos processos de combustão. As partículas são produzidas como resultado da interação entre os pneus de um veículo e a superfície da via, e também quando os freios são aplicados para desacelerar o veículo (NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2013).

Existem basicamente duas configurações para os sistemas de frenagem em veículos: discos de freios, no qual pastilhas planas são forçadas de encontro a um disco rotativo de metal, e freios a tambor, no qual cintas são forçadas contra a superfície interior de um cilindro rotativo. As pastilhas e cintas de freios são em geral constituídas por quatro componentes principais - aglutinantes, fibras, agentes de preenchimento e modificadores de atrito - que são estáveis a altas temperaturas. Várias resinas de fenol-formaldeído modificadas são usadas como aglutinantes. As fibras podem ser classificadas como metálicas, minerais, cerâmicas ou aramidas, e incluem o aço, cobre, latão, titanato de potássio, vidro, amianto, materiais orgânicos e Kevlar. Os preenchimentos tendem a ser materiais de baixo custo, tais como bário, sulfato de antimônio, magnésio e óxidos de cromo. Os modificadores de atrito podem de composição metálica inorgânica ou orgânica, sendo o grafite um dos principais utilizados, mas outros incluem borracha moída e negro de fumo. Algumas pastilhas de freio ainda utilizam as fibras de amianto, embora estas já terem sido totalmente removidas da frota europeia (NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2013).

O desgaste do pneu é um processo físico-químico complexo, o qual é ativado pela energia de atrito desenvolvido na interface entre o pneu e o pavimento: partículas de desgaste de pneus e partículas de desgaste da via são, portanto, indissociáveis. No entanto, para efeitos de quantificação das emissões, o desgaste dos pneus e desgaste da superfície da via podem ser tratados como fontes separadas. A emissão por desgaste dos pneus e pista depende de um grande número de fatores, incluindo o estilo de condução, a posição dos pneus, configuração de tração do veículo, as propriedades do material do pneu, as condições de conservação do pneu e da via, o tipo de pavimentação e o clima (NTZIACHRISTOS; BOULTER, 2013).

3.1.4 Emissões por Ressuspensão

Em termos gerais, as emissões por ressuspensão se originam a partir do material solto presente na via de tráfego (carga na superfície). Em vias não pavimentadas, sejam elas rurais, urbanas ou industriais, a própria composição da via já se comporta como a carga na superfície passível de ser ressuspensa para a atmosfera. No caso de vias pavimentadas, a carga de superfície é reabastecida por derramamento de material trazido de vias não pavimentadas, áreas de armazenamento de materiais, ou é alimentada continuamente alimentada por outras fontes emissoras (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2011).

Essa carga na superfície é lançada na atmosfera devido à ação de cisalhamento do vento, ou como consequência de ações mecânicas (movimentação dos veículos). Vários estudos de campo relataram que vias de tráfego públicas, sejam elas locais ou rodovias, assim como vias internas em instalações industriais, podem ser grandes fontes de material particulado atmosférico originados ressuspensão (NICHOLSON; BRANSON, 1990).

A emissão por ressuspensão veicular é de particular interesse em muitas partes dos Estados Unidos, devido aos registros de níveis elevados de emissão em rodovias, sendo necessário a aplicação de materiais granulares para controle de neve, o que contribui para alimentação da quantidade de material passível de ser ressuspensão na via (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2011).

A quantidade de material depositada na via depende de inúmeros fatores. Acredita-se que os fatores mais importantes sejam: velocidade média dos veículos que circulam; o tráfego diário médio (*Average Daily Traffic* - ADT); o número de faixas e ADT por faixa; a fração de veículos pesados (ônibus e caminhões) e a presença/ausência de meios-fios, galerias pluviais e faixas de estacionamento.

Apesar de não ser considerada uma fonte primária de emissão de partículas, a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) considera a ressuspensão como uma fonte predominante nas vias de tráfego americanas, dentre as emissões não atreladas à exaustão, assumindo que surja dessa fonte a maior parte do PM₁₀ emitido por um veículo (NTZIACHRISTOS; BOLTER, 2013)

Venkatram (2000) criticou esta abordagem dentro dos EUA. Além disso, o grupo de pesquisadores em qualidade do ar que dá suporte aos governos da Inglaterra, Escócia, País de Gales e Irlanda, (AQEQ, 2005) considera que esta metodologia não se adaptada às condições do Reino Unido e, para permitir que a mesma fosse usada em Berlim, Düring e outros (2002) tiveram que a calibrar novamente, em sua totalidade, com base em dados experimentais locais.

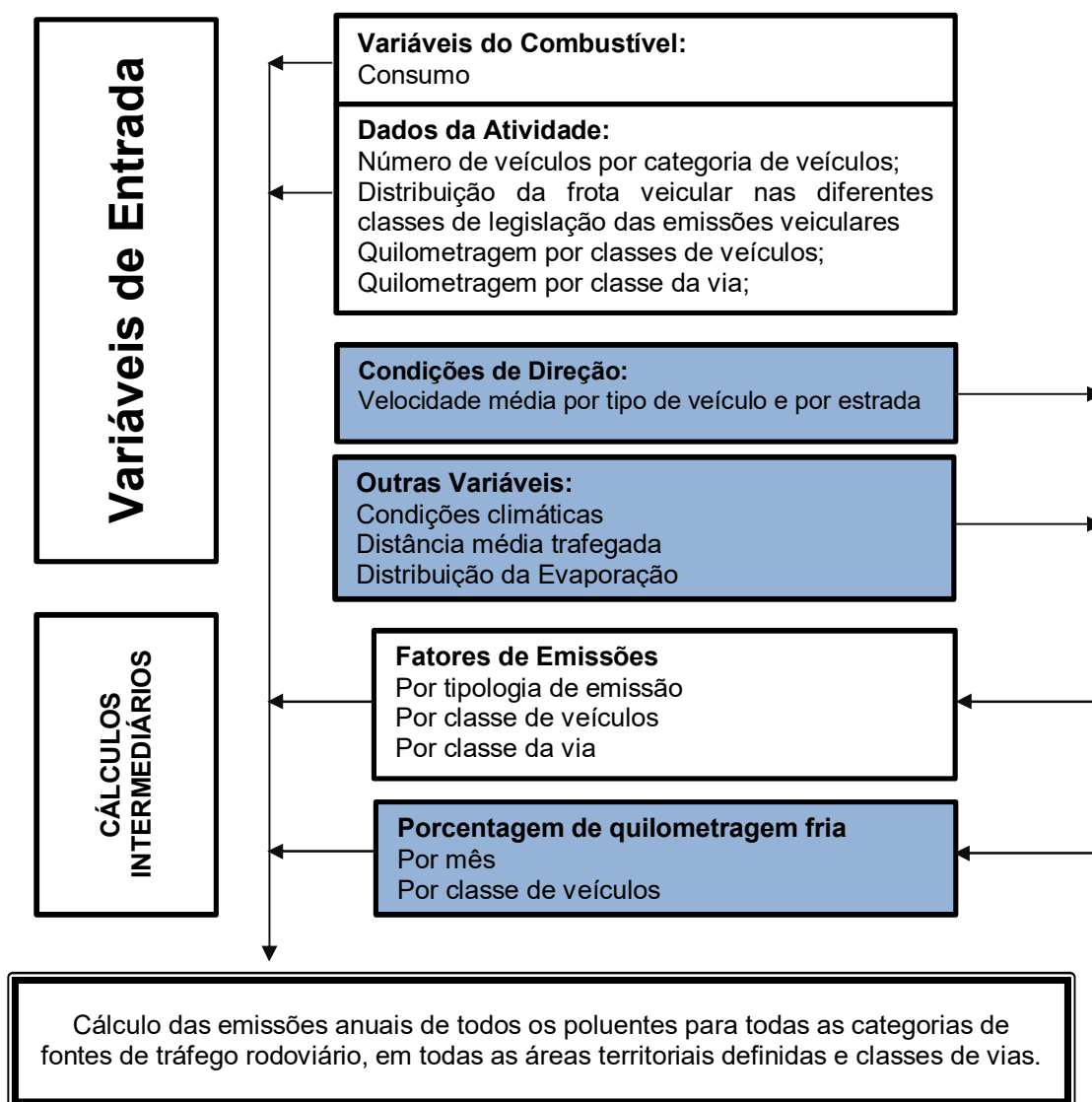
3.2. MODELOS DE EMISSÕES VEICULARES

Modelos para estimativa de emissões veiculares têm sido utilizados para determinação das quantidades de emissões decorrentes do tráfego em função da dificuldade de quantificá-las no mundo real. Modelos desse tipo podem ser utilizados para estimativas de condições futuras e avaliação de novos projetos. Segundo Capiello (2002), o qual

realizou uma extensa revisão sobre modelos de emissões veiculares, os modelos de emissões podem ser classificados em dois tipos: estáticos e dinâmicos.

Os modelos estáticos são representados pelo nível agregado de consideração de variáveis, se utilizando delas em menor número e em termos médios (caixas brancas no Fluxograma 2), enquanto os modelos dinâmicos possuem uma representação mais detalhada das variáveis consideradas e que, em geral, estão presentes em maior número, adicionando-se as informações/etapas destacadas em azul no Fluxograma 2, o qual apresenta a metodologia para escolha do modelo. A calibração de ambos os modelos pode ser realizada através de testes em dinamômetros de chassi realizados em laboratório, ou a partir de medições de equipamentos embarcados em veículos.

Fluxograma 2 – Fluxograma para aplicação dos modelos estáticos e dinâmicos



Fonte: Adaptado de Ntziachristos e Samaras (2014).

3.2.1 Modelos de Emissões Estáticos

Modelos de emissões estáticos, também comumente chamados de modelos de inventário, estimam fatores de emissões baseados em taxas básicas de emissões para cada tipo de tecnologia de veículo ou de motor, utilizando a velocidade média da via como referência. Os fatores de emissão estimados para um determinado período, em uma determinada área, são associados a uma situação de tráfego média, caracterizada pela velocidade média e pela distância viajada no período de análise. Esses modelos, que podem também ser utilizados para estimativa do consumo de combustível, formam a base para o cálculo da qualidade do ar de uma região (ARIOTTI, 2010).

De forma geral, os modelos de emissões estáticos assumem a forma da Equação 1:

$$E_i = \sum_c \sum_l KMVVI \times fc \times TBE(Vm, c) \quad (1)$$

onde, E_i é o total de emissões do poluente i [massa/tempo]; c é categoria de veículos; l é o índice que representa a via; $KMVVI$ representa a quantidade de distância média trafegada em dado período na via; fc é a proporção de veículos da categoria c ; $TBE(Vm, c)$ é a taxa básica de emissão por quilômetro [massa/km] para o poluente i .

A taxa básica de emissão (TBE) é determinada através de ciclos de uso para uma velocidade média particular Vm , para cada categoria de veículo c . Por isso, a TBE pode também ser chamada de emissão de ciclo, e caso contrário, se as emissões não forem baseadas na velocidade média, podem ser chamadas de emissões fora de ciclo. As TBE podem ser utilizadas para diferentes velocidades com o uso de fatores de correção de velocidade (FCV). Esses fatores de correção podem representar diferentes condições de tráfego ou modos de operação, como por exemplo, período de partida a frio ou tipo de via utilizada.

Modelos estáticos são adequados para análises estratégicas, em larga escala, e em casos onde a velocidade média caracteriza o fluxo de tráfego de forma adequada em relação ao objetivo do estudo. É importante salientar que a velocidade média utilizada nesses modelos corresponde à de um ciclo, e um mesmo valor pode representar condições de tráfego diferentes, onde a previsão dos níveis de poluentes emitidos pode ser subestimada (ARIOTTI, 2010). Entre os modelos estáticos mais utilizados podem ser citados os modelos MOBILE, o EMFAC e o COPERT, descritos na sequência.

3.2.1.1 Modelo MOBILE

O modelo MOBILE (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2003) foi desenvolvido pela USEPA, em 1978. A última versão, MOBILE 6.2, lançada em 2004, calcula fatores de emissão para 28 classes de veículos em regiões de baixa e de alta altitude dos Estados Unidos. As estimativas de fatores de emissão do MOBILE dependem de várias condições, como a temperatura ambiente, as velocidades médias dos veículos, o tipo de motor, a volatilidade de combustível, e fatores de deterioração por tempo de uso do veículo.

O MOBILE utiliza valores padrão para uma série de condições de fatores intervenientes nas emissões veiculares. Esses valores padrão são utilizados para representar condições médias dos valores dos dados de entrada. Os usuários do modelo podem substituir os valores padrão por informações mais precisas que reflitam as condições locais. O uso de valores locais pode ser comum em regiões que possuam inventários de emissões para diferentes categorias de vias, áreas geográficas e distintos períodos nos quais as condições do tráfego variam consideravelmente.

O MOBILE calcula as emissões médias da frota para diversos poluentes, como HC, CO, NO_x, MP e emissões evaporativas. O modelo pode estimar emissões para veículos de passeio, caminhões, ônibus e motocicletas, considerando diferentes tipos de combustíveis como gasolina, óleo diesel e GNV.

Em relação as suas versões anteriores, o MOBILE 6.2 considera diferentes tipos de via, como expressa, arterial, coletora e local. O MOBILE foi aplicado em alguns países fora dos EUA, adaptado de acordo com características locais, porém com algumas limitações, visto o quantitativo de informações necessárias ao modelo. Em Toronto (Canadá), Hatzopoulou, Miller e Santos (2004) associaram o MOBILE com um modelo de demanda de tráfego, o TASHA – *Travel Activity Scheduler for Household Agents*.

Os resultados (saídas) do modelo MOBILE não são produzidos de forma a permitir o uso direto (entrada) em modelos de dispersão atmosférica, necessitando recompilação em planilhas externas, porém este modelo possui funcionalidade para produção de uma saída pré-processada para uso em modelos numéricos de qualidade do ar, a partir de uma função no modelo SMOKE. Em 2010, o MOBILE foi descontinuado e substituído pelo modelo MOVES (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2014), modelo dinâmico que será descrito na sequência.

3.2.2.2 Modelo EMFAC

O modelo EMFAC – *EMission FACTor* – (CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2015) foi desenvolvido pelo *California Air Resource Board* para estimar taxas de emissões para CO, NO_x, HC, CO₂, MP, MP₁₀, MP_{2,5} e SO_x, considerando padrões de emissão do estado da Califórnia, nos EUA. O modelo EMFAC fornece fatores de emissão separadamente para partidas a frio, partidas a quente e em condições de movimentação.

A última versão do modelo, o EMFAC2014, tem estrutura e funções similares ao MOBILE e utiliza relações estatísticas com base em séries de testes de emissões realizadas em veículos novos e usados. Além das condições de teste padrão, muitos veículos foram testados em outras temperaturas, com diferentes composições de combustível, e em ciclos de condução diferentes.

Os resultados do modelo EMFAC não são produzidos de forma a permitir o uso direto em modelos de dispersão atmosférica, necessitando recompilação em planilhas externas, nem dispõe de funcionalidade para produção de uma saída pré-processada para uso em modelos numéricos de qualidade do ar.

3.2.2.3 Modelo COPERT 4

O modelo COPERT 4 – *COmputer Programme to calculate Emissions from Road Transport Model* – (GKATZOFLIAS et al., 2012) é um modelo europeu que calcula as emissões produzidas por um ou mais veículos em um ano. A última versão do modelo COPERT 4 é a versão 9.0 e data de fevereiro de 2012.

O COPERT 4 estima as de emissões dos principais poluentes atmosféricos (CO, NO_x, COV, MP, NH₃, SO₂, metais pesados) produzidos por diferentes categorias de veículos (veículos de passeio, comerciais leves, caminhões, ônibus e motocicletas), bem como as emissões de gases com efeito de estufa (CO₂, N₂O, CH₄). Ele também fornece especiação para NO/NO₂, para MP e COV, entre outros.

As emissões são produzidas a partir de duas fontes: (1) emissões por exaustão nos motores, distintas entre aquelas produzidas durante o funcionamento do motor em regime estabilizado (emissões quentes), e as emissões que ocorrem durante a partida do motor em temperatura ambiente (partida a frio); (2) emissões difusas de COV pelo sistema de alimentação de combustível e perdas por evaporação, além das emissões MP por desgaste de freios e pista. O Total das emissões é calculado como um produto dos

dados de movimentação dos veículos, fornecidos pelo usuário, pelos fatores de emissão, dependentes da velocidade média dos veículos, calculados pelo software.

A aplicação da metodologia do COPERT 4 foi desenvolvida para a compilação de inventários nacionais, em uma base anual. No entanto, ele também pode ser usado para compilação de inventários em escala local, para a elaboração de inventários de emissões urbanas com uma resolução espacial de $1 \times 1 \text{ km}^2$ e resolução temporal de 1 hora.

A metodologia COPERT 4 calcula os fatores de emissões que descrevem a quantidade de poluentes produzida por um veículo por quilômetro (km). Basicamente, o modelo considera dois tipos de fatores de emissões: fatores de emissões quentes e fatores de emissões frias. Essa diferenciação decorre de que a quantidade de poluentes produzida por um veículo depende diretamente da temperatura do motor. Fatores de emissões quentes correspondem à quantidade de emissões produzidas em condições de temperatura estabilizada do motor, enquanto que os fatores de emissões frias se referem aos poluentes gerados no período em que o motor ainda não atingiu a temperatura adequada (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2000).

Depois de calculados os fatores de emissões, é possível calcular as emissões a quente e a frio que um veículo produz em um ano. A partir da quantidade emitida em 1 (um) quilômetro, em condições quentes ou frias, multiplica-se pelo número de quilômetros rodados por ano, identificando a quilometragem rodada em condições de temperatura do motor (quente ou fria).

A identificação da quantidade de quilômetros rodados em condições de temperatura fria ou quente é complexa. Para alcançar resultados mais satisfatórios, o COPERT4 calcula e utiliza dois fatores de correção: um fator de degradação de milhagem, que considera a idade dos veículos e assume que veículos antigos emitem mais poluentes que veículos novos, e um fator real de combustível, que considera os efeitos de combustíveis melhorados utilizados em veículos antigos, em que esses veículos produzem menos poluição que veículos antigos com combustíveis comuns (GKATZOFLIAS et al., 2012).

3.2.2 Modelos de Emissão Dinâmicos

Os modelos de emissões dinâmicos, ou modelos modais, consideram, de forma geral, os ciclos de condução dos veículos ao longo de sua trajetória na rede viária, ou seja, as variações de velocidade, momentos de aceleração, desaceleração e frenagem devido a

cruzamentos e paradas semaforicas. Assim, as condições operacionais dos veículos em um determinado tempo, associadas a um valor de velocidade, são registradas simultaneamente com a quantidade de poluentes emitida. Outras variáveis também podem ser consideradas em modelos dinâmicos, como rotação do motor, posição do acelerador, uso do ar condicionado, ou ainda, a troca de marchas no câmbio. Para a calibração de modelos na abordagem dinâmica, as emissões são medidas continuamente em testes de dinamômetros de chassi ou através de equipamentos embarcados em veículos, sendo armazenadas em intervalos de tempo, geralmente de segundo em segundo (ARIOTTI, 2010).

Medidas instantâneas de características do tráfego permitem a análise e a modelagem instantânea ou modal, baseadas, respectivamente, em variáveis cinemáticas instantâneas, como velocidade e aceleração, ou em variáveis agregadas por modo, como tempo gasto enquanto o veículo está acelerando, em cruzeiro ou parado (CAPIELLO, 2002).

De forma geral, os modelos de emissões dinâmicos assumem a forma da Equação 2:

$$E_i(t) = \sum_j e_i(c_j, x_j(t)) \quad (2)$$

onde $E_i(t)$ é total de emissões [massa/tempo] do poluente i gerado para um dado período de análise em uma determinada área; j representa a identificação do veículo; c_j representa a categoria do veículo (j); $x_j(t)$ representa a variável instantânea ou modal do veículo j no tempo t ; $e_i(c_j, x_j(t))$ representa a emissão do poluente i para o veículo j no tempo t .

Alguns modelos utilizam também variáveis históricas, como valores passados de velocidade, ou tempo decorrido desde o início da viagem. Os modelos dinâmicos que mais foram encontrados em pesquisas foram o VT-Micro, o ARTEMIS, o CMEM e o MOVES.

3.2.2.1 Modelo VT-Micro

O *Virginia Tech Microscopic Energy and Emission Model* – VT-Micro (AHN, 1998) foi desenvolvido na Virginia Tech, Estados Unidos. O modelo é constituído por regressões lineares, desenvolvidas a partir de uma base de dados derivada de testes realizados em veículos no *Oak Ridge National Laboratory*. Os dados dos testes foram

agrupados em tabelas que apresentam as quantidades de poluentes, em g/s, em função da velocidade e aceleração. Para evitar a estimativa de valores negativos de taxas de emissão, o modelo calcula o logaritmo da taxa de emissão (AHN et al., 1999).

A versão atual do VT-Micro 2.0 (EL-SHAWARBY; AHN; RAKHA, 2005) expandiu os testes de dinamômetros de chassis para 60 tipos diferentes de veículos, que foram classificados, de acordo com algoritmos de regressão, em cinco categorias para veículos e duas para caminhões leves.

Essa expansão final permite que o mesmo seja utilizado para avaliar os impactos ambientais em escala micro, tais como cruzamentos, anéis rodoviários e implantação semafórica. Além disso, o modelo pode ser aplicado para estimar as emissões dos veículos a partir dos dados de velocidade instantânea dos GPS instalados nos veículos (RAKHA; AHN; TRANI, 2004).

3.2.2.2 Modelo IVE

O modelo IVE – *International Vehicle Emissions* (DAVIS et al., 2005) foi desenvolvido pelo *International Sustainable Systems Research Center* (ISSRC) e pela *University of California* (UCR) em Riverside, com apoio da USEPA. O modelo estima as emissões de poluentes como CO, HC, NO_x, CH₄ e CO₂, considerando veículos de passeio, motocicletas, caminhões e ônibus.

A versão mais atual do modelo IVE tem incorporada de aproximadamente 1.400 diferentes tecnologias automotivas. Essas tecnologias foram agrupadas de acordo com vários parâmetros, como por exemplo, tipo e tamanho do veículo, tempo de uso e sistema de alimentação de combustível. O IVE utiliza três grupos de dados para os cálculos das emissões: distribuição da frota veicular, de acordo com as tecnologias; características da região de análise e atividade veicular, que compreendem dados como temperatura média, inclinação das vias, informações da composição de combustíveis, distâncias percorridas e as distribuições dos padrões de condução e dos tempos de resfriamento do motor e; fatores de emissão dos veículos, que envolvem as taxas básicas de emissões em função do tipo de tecnologia dos veículos e fatores de ajuste para diversos efeitos em diferentes condições ambientais e de operação, como temperatura, inclinação da via, programas de inspeção/manutenção e uso de ar condicionado nos veículos.

Em dezembro de 2004, uma campanha de duas semanas de medição, envolvendo 111 veículos movidos à gasolina de diferentes idades, foram testados no Brasil, na cidade de São Paulo, para ajustes no modelo (LENTS et al., 2005). Complementarmente, entre 6 a 17 de março de 2006, uma série de 40 veículos a diesel também foram testados visando nova calibração (LENTS et al., 2007).

3.2.2.3 Modelo ARTEMIS

O modelo ARTEMIS – *Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems* – (BOLTER e MCCRAE, 2007) é um modelo europeu que dispõe de uma base de dados de fatores de emissão e fornece uma série de procedimentos para o cálculo de emissões. O cálculo de emissões requer situações específicas de entrada no modelo, descrevendo as características do tráfego, em uma situação particular ou em um ponto específico. No entanto, o modelo necessita de outros dados adicionais informados pelo usuário.

Os dados utilizados na definição dos ciclos de condução do ARTEMIS foram coletados de 60 veículos particulares na França, Inglaterra e Alemanha. Estes veículos portavam equipamentos de medição a bordo. Foram percorridos mais de 160.000 km em 10.500 viagens monitoradas. Desta forma, os ciclos de condução do ARTEMIS foram divididos em três tipos: (i) urbano, (ii) rural e (iii) para vias expressas (ANDRÉ, 2004).

O modelo foi concebido de forma a permitir que os fatores de emissão possam ser calculados para um único ano, bem como para as séries históricas entre 1980 e 2030. Isto significa que o modelo contém fatores de emissão para veículos mais antigos, para os atuais, e para as tecnologias previstas em veículos futuros (BOLTER; MCCRAE, 2007).

3.2.2.4 Modelo CMEM

O CMEM – *Comprehensive Modal Emissions Model* (BARTH; SCORA; YOUNGLOVE, 2004) é um modelo de emissão modal físico, baseado na demanda por potência, desenvolvido na Universidade da Califórnia e na Universidade de Michigan. O modelo pode estimar as emissões de CO, HC, NO_x e CO₂ e o consumo de combustíveis, segundo a segundo, em função do modo de operação dos veículos.

O modelo considera quatro modos de operação: (i) partida com tempo de inatividade variável; (ii) operação estequiométrica; (iii) enriquecimento; e (iv) empobrecimento. A operação do veículo em condições estabilizadas compreende os modos (ii) a (iv) e cabe

ao modelo determinar em qual modo o veículo estará operando em um determinado momento através da comparação da demanda de potência do veículo (velocidade e aceleração) com dois limites de demanda de potência. O modelo não determina o tempo inicial de inatividade. Este tempo é especificado pelo usuário e representa a quantidade de tempo em que o veículo não esteve operando anteriormente à sua partida. O modelo determina quando a condição de operação alterna da condição de partida a frio para a operação plenamente aquecida (BARTH et al., 1996).

O modelo foi calibrado usando uma ampla base de dados de testes em 300 veículos. A base de dados inclui medidas em dinamômetro de chassi segundo a segundo da velocidade, emissões do motor e emissões de descarga em três diferentes ciclos de condução. Os veículos utilizados para compor a base de dados do CMEM são representativos da frota de Riverside, Califórnia, no ano de 1997. O CMEM, assim como o IVE, calcula a demanda por potência do veículo para realizar a estimativa das emissões (BARTH et al., 1997).

O CMEM teve sua tecnologia aproveitada para o desenvolvimento do MOVES, e assim como o MOBILE não é o modelo oficial para desenvolvimento de inventários de emissões nos EUA (BARTH et al., 1999).

3.2.2.5 Modelo MOVES

O modelo MOVES – *Motor Vehicle Emission Simulator* é um programa de computador projetado pela USEPA para estimar as emissões veiculares para todos os veículos rodoviários, incluindo carros de passeio, ônibus, caminhões e motocicletas. É baseado na análise de milhões de resultados de testes de emissões e avanços consideráveis na compreensão da USEPA sobre as emissões dos veículos. O MOVES pode ser usado para estimar emissões por exaustão e evaporativas, bem como as emissões de freio e desgaste dos pneus de todos os tipos de veículos rodoviários, para qualquer parte do país, com exceção da Califórnia, que usa o EMFAC (KOUPAL et al., 2002; CUMBERWORTH et al., 2004).

Em 2010, a versão MOVES2010 substituiu oficialmente o MOBILE6.2. Posteriormente, a EPA fez pequenas revisões para esta versão em versões de MOVES2010a e MOVES2010b. O MOVES2014 é a primeira grande revisão da série desde o lançamento original. O MOVES2014 incorpora novos dados de ensaios de emissões, os impactos das novas normas de emissões, novos recursos e outras melhorias

funcionais, os quais contribuem para melhorar as estimativas de critérios de emissões de poluentes em comparação com MOVES2010 (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2015).

O MOVES utiliza a abordagem para cálculo da mesma forma que o IVE e o CMEM. Além disso, a calibração do MOVES considera tecnologias de medidas embarcadas em veículos, ao contrário de utilizar apenas testes em dinamômetros de chassi. Apresenta como vantagem a facilidade de incorporar dados provenientes de diversas fontes, ao contrário do MOBILE, que apresenta uma estrutura limitada para inserção de novos fatores de emissões. O modelo pode estimar emissões para diferentes tipos de vias, através da consideração de padrões de condução típicos para cada via, possuindo capacidade para analisar emissões provenientes de redes viárias extensas, em nível regional, e de projetos viários em áreas menores. Ainda, o usuário pode criar novas distribuições de modo de operação baseadas em outros ciclos de condução (ARIOTTI, 2010).

O MOVES possui ferramentas para automatizar o uso das taxas de emissão para criar entradas para SMOKE, visando o processo de pós-processamento para uso em modelagens da qualidade do ar (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2015).

Após a explanação sobre os modelos de emissões veiculares e suas diferentes vertentes, apresenta-se na próxima seção uma revisão a respeito do uso dos mesmos em pesquisas no Brasil, visto a utilização de tal ferramenta na presente pesquisa.

3.2.3 Utilização de Modelos de Emissão para Elaboração de Inventário de Emissões Veiculares no Brasil.

Uma das ferramentas mais úteis para avaliação da contribuição dos veículos automotores na poluição do ar é o inventário de emissões, que consiste no levantamento das emissões de poluentes pela frota de veículos automotores, segundo uma metodologia adequada (MONTEIRO, 1998).

Com o objetivo avaliar uma estratégia de redução de emissões de poluentes, proveniente do setor de transportes na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) no período de 1995/2010, Monteiro (1998) utilizou como balizadores os fatores médios de emissão de Murgel e outros (1987) e da *Unites States Environmental Protection Agency* (1987). Na época, a CETESB ainda não tinha em pleno funcionamento ensaios com motores a ciclo

Diesel nacionais utilizados em ônibus. A metodologia de cálculo adotada foi adaptada do inventário da CETESB de 1992 (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 1994), que considera a emissão total de um determinado poluente atmosférico por veículos automotores agrupados de acordo com o ano-modelo, num determinado período que por conveniência seja anual. Para efeito de cálculo foram considerados: a quilometragem média anual da frota de cada ano-modelo, a emissão média do poluente representada pelo fator de emissão e o número de veículos da frota circulante.

Azuaga (2000), em pesquisa análoga, usa a mesma metodologia para avaliar os danos ambientais causados por veículos leves no Brasil, calculando a emissão de poluentes atmosféricos para a frota de veículos leves de 1998 e para uma frota projetada de 2020.

Com o interesse pelas emissões veiculares em constante ascensão, pesquisas como a de Szwarcfiter (2004), estudando a implantação de um programa de inspeção e manutenção veicular, analisou o potencial de redução das emissões de poluentes locais atmosféricos de origem veicular. Para isso, utilizou modelos elaborados baseados na metodologia utilizada pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1999) que, por sua vez, é uma adaptação da metodologia empregada pela USEPA, para inventariar as emissões de poluentes veiculares das porções da frota escolhidas,

Essa metodologia adota uma abordagem *bottom-up*, estimando o total de emissões a partir de fatores de emissão médios para cada ano-modelo de veículo, nos quais são aplicados fatores de deterioração, multiplicados pela frota de cada ano-modelo em um determinado ano, multiplicados pela quilometragem percorrida pelos veículos. Assim, pode-se estimar as emissões de origem veicular E de um poluente p em um ano t através da Equação 3:

$$E_{p,t} = \sum_{c,j} \left(F_{c,i,t} \times K_{c,i,t} \times (FE_{c,i,p} \times FD_{i,p}) \right) \quad (3)$$

onde E são as emissões de origem veicular de um poluente p em um ano t ; i é a parcela da frota fabricada em cada ano (ano-modelo); c é o tipo de combustível empregado [gasolina, álcool, GNV]; F é o número de veículos ano-modelo i em circulação no ano t empregando combustível c ; K é a distância média percorrida em quilômetros pelos veículos ano-modelo i no ano t ; FE é o fator médio de emissão [massa/tempo] dos

veículos novos ano-modelo i , função das configurações dos veículos e tipo de combustível c para o poluente p ; FD é o fator de deterioração [adimensional] das emissões de um veículo ano-modelo i no ano t para o poluente p .

De maneira semelhante, Ueda e Tomaz (2011) utilizaram a mesma abordagem *bottom-up*, baseada nos fatores médios de emissão para veículos novos da CETESB, usados na elaboração dos seus relatórios anuais de qualidade do ar, para a elaboração do Inventário de Emissão de Fontes Veiculares da Região Metropolitana de Campinas, São Paulo. Além disso, também foram levados em consideração a distribuição da idade da frota, o fator de deterioração e a variação da quilometragem média percorrida em função da idade do veículo, bem como a diferenciação por tipo de combustível utilizado (etanol, gasolina, “flex” e diesel).

Teixeira, Feltes e Santana (2008), estudando as emissões de fontes móveis na Região Metropolitana de Porto Alegre/RS, utilizaram a metodologia baseada nos métodos para elaboração de inventários de emissões veiculares utilizada pela CETESB. Na primeira etapa, foram realizados o levantamento e organização dos dados da frota veicular do consumo de combustíveis, da qualidade dos combustíveis e da autonomia dos veículos e fatores de emissão obtidos junto à CETESB.

Castro (2008), para avaliar a influência de fatores intervenientes nas emissões veiculares em corredores de ônibus de alta capacidade em São Paulo/SP, utilizou o modelo IVE. O autor analisou diferentes cenários e tecnologias de ônibus para identificar impactos nas emissões de poluentes.

Ariotti (2010), com o objetivo de propor um método para aprimorar a estimativa de emissões veiculares em áreas urbanas através da utilização de modelagem híbrida de tráfego associada a modelos de previsão de emissões, utilizou associação de dois modelos de tráfego. A esses modelos de tráfego foram associados modelos de estimativa de emissões. Os resultados do modelo SATURN foram associados ao modelo de emissões estático MOBILE, enquanto os dados provenientes do modelo VISSIM foram utilizados como insumos para o modelo de emissões dinâmico IVE. A escolha dos modelos MOBILE e IVE levou em consideração a existência de uma base de fatores básicos de emissões, em ambos os modelos, com características similares.

3.2.4 Descrição do modelo SMOKE – *Sparse Matrix Operator Kernel Emissions* e sua utilização para preparação de inventários de emissões atmosféricas

Modelos para simulação da qualidade do ar usam técnicas matemáticas e numéricas para simular os processos físicos e químicos que afetam as reações e dispersão dos poluentes na atmosfera. Com base em informações de dados meteorológicos e das fontes emissoras, como as taxas de emissão e características físicas, estes modelos são projetados para caracterizar poluentes primários que são emitidos diretamente para a atmosfera e, em alguns casos, poluentes secundários que são formados como resultado de reações químicas complexas dentro da atmosfera. Desde a década de 70 estes modelos são importantes ferramentas para a gestão da qualidade do ar, porque eles são amplamente utilizados por órgãos ambientais encarregados de controlar a poluição do ar, tanto para identificar as contribuições para os problemas de qualidade do ar, quanto na elaboração de estratégias eficazes para redução da emissão de poluentes atmosféricos (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1978).

O sistema SMOKE foi desenvolvido em ação conjunta entre a Universidade da Carolina do Norte (UNC – Chapel Hill), através do Centro de Modelagem Ambiental (EMC) e a agência ambiental Americana (USEPA), para permitir o processamento de dados de emissões e sua integração nos modelos de alto desempenho. O modelo SMOKE fornece uma adição significativa aos recursos atualmente disponíveis para tomada de decisão sobre o controle das emissões tanto no contexto urbano quanto no regional. Este sistema dispõe de mecanismos para preparação de dados de entrada específicos para pesquisa com modelagem da qualidade do ar e faz com que a previsão da qualidade do ar se torne possível (BAEK; SEPPANEN; HOUYOUX, 2013).

O propósito do SMOKE é converter os dados de um inventário de emissões em uma resolução requerida pelo modelo de qualidade do ar e distribuí-las em pontos de grade na horizontal e vertical. O SMOKE divide o inventário de emissões em função do tipo de fonte. Assim, têm-se os seguintes formatos:

- Fontes pontuais;
- Fontes de área;
- Fontes móveis de rodovias ou similares (On-road);
- Fontes móveis fora de rodovias (Nonroad);
- Fontes de queimadas;
- Fontes biogênicas.

No processamento, o SMOKE enquadra as fontes acima em quatro categorias: pontuais, áreas, móveis e biogênicas. Essas quatro categorias serão integradas por meio de transformação de um inventário de emissões através da especiação química, alocação temporal e alocação espacial para atender as exigências dos modelos de qualidade do ar (SOUZA, 2010).

Dentro da perspectiva do inventário de emissões, Lariato (2015) ressalta que a especiação química é o mapeamento dos poluentes provenientes do inventário de emissões, em sua forma simples (Ex: compostos orgânicos voláteis - COV), desdobrado para as espécies necessárias no modelo de qualidade do ar de interesse. Através desses mecanismos é possível elaborar a especiação dos hidrocarbonetos, componentes determinantes na formação do ozônio troposférico.

Em se tratando da escala temporal, inventários de emissões são normalmente disponibilizados em emissões totais anuais para cada fonte emissora por poluente, emissões totais diárias ou por hora. Os modelos numéricos, entretanto, quase sempre requerem emissões horárias, em cada célula da grade (e em cada camada do modelo) e para cada espécie química. No caso do SMOKE a alocação temporal segue a abordagem clássica de perfis temporais, onde perfis mensais, semanais de trabalho, de fins de semana e diários que são definidos em um arquivo específico, sendo os mesmos aplicados nas fontes emissoras de poluentes mais relevantes seguindo a informação do arquivo de referência cruzada que liga o código cada poluente com o correspondente perfil temporal (SOUZA, 2010).

Por fim, para a alocação espacial, se faz necessário indicar em “qual posição” a emissão está se originando. Para grandes plantas industriais, as emissões decorrentes de chaminés são geralmente tratadas como fontes pontuais e alocadas diretamente na célula da grade onde a planta está localizada com base nas suas coordenadas geográficas (latitude e longitude). As emissões de pequenas indústrias, de vias de tráfego, emissões comerciais e residenciais podem ser tratadas como fontes do tipo área, onde a partir da indicação do percentual ocupado por determinada fonte, em determinada célula do grid, se produz a matriz que contém os fatores da proporção de alocação espacial de cada uma das fontes, dentro de cada uma das células do domínio (LORIATO, 2015).

De acordo com Souza (2010) o modelo SMOKE é por concepção um pré-processador de emissões para a atmosfera e não um sistema de preparação de inventário de

emissões. Entretanto, considerando as emissões biogênicas e emissões de fontes móveis, o sistema oferece a preparação do inventário de emissões. Isto é feito através de funções empíricas no código, quando da leitura do arquivo de uso do solo do modelo meteorológico para emissões biogênicas. As emissões de fontes móveis são computadas a partir de banco de dados da atividade das fontes móveis (dados médios de trânsito, frota, número de viagens/dia e etc.), utilizando os fatores de emissão do modelo MOVES2014.

Após esse processamento de emissões, agrega as informações meteorológicas a cada classe e cria os cenários de emissão, muito úteis para definição de estratégias de controle de poluição em grandes conglomerados urbanos e projeções futuras. Após o pré-processamento de categorias de fontes e assimilação das informações meteorológicas, as informações são agregadas em um único "script" que as dispõe em um único arquivo de saída. Este arquivo de saída do SMOKE representa a fonte principal de dados de entrada para o modelo CMAQ produzir a previsão da qualidade do ar.

A descrição completa do SMOKE pode ser encontrada na web através do sítio institucional <https://www.cmascenter.org/smoke/index.cfm>.

Em relação a sua utilização, o SMOKE é capaz de converter um inventário de emissões através da alocação temporal, alocação espacial e especiação química, em uma malha para geração dos dados de entrada necessários a modelos de qualidade do ar como *Community Multiscale Air Quality* - CMAQ, *Multiscale Air Quality Simulation Platform*- MAQSIP, *Regional Modeling System for Aerosols and Deposition* - REMSAD, *Urban Airshed Model* - UAM e o *Comprehensive Air Quality Model with Extensions* - CAMx (BORGE; LUMBRERAS; RODRÍQUEZ, 2008).

Dentre os principais trabalhos internacionais pesquisados, Kim e outros (2008) utilizaram o processador de emissões atmosféricas SMOKE para preparação do inventário nacional de emissões na Coreia. Koo e Kim (2007) aplicaram o sistema MM5 – SMOKE – CMAQ para avaliar o transporte de aerossóis produzidos na China sobre a Coreia, onde ficou ilustrada forte influência do material particulado Chinês na qualidade do ar monitorada na região de estudo, uma vez que o aerossol proveniente da área metropolitana de Pequim tem grande influência nas concentrações observadas na rede de monitoramento instalada na Coreia.

Lin e outros (2005) ilustraram as dificuldades da utilização do modelo CMAQ fora do domínio da América do Norte, onde a não utilização do modelo SMOKE está atrelada exclusivamente a inexistência de um inventário no formato dos inventários nacionais de emissões - NEI (*National Emission Inventory*). Para disposição das informações de emissões atmosféricas em pontos de grade os autores utilizaram um modelo próprio, abastecido com dados dos experimentos TRACE-P e ACE-Asia.

No Brasil, Meira, Ducati e Teixeira (2009) efetivaram um inventário de emissões atmosféricas veiculares devidas à frota automotiva da Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA). A abordagem dita VMT (*Vehicular Miles Travelled*) foi a adotada neste estudo, onde o inventário de atividade veicular e os dados meteorológicos são fornecidos ao SMOKE e, assim, o modelo estima as emissões. Este inventário foi construído por meio de estatísticas simples, levando em consideração o tamanho da frota veicular e a extensão da malha viária da RMPA, uma distribuição espacial baseado em mapas do IBGE, e uma distribuição temporal a partir de um perfil com distribuição aproximadamente gaussiana para cada espécie resultante, para cada dia simulado: taxas de emissão variando de hora em hora com picos às 14 horas de cada um dos dois dias, para os poluentes CO, NO, NO₂, COV, PSO₄ (sulfato agregado a material particulado), MP₁₀ e MP_{2,5}.

Albuquerque (2010) apresentou um estudo no qual a formação e a variabilidade espaço temporal dos aerossóis inorgânicos finos sobre a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e usou um inventário construído a partir de cálculo de fatores de emissão veicular em túneis e distribuição espacial das fontes veiculares a partir de dados de pontos de luzes extraídos por satélite. Essas informações foram inseridas no modelo SMOKE, o qual converteu esses dados de emissão contida nos inventários para a formatação requerida pelos modelos de qualidade do ar. A pesquisadora salienta em sua conclusão a falta de informação precisa relacionada com o inventário de emissões na RMSP, principalmente com relação à estimativa da variação espacial e temporal das emissões veiculares, a qual é a grande fonte de incerteza na modelagem da formação e do transporte do aerossol atmosférico de São Paulo.

Souza, (2010) implementou uma rotina para o modelo SMOKE a nível de Brasil, com vistas à modelagem da formação dos oxidantes fotoquímicos e foco nas principais áreas com emissões significativas no País, considerando os centros urbanos e também a região da Amazônia brasileira. Como não havia um inventário das emissões por tipo de

atividade ou mesmo um inventário nacional que contemplasse todas as fontes, usou o mapa de sistemas de informações geográficas (GIS) para as localizações das fontes principais, que serviu para identificar e alinhar com os dados de inventários globais, as fontes de emissão no país. Segundo o autor, em linhas gerais as análises desenvolvidas indicaram o quão deficiente é o processo de inventário de emissões atmosféricas no Brasil.

Loriato (2015) O objetivo principal deste trabalho foi o estudo do transporte atmosférico de MP_{10} e SO_2 em regiões costeiras urbanas usando modelos WRF/CMAQ. Duas regiões foram contempladas neste estudo. Uma é a Região da Grande Vitória (RGV), no estado do Espírito Santo, Brasil; a outra é a Região da Grande Dunkerque (RGD), no Departamento Nord Pas-de-Calais, França. O pesquisador expande, para as principais regiões metropolitanas do Brasil, as constatações feitas por Albuquerque (2010) a respeito da qualidade ruim e inexistência de banco de dados no formato SMOKE para os inventários de emissões.

Santiago (2015) adaptou o inventário de emissões compilado por Loriato (2015), para analisar a formação e o transporte de material particulado na RMGV, assim como Pedruzzi (2016) também o fez para avaliar o desempenho do modelo fotoquímico CMAQ utilizando diferentes condições de contorno sobre a RMGV, utilizando condições de contorno distintas para a simulação das concentrações dos poluentes MP_{10} e O_3 , as quais foram comparadas com dados medidos nas estações da RAMQAr.

4. METODOLOGIA

Este trabalho foi realizado em três etapas principais: (i) caracterização das emissões veiculares pela metodologia atualizada pelo MMA, (ii) compilação, estruturação e atualização do inventário no SMOKE (iii) execução do modelo smoke.

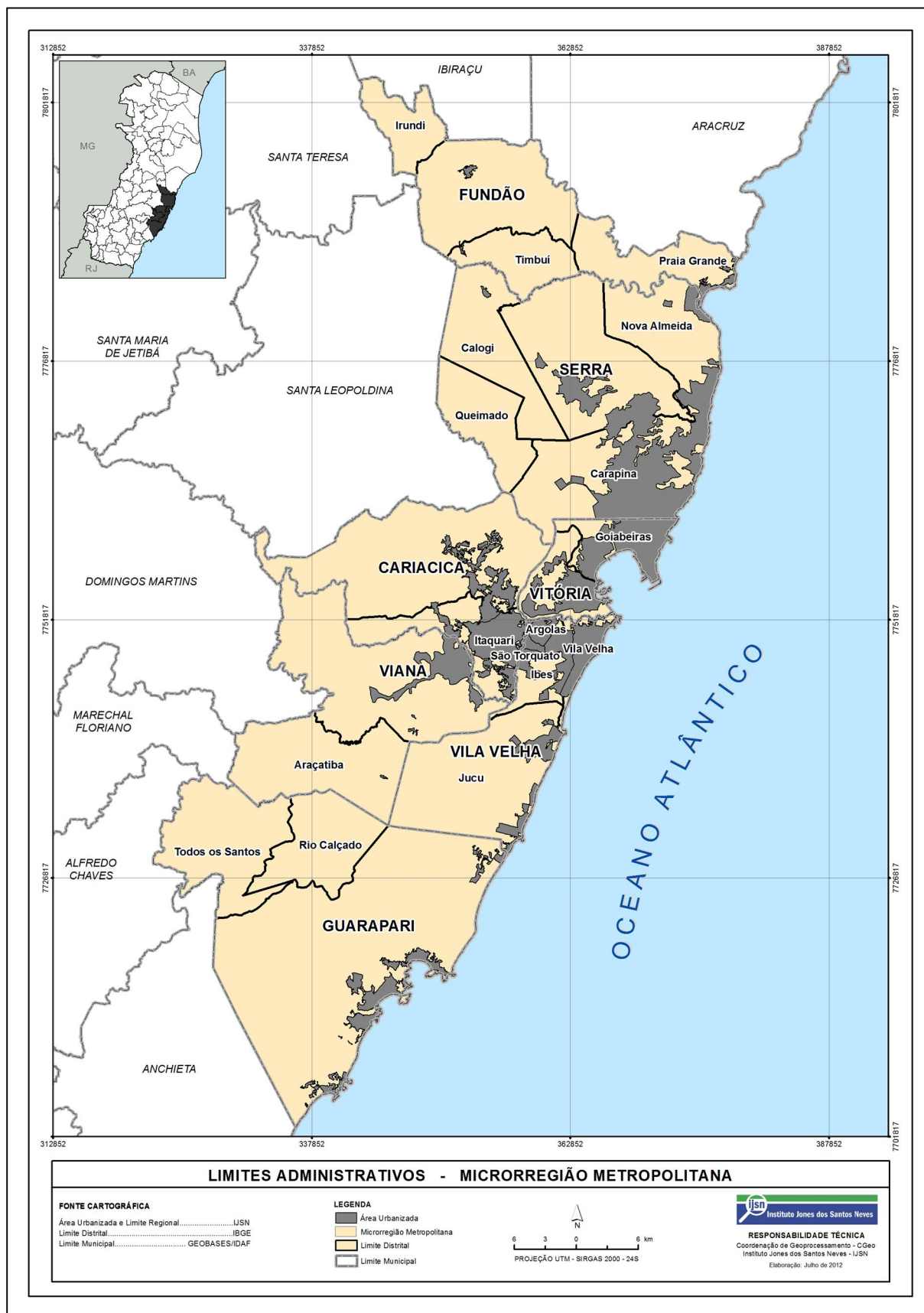
O Estado do Espírito Santo possui uma área de 46.184,10 Km², ocupando a Região da Metropolitana da Grande Vitória (RMGV), 4,8% deste total (2.318,917 Km²), sendo um dos principais polos de desenvolvimento urbano e industrial do Estado e comportando uma população de 1.857.616 habitantes, o que corresponde a cerca de 47,8% da população do Estado (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010).

A RMGV abrange os municípios de Cariacica, Fundão, Guarapari, Serra, Viana, Vila Velha e Vitória e possui cerca de 65,0% das atividades industriais potencialmente poluidoras instaladas no Espírito Santo, tais como: Siderurgia, Pelotização, Pedreira, Cimenteira, Indústria alimentícia, Usina de Asfalto dentre outros (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, 2014).

Há mais de dez anos, o Governo do Estado do Espírito Santo, através da Secretaria de Estado para Assuntos de Meio Ambiente exigiu através de licenças ambientais, de duas grandes empresas, a implantação da atual Rede Automática de Monitoramento da Qualidade do Ar da Região da Grande Vitória (RAMQAr), capaz de informar continuamente os níveis de poluição atmosférica da Região. Esta rede é de propriedade do IEMA e tem como objetivo principal medir a exposição da população da RMGV aos poluentes: Material Particulado (PTS), Material Particulado com diâmetro menor ou igual a 10 (dez) micrômetros (MP10), Dióxido de Enxofre (SO₂), Óxidos de Nitrogênio (NO_x), Hidrocarboneto (HC) e Ozônio (O₃).

A Figura 1 apresenta a região de estudo que será abordada no presente trabalho.

Figura 1 – Área de Estudo



Fonte: Instituto Jones dos Santos Neves (2014).

Atualmente, para a região de estudo desta pesquisa, encontra-se disponível o Inventário de Emissões Atmosféricas da Região Metropolitana da Grande Vitória, elaborado através de um acordo de cooperação técnica entre a SEAMA, com intermédio do Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA) e a empresa de consultoria EcoSoft Consultorias e Softwares Ambientais (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2011).

Neste inventário do IEMA, as emissões industriais são oriundas de um levantamento das indústrias da RMGV classificadas como fontes pontuais e fontes difusas, totalizando 88 indústrias inventariadas, variando de pequeno porte (pequenas caldeiras ou fornos) a grande porte com centenas de fontes emissoras. Existem ainda emissões de atividades específicas como residências e comércios, aterros sanitários, estocagem, transporte e comercialização de combustíveis, portos e aeroportos e emissões biogênicas. Cada atividade teve sua estimativa de emissão feita em acordo com características pertinentes de cada processo.

Na Tabela 1 são apresentadas as taxas de emissões divulgadas no inventário realizado pelo IEMA.

Tabela 1 – Emissões Médias de Poluentes na RMGV

Atividade	Taxa de Emissão Média [kg/h]						
	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Alimentícia	4,8	3,7	3,1	3,1	19,0	9,0	0,7
Produtos Minerais	78,5	43,5	15,5	9,4	22,8	40,7	2,7
Química	9,9	9,3	3,7	20,2	6,8	66,1	269,6
Mínero-Siderúrgica	954,4	538,2	271,5	2.536,0	2.369,8	15.841,3	256,1
Total Industriais	1.047,6	594,7	293,8	2.568,7	2.418,4	15.957,0	529,0
Escapamentos	107,0	107,0	107,0	46,2	1.663,0	15.965,8	1.960,7
Desgaste de Pneus	41,9	41,9	41,9	-	-	-	-
Ressuspensão	2.742,7	1.904,2	944,2	-	-	-	-
Total Veiculares	2.891,6	2.053,1	1.093,1	46,2	1.663,0	15.965,8	1.960,7
Logística	98,6	97,3	96,8	740,3	853,9	146,5	75,8
Estoque e Distribuição de Combustíveis	-	-	-	-	-	-	293,2
Emissões Residenciais e Comerciais	2,0	1,1	2,0	2,0	32,0	20,9	752,5
Aterros Sanitários	0,5	0,5	-	-	0,7	46,1	43,2
Outras Emissões	3,0	2,6	1,2	1,2	9,0	11,2	0,5
Total Outros	104,0	101,5	100,0	743,5	895,6	224,7	1.165,4
Total Global	4.043,1	2.749,3	1.486,9	3.358,4	4.977,0	32.147,5	3.655,1

Fonte: Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2011).

O objetivo de todo inventário de emissões provenientes de veículos automotores é fornecer uma estimativa quantitativa e qualitativa das emissões de origem veicular em uma determinada região, permitindo conhecer a contribuição relativa dos veículos na poluição total, assim como de cada parcela da frota na mesma (VICENTINI, 2011).

Como forma de contribuir para a implantação e acompanhamento dos resultados do PROCONVE – Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores, instituído pela Resolução CONAMA nº 18 de 1986, e do principal marco da gestão da qualidade do ar no país - o PRONAR - Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar, instituído pela Resolução CONAMA nº 5 de 1989, que pressupõe a implantação, entre outros, do Programa Nacional de Inventários de Fontes Poluidoras do Ar, foi lançado em 2011 o 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, que estimou as emissões nacionais de poluentes atmosféricos e de gases de efeito estufa nesse segmento do transporte de cargas e passageiros (BRASIL, 2014).

Ressalta-se que a presente metodologia é capitaneada pelo MMA e referendada por instituições como Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), Associação Brasileira de Entidades de Meio Ambiente (ABEMA), representada pelos órgãos de meio ambiente dos Estados do Rio de Janeiro (INEA), Rio Grande do Sul (FEPAM) e Minas Gerais (FEAM), Confederação Nacional do Transporte (CNT) e ABRACICLO.

No segundo documento lançado - Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013 (ano-base 2012) – foi dada continuidade à estratégia de atualizar periodicamente esse instrumento, trazendo dados oficiais sobre as emissões de 1980 a 2012, dos poluentes regulamentados pelo PROCONVE - monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos não metano (NMHC), aldeídos (RCHO), material particulado (MP) - além dos gases de efeito estufa - dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O). Adicionalmente, foram inventariadas as emissões de material particulado por desgaste de pneus, freios e pista.

Conforme os autores, esta segunda versão do documento busca atualizar e trazer melhorias nos dados utilizados nos cálculos de emissões, ampliando o escopo da ferramenta e incorporando dados oriundos de pesquisas recentes, **se definindo como metodologia de referência no Brasil** para a elaboração de inventários de emissões atmosféricas por fontes móveis adequados à escala local e à escala regional (BRASIL,

2014, grifo nosso). A elaboração dessa ferramenta é o ponto de partida para o sucesso da implantação ou reorientação de quaisquer programas voltados ao melhoramento da qualidade do ar, uma vez que objetiva:

- Identificar e hierarquizar as diferentes fontes contribuintes e as emissões totais;
- Identificar os principais poluentes emitidos em uma área de interesse;
- Avaliar os efeitos das medidas de controle sobre as taxas de emissão;
- Estimar, com auxílio de modelagem, os efeitos das emissões atmosféricas na qualidade do ar;
- Identificar medidas potenciais de redução; e
- Restituir séries históricas e determinar tendências de emissões futuras.

De acordo com a metodologia proposta, as emissões de um veículo automotor podem ocorrer pelo escapamento (emissões diretas), podem ser de natureza evaporativa do combustível, ocorrendo durante o uso e o repouso do veículo, ou podem ser provenientes do desgaste dos freios e das vias, sendo influenciadas por vários fatores, dentre os quais se podem destacar: tecnologia do motor, porte, idade e tipo de uso do veículo, projeto e materiais do sistema de alimentação de combustível, tipo e qualidade do combustível (pressão de vapor), condições de manutenção e condução, além de fatores meteorológicos (pressão e temperatura ambientes).

A metodologia consiste em calcular as emissões para cada categoria de veículos e poluentes em determinado ano calendário, se enquadrando dentro da abordagem dos modelos estáticos, conforme descrito por Vicentini (2011). A emissão total do poluente em determinado ano é obtida com o somatório das emissões desse poluente de cada categoria de veículos, de acordo, genericamente, com a Equação 4,

$$E = Fr \times Iu \times Fe \quad (4)$$

Onde E é a taxa anual de emissão do poluente considerado [g/ano]; Fr é a frota circulante de veículos do ano-modelo considerado [número de veículos]; Iu é a intensidade de uso do veículo do ano-modelo considerado, expressa em termos de quilometragem anual percorrida [km/ano]; Fe é o fator de emissão do poluente considerado, expresso em termos da massa de poluentes emitida por km percorrido [$\text{g}_{\text{poluente}}/\text{km}$], sendo específico para o ano-modelo de veículo considerado e depende do tipo de combustível utilizado.

Os valores de intensidade de uso foram utilizados para o cálculo das emissões municipais, denominadas aqui de vias secundárias, uma vez que para as vias principais foi possível obter os dados de fluxo de veículos por meio da contagem temporal e pela disponibilidade das funções de tráfego horárias. Os valores de intensidade de uso estão disponíveis no Anexo F do referencial metodológico (BRASIL, 2014), apresentando valores classificados por categoria de veículo e ano de uso. A aplicação desta equação demanda a sistematização das seguintes informações:

- A estimativa da distância percorrida pelos veículos dentro de cada categoria por ano;
- A estimativa do fator de emissão a partir dos sistemas de controle de emissões para veículos novos e da perda de desempenho desses sistemas ao longo dos anos.

Nesta pesquisa, as principais vias de tráfego da RMGV foram inventariadas a partir de dados de medição de tráfego originados localmente (vias principais), parte cedidos pelo IEMA e parte divulgados no último inventário de emissões, conforme Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2011), além das informações do Departamento Estadual de Trânsito do Espírito Santo - DETRAN|ES (2015) sobre a frota circulante em 2010 na RMGV. O restante das vias que compõe cada município (vias secundárias) foi inventariado seguindo as especificações nacionais da metodologia aplicada a todo município, reduzidas das emissões calculadas para as vias principais.

Para a aplicação da metodologia de interesse se fez necessário então caracterizar a frota circulante da RMGV, a qual foi relacionada ao fluxo de veículos das vias de interesse, para que fossem aplicados os fatores de emissão para as vias de tráfego de maneira correta. Para isso, fez-se necessário classificar os veículos que circulam de acordo com a idade da frota, tipo de veículo e combustível utilizado, visto que os fatores de emissão são variáveis em função dessas características.

As informações solicitadas junto ao DETRAN|ES, contendo principalmente a quantificação e classificação da frota, de acordo com a idade da frota e combustível utilizado, foram repassadas permitindo a possibilidade do desenvolvimento do inventário de fontes móveis (vias de tráfego) pretendido. Detalhes específicos podem ser conferidos em http://www.detrان.es.gov.br/download/frota_2010.pdf.

A distância percorrida pelos veículos, dentro de categoria, são os mesmos constantes do atual inventário de emissões atmosféricas publicado pelo IEMA em 2011, dados os quais foram cedidos por este órgão para as pesquisas no NQualiAr, os quais estão dispostos no APÊNDICE A – Memorial de Cálculo das Fontes Emissoras da RGV do relatório disponibilizado por Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2011). Os valores tabulados estão dispostos na Tabela 13, na seção 4.4 deste capítulo.

Basicamente as emissões foram divididas em Emissões de Escapamento (vários poluentes), Emissões Evaporativas (NMHCevap), Emissões por desgaste de freios, pneus e pista (MP) e Emissões por Ressuspensão (MP).

Essas últimas, apesar de não fazerem parte da metodologia do MMA, foram adicionadas devido à sua presença no inventário anterior, à presença em outros inventários no Brasil (VICENTINI, 2011) e a grande quantidade de trabalhos publicados com sua inclusão, conformes itens 3.1.4 e 5.3 da presente pesquisa.

As sessões que se seguem detalharão cada fase da aplicação da metodologia para realização dos cálculos envolvidos nas estimativas para o inventário.

4.1. POLUENTES INVENTARIADOS

A aplicação dos fatores para a quantificação das emissões depende dos poluentes a serem inventariados e da classificação dos veículos que circulam na região de interesse.

A Tabela 2 apresenta os poluentes inventariados na presente pesquisa, a partir da metodologia proposta pelo MMA e pelas complementações necessárias em função dos poluentes quantificados no inventário previamente existente.

Tabela 2 – Poluentes Quantificados

Poluentes	Automóveis e comerciais leves ^a		Motocicletas ^a		Diesel	GNV ^a
	Gasolina C	Etanol hidratado	Gasolina C	Etanol hidratado		
Emissões de escapamento	Monóxido de Carbono (CO)	X	X	X	X	X
	Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	X	X	X	X	X
	Material Particulado (MP _{COMB})	X	X		X	
	Hidrocarbonetos Não-Metano (NMHC _{ESCAP})	X	X	X	X	X
	Metano (CH ₄)	X	X	X	X	X
	Dióxido de Enxofre (SO ₂) ^b	X	X		X	
Emissões evaporativas (NMHC _{EVAP})		X	X			
Emissões por desgaste de freios e pneus (MP _{DESGASTE})		X	X	X	X	X
Emissões por desgaste de pista (MP _{PISTA})		X	X	X	X	X
Emissões por ressuspensão (MP _{RESSUSP}) ^c		X	X	X	X	X

Fonte: Brasil (2014).

Nota: Dados adaptados pelo autor

a – Ciclo Otto;

b – Emissões de dióxido de enxofre não foram propostas pela metodologia do Ministério do Meio Ambiente, sendo utilizada a metodologia indicada no *Air Pollution Emission Inventory Guidebook* da Agência Ambiental Europeia (*European Environment Agency*) de 2013;

c – Emissões por ressuspensão foram inventariadas conforme Capítulo 13.2.1 (*Paved Roads*) da *Compilation of Air Pollutant Emission Factors* (AP-42) da EPA (*Environmental Protection Agency*) dos Estados Unidos.

4.2. FATORES DE EMISSÃO

Segundo a Resolução nº 436 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, Fator de Emissão é o valor representativo que relaciona a massa de um poluente específico lançado para a atmosfera com uma quantidade específica de material ou energia processado, consumido ou produzido (massa por unidade de produção). Para o caso de emissões em vias de tráfego, os fatores de emissão variam por categoria e subcategoria, por ano de fabricação do veículo e por combustível utilizado. Assim, quanto mais segmentada for a frota estudada, em relação às suas características (tipo de combustível, categoria, idade, etc.), mais confiáveis os fatores de emissão adotados serão, e maior

será a possibilidade de identificar os pontos mais relevantes nas emissões totais (VICENTINI, 2011).

A metodologia aplicada, no que trata dos veículos com fabricação entre 1980 e 2012, emprega os fatores de emissão do Relatório publicado em 2013 pela CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2013), para os poluentes CO, NO_x, RCHO, NMHC, CH₄. Para veículos anteriores a 1980, são adotados fatores de emissão iguais aos dos veículos fabricados entre 1980 e 1983, também na base da CETESB.

Para as emissões de MP_{COMB} são praticados os fatores propostos no Guia Europeu para Inventário de Emissões – *Emission Inventory Guidebook* - EMEP/EEA (2009), para veículos utilizando gasolina C, observando-se a correspondência tecnológica entre veículos europeus e brasileiros: Fase L2 e anteriores: 0,0024 g/km e Fase L3 e posteriores: 0,0011 g/km. Todo MP_{COMB} é considerado como MP_{2,5} uma vez que qualquer fração acima disso pode ser considerada desprezível (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2014). A Tabela 3 apresenta os valores desses fatores de emissão.

Tabela 3 – Fatores de emissão de escapamento 0 km de CO, NO_x, RCHO, NMHC, CH₄ e MP para automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina C e etanol hidratado, em g/km

(continua)							
Ano	Combustível	CO	NO _x	MP	RCHO	NMHC	CH ₄
Até 1983	Gasolina C	33,0000	1,4000	0,0024	0,0500	2,5500	0,4500
	Etanol hidratado	18,0000	1,0000	-	0,1600	1,3600	0,2400
1984	Gasolina C	28,0000	1,6000	0,0024	0,0500	2,0400	0,3600
	Etanol hidratado	16,9000	1,2000	-	0,1800	1,3600	0,2400
1985	Gasolina C	28,0000	1,6000	0,0024	0,0500	2,0400	0,3600
	Etanol hidratado	16,9000	1,2000	-	0,1800	1,3600	0,2400
1986	Gasolina C	22,0000	1,9000	0,0024	0,0400	1,7000	0,3000
	Etanol hidratado	16,0000	1,8000	-	0,1100	1,3600	0,2400
1987	Gasolina C	22,0000	1,9000	0,0024	0,0400	1,7000	0,3000
	Etanol hidratado	16,0000	1,8000	-	0,1100	1,3600	0,2400
1988	Gasolina C	18,5000	1,8000	0,0024	0,0400	1,4500	0,2600
	Etanol hidratado	13,3000	1,4000	-	0,1100	1,4500	0,2600
1989	Gasolina C	15,2000	1,6000	0,0024	0,0400	1,3600	0,2400
	Etanol hidratado	12,8000	1,1000	-	0,1100	1,3600	0,2400
1990	Gasolina C	13,3000	1,4000	0,0024	0,0400	1,1900	0,2100
	Etanol hidratado	10,8000	1,2000	-	0,1100	1,1100	0,2000
1991	Gasolina C	11,5000	1,3000	0,0024	0,0400	1,1100	0,2000
	Etanol hidratado	8,4000	1,0000	-	0,1100	0,9400	0,1700

Tabela 3 – Fatores de emissão de escapamento 0 km de CO, NO_x, RCHO, NMHC, CH₄ e MP para automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina C e etanol hidratado, em g/km

(continua)							
1992	Gasolina C	6,2000	0,6000	0,0024	0,0130	0,5100	0,0900
	Etanol hidratado	3,6000	0,5000	-	0,0350	0,5100	0,0900
1993	Gasolina C	6,3000	0,8000	0,0024	0,0220	0,5100	0,0900
	Etanol hidratado	4,2000	0,6000	-	0,0400	0,6000	0,1100
1994	Gasolina C	6,0000	0,7000	0,0024	0,0360	0,4500	0,1500
	Etanol hidratado	4,6000	0,7000	-	0,0420	0,5100	0,1900
1995	Gasolina C	4,7000	0,6000	0,0024	0,2500	0,4500	0,1500
	Etanol hidratado	4,6000	0,7000	-	0,0420	0,3100	0,1900
1996	Gasolina C	3,8000	0,5000	0,0024	0,0190	0,3300	0,1000
	Etanol hidratado	3,9000	0,7000	-	0,0400	0,4400	0,1600
1997	Gasolina C	1,2000	0,3000	0,0011	0,0070	0,1500	0,0500
	Etanol hidratado	0,9000	0,3000	-	0,0120	0,2200	0,0800
1998	Gasolina C	0,7900	0,2300	0,0011	0,0040	0,1100	0,0300
	Etanol hidratado	0,6700	0,2400	-	0,0140	0,1400	0,0500
1999	Gasolina C	0,7400	0,2300	0,0011	0,0040	0,1100	0,0300
	Etanol hidratado	0,6000	0,2200	-	0,0130	0,1200	0,0500
2000	Gasolina C	0,7300	0,2100	0,0011	0,0040	0,1000	0,0300
	Etanol hidratado	0,6300	0,2100	-	0,0140	0,1300	0,0500
2001	Gasolina C	0,4800	0,1400	0,0011	0,0040	0,0800	0,0300
	Etanol hidratado	0,6600	0,0800	-	0,0170	0,1100	0,0400
2002	Gasolina C	0,4300	0,1200	0,0011	0,0040	0,0800	0,0300
	Etanol hidratado	0,7400	0,0800	-	0,0170	0,1200	0,0400
2003	Gasolina C	0,4000	0,1200	0,0011	0,0040	0,0800	0,0300
	Etanol hidratado	0,7700	0,0900	-	0,0190	0,1200	0,0400
	Flex - Gasolina C	0,5000	0,0400	0,0011	0,0040	0,0400	0,0100
	Flex - Etanol hidratado	0,5100	0,1400	-	0,0200	0,1100	0,0400
2004	Gasolina C	0,3500	0,0900	0,0011	0,0040	0,0800	0,0300
	Etanol hidratado	0,8200	0,0800	-	0,0160	0,1200	0,0500
	Flex - Gasolina C	0,3900	0,0500	0,0011	0,0030	0,0600	0,0200
	Flex - Etanol hidratado	0,4600	0,1400	-	0,0140	0,1000	0,0400
2005	Gasolina C	0,3400	0,0900	0,0011	0,0040	0,0800	0,0200
	Etanol hidratado	0,8200	0,0800	-	0,0160	0,1200	0,0050
	Flex - Gasolina C	0,4500	0,0500	0,0011	0,0030	0,0800	0,0300
	Flex - Etanol hidratado	0,3900	0,1000	-	0,0140	0,1000	0,0400
2006	Gasolina C	0,3300	0,0800	0,0011	0,0020	0,0600	0,0200
	Etanol hidratado	0,6700	0,0500	-	0,0140	0,0900	0,0300
	Flex - Gasolina C	0,4800	0,0500	0,0011	0,0030	0,0800	0,0200
	Flex - Etanol hidratado	0,4700	0,0700	-	0,0140	0,0800	0,0300
2007	Gasolina C	0,3300	0,0800	0,0011	0,0020	0,0600	0,0200
	Flex - Gasolina C	0,4800	0,0500	0,0011	0,0030	0,0800	0,0200
	Flex - Etanol hidratado	0,4700	0,0700	-	0,0140	0,0800	0,0300

Tabela 3 – Fatores de emissão de escapamento 0 km de CO, NO_x, RCHO, NMHC, CH₄ e MP para automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina C e etanol hidratado, em g/km

						(conclusão)	
2008	Gasolina C	0,3700	0,0400	0,0011	0,0014	0,0300	0,0100
	Flex - Gasolina C	0,5100	0,0400	0,0011	0,0020	0,0500	0,0200
	Flex - Etanol hidratado	0,7100	0,0500	-	0,0152	0,0400	0,0100
2009	Gasolina C	0,2400	0,0200	0,0011	0,0018	0,0230	0,0070
	Flex - Gasolina C	0,3200	0,0300	0,0011	0,0019	0,0340	0,0060
	Flex - Etanol hidratado	0,5300	0,0300	-	0,0113	0,0440	0,0260
2010	Gasolina C	0,2200	0,0300	0,0011	0,0015	0,0230	0,0070
	Flex - Gasolina C	0,2800	0,0300	0,0011	0,0015	0,0310	0,0090
	Flex - Etanol hidratado	0,5100	0,0400	-	0,0093	0,0400	0,0500
2011	Gasolina C	0,2600	0,0300	0,0011	0,0020	0,0270	0,0130
	Flex - Gasolina C	0,2800	0,0300	0,0011	0,0010	0,0320	0,0080
	Flex - Etanol hidratado	0,4900	0,0300	-	0,0090	0,0480	0,0420
2012	Gasolina C	0,2500	0,0300	0,0011	0,0017	0,0140	0,0260
	Flex - Gasolina C	0,2700	0,0300	0,0011	0,0014	0,0260	0,0140
	Flex - Etanol hidratado	0,4700	0,0300	-	0,0082	0,0620	0,0280

Fonte: Brasil (2014).

Para o caso de veículos *Flex Fuel*, os fatores variam quanto ao uso preferencial no ano do inventário, cujas proporções para 2010 (ano base desta pesquisa) são 48% para veículos Flex Fuel utilizando Gasolina C e 52% utilizando Etanol Hidratado, conforme recomendado na metodologia de referência (BRASIL, 2014).

Os fatores de emissão médios para motores pesados do ciclo Diesel são gerados nos ensaios de homologação segundo os ciclos estabelecidos nas normas técnicas ABNT-NBR 14489 e ABNT-NBR 15634 e consolidados da metodologia do MMA (BRASIL, 2014), sendo os mesmos apresentados nas Tabelas 4 e 5 a seguir.

Tabela 4 – Fatores de emissão de CO, NO_x, NMHC e MP - Motores Diesel, em g/km (continua)

Categoria	CO	NO _x	NMHC	MP
Comerciais Leves (homologados como veículos pesados)				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	0,739	4,25	0,27	0,262
2000-2001 (P3/P4)	0,6389	2,787	0,23	0,135
2002-2003 (P4)	0,362	2,621	0,123	0,051
2004-2008 (P4/P5)	0,345	2,202	0,093	0,041
2009 (P5)	0,547	1,768	0,121	0,038
2010 (P5)	0,837	2,19	0,175	0,049
2011 (P5)	0,484	1,49	0,107	0,032

Tabela 4 – Fatores de emissão de CO, NO_x, NMHC e MP - Motores Diesel, em g/km
(continuação)

Caminhões Semileves				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	0,764	4,394	0,279	0,271
2000-2001 (P3/P4)	0,687	2,776	0,229	0,135
2002-2003 (P4)	0,374	2,71	0,128	0,053
2004-2008 (P4/P5)	0,357	2,276	0,097	0,042
2009 (P5)	0,454	1,869	0,071	0,032
2010 (P5)	0,449	1,877	0,088	0,036
2011 (P5)	0,474	1,747	0,058	0,039
2012 (P7)	0,004	0,511	0,004	0,003
Caminhões Leves				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	1,25	7,19	0,457	0,444
2000-2001 (P3/P4)	1,124	4,543	0,375	0,221
2002-2003 (P4)	0,612	4,435	0,209	0,086
2004-2008 (P4/P5)	0,548	3,725	0,158	0,069
2009 (P5)	0,667	3,23	0,117	0,059
2010 (P5)	0,522	3,141	0,103	0,051
2011 (P5)	0,521	3,11	0,093	0,052
2012 (P7)	0,12	0,771	0,027	0,007
Caminhões Médios				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	1,25	7,19	0,457	0,444
2000-2001 (P3/P4)	1,124	4,543	0,375	0,221
2002-2003 (P4)	0,612	4,435	0,209	0,086
2004-2008 (P4/P5)	0,548	3,725	0,158	0,069
2009 (P5)	0,522	3,134	0,076	0,06
2010 (P5)	0,509	3,168	0,096	0,054
2011 (P5)	0,517	3,063	0,105	0,056
2012 (P7)	0,051	1,025	0,006	0,007
Categoria	CO	NO_x	NMHC	MP
Caminhões Semipesados				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	2,014	11,585	0,736	0,715
2000-2001 (P3/P4)	1,81	7,319	0,603	0,355
2002-2003 (P4)	0,986	7,146	0,336	0,139
2004-2008 (P4/P5)	0,941	6,001	0,255	0,111
2009 (P5)	0,963	5,226	0,1	0,089
2010 (P5)	0,919	5,215	0,133	0,1
2011 (P5)	1,015	4,776	0,096	0,087
2012 (P7)	0,275	1,645	0,032	0,016

Tabela 4 – Fatores de emissão de CO, NO_x, NMHC e MP - Motores Diesel, em g/km
(continuação)

Caminhões Pesados				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	2,014	11,585	0,736	0,715
2000-2001 (P3/P4)	1,81	7,319	0,603	0,355
2002-2003 (P4)	0,986	7,146	0,336	0,139
2004-2008 (P4/P5)	0,941	6,001	0,255	0,111
2009 (P5)	0,897	5,149	0,1	0,078
2010 (P5)	0,653	5,138	0,155	0,066
2011 (P5)	0,729	4,726	0,135	0,065
2012 (P7)	0,111	1,544	0,011	0,014
Ônibus Urbanos				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	3,021	17,377	1,104	1,072
2000-2001 (P3/P4)	2,715	10,979	0,905	0,533
2002-2003 (P4)	1,479	10,718	0,505	0,209
2004-2008 (P4/P5)	1,412	9,002	0,382	0,166
2009 (P5)	1,628	7,657	0,233	0,135
2010 (P5)	1,744	7,773	0,282	0,14
2011 (P5)	1,426	7,682	0,179	0,13
2012 (P7)	0,44	2,103	0,033	0,02
Micro-ônibus				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	1,805	10,386	0,66	0,641
2000-2001 (P3/P4)	1,623	6,562	0,541	0,319
2002-2003 (P4)	0,884	6,406	0,302	0,125
2004-2008 (P4/P5)	0,844	5,381	0,228	0,099
2009 (P5)	0,973	4,576	0,139	0,08
2010 (P5)	1,042	4,646	0,169	0,083
2011 (P5)	0,874	4,591	0,107	0,078
2012 (P7)	0,263	1,257	0,02	0,012
Ônibus Rodoviários				
Até 1999 (P0/P1/P2/P3/P4)	2,292	13,182	0,838	0,813
2000-2001 (P3/P4)	2,138	8,646	0,713	0,42
2002-2003 (P4)	1,122	8,131	0,383	0,158
2004-2008 (P4/P5)	1,071	6,829	0,29	0,126
2009 (P5)	0,643	5,909	0,176	0,088
2010 (P5)	0,693	5,657	0,202	0,091
2011 (P5)	0,661	5,855	0,207	0,078
2012 (P7)	0,334	1,75	0,026	0,018

Fonte: Brasil (2014).

Tabela 5 – Fatores de emissão de CH₄ para veículos a Diesel, em g/km

Categoria	CH₄
Comerciais Leves	0,005
Ônibus	0,060
Caminhões	0,060

Fonte: Brasil (2014).

Em relação às motocicletas, os fatores para os poluentes CO, NO_x, NMHC e CH₄ resultam dos processos de homologação de novos modelos a partir de 2003, e são apresentados tanto no Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2012 da CETESB – agente técnico do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT, quanto no site do IBAMA – responsável pelo Programa. Para as motocicletas fabricadas até 2002, os fatores foram sugeridos pela CETESB e utilizados no 1º Inventário do MMA (BRASIL, 2014). Em relação ao MP_{COMB}, são utilizados os fatores disponíveis no Guia Europeu para Inventário de Emissões (EMEP/EEA, 2009). Todos esses fatores estão listados na Tabela 6.

Tabela 6 – Fatores de emissão de CO, NO_x, NMHC, CH₄ e MP - Motocicletas, g/km

Ano-modelo	Combustível	CO	NO_x	NMHC	CH₄	MP
Até 2002	Gasolina C	19,7000	0,1000	2,2100	0,3900	0,0287
2003	Gasolina C	5,0300	0,1500	0,6500	0,1200	0,0140
2004	Gasolina C	6,1700	0,1800	0,7200	0,1300	0,0140
2005	Gasolina C	2,6500	0,1600	0,4000	0,0700	0,0035
2006	Gasolina C	2,1800	0,1800	0,2900	0,0500	0,0035
2007	Gasolina C	1,8200	0,1700	0,2800	0,0500	0,0035
2008	Gasolina C	1,4000	0,1200	0,2000	0,0400	0,0035
2009	Gasolina C	1,0900	0,1000	0,1400	0,0200	0,0035
	Flex Gasolina C	0,7500	0,0500	0,1300	0,0200	0,0035
	Flex Etanol H	0,5800	0,0700	0,1400	0,0200	-
2010	Gasolina C	0,7400	0,0700	0,1400	0,0200	0,0035
	Flex Gasolina C	0,7500	0,0500	0,1300	0,0200	0,0035
	Flex Etanol H	0,5800	0,0500	0,1400	0,0200	-
2011	Gasolina C	0,7000	0,0800	0,1500	0,0300	0,0035
	Flex Gasolina C	0,7600	0,0600	0,1200	0,0200	0,0035
	Flex Etanol H	0,6800	0,0600	0,1400	0,0200	-
2012	Gasolina C	0,5700	0,0800	0,1600	0,0300	0,0035
	Flex Gasolina C	0,7400	0,0400	0,1200	0,0200	0,0035
	Flex Etanol H	0,9000	0,0400	0,1400	0,0200	-

Fonte: Brasil (2014).

Para o Gás Natural Veicular os valores são os divulgados pela COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (2013), considerando-se que eles são homogêneos ao longo de todo o período considerado. Os fatores de emissão são disponíveis apenas para os kits de conversão comercializados a partir de 2002, tratando-se de valores típicos de emissão de veículos da Fase L-3 do PROCONVE convertidos para o uso de GNV. A Tabela 7 apresenta os referidos valores.

Tabela 7 – Fatores de emissão de veículos movidos a GNV, em g/km.

Poluente	Fator de Emissão
CO	0,5600
NO _x	0,2900
RCHO	0,0380
NMHC	0,0260
CH ₄	0,2200
N ₂ O	0,0313

Fonte: Brasil (2014).

As emissões de material particulado devido ao desgaste de pista, pneus e freios são estimadas também a partir dos fatores de emissão disponíveis em EMEP/EEA (2009). O cálculo das emissões é feito por meio da Equação 4, uma vez que, os fatores utilizados possuem g_{poluente}/km como unidade.

Cabe destacar que, por se tratarem de fatores de emissão europeus, esses podem não refletir a realidade brasileira, tanto no que diz respeito à qualidade da pavimentação, quanto ao material de pneus e freios. Ainda assim, mesmo com as imprecisões destacadas, o aumento dessas emissões, causado pelo aumento da quilometragem percorrida pelos veículos ao longo do tempo, demonstra a importância de fazer tais estimativas (BRASIL, 2014).

A Tabela 8 apresenta os fatores para emissões por desgaste de pneus e freios, além dos por desgaste da pista, que são considerados MP₁₀ em sua formação.

Tabela 8 – Fatores de emissão de material particulado por desgaste de pneus e freios e por desgaste de pista.

(Continua)

Categoria	MP ₁₀ desgaste de pneus e freios (g/km)	MP ₁₀ desgaste de pista (g/km)
Motocicletas	0,0064	0,0030
Automóveis	0,0138	0,0075

Tabela 8 – Fatores de emissão de material particulado por desgaste de pneus e freios e por desgaste de pista.

		(Conclusão)
Comerciais Leves	0,0138	0,0075
Caminhões Semileves	0,0216	0,0075
Caminhões Leves	0,0216	0,0075
Caminhões Médios	0,5900	0,0380
Caminhões Semipesados	0,5900	0,0380
Caminhões Pesados	0,5900	0,0380
Ônibus Rodoviários	0,5900	0,0380
Ônibus Urbanos/ Micro-ônibus	0,5900	0,0380

Fonte: Brasil (2014).

Os valores dos fatores de emissão até agora apresentados estão em uma base de massa por unidade de distância trafegada pura, sem associação com outros fatores diretos. Como exceção a essa regra estão as emissões de SO₂, que dependem do teor de enxofre nos combustíveis utilizados, as emissões de MP por ressuspensão, que dependem de fatores granulométricos, massa média dos veículos que circulam na via e do teor de poeira acumulada na via, os quais terão seus fatores apresentados diretamente no item 4.6 desta dissertação. As emissões evaporativas de NMHC, cujos fatores estão em uma base de massa por tempo, mas não dependentes de outros fatores diretos, são apresentados nos parágrafos que se seguem ainda nesta seção.

As emissões evaporativas são divididas conforme os seguintes processos: emissões diurnas (e_d), perdas em movimento (e_r), emissões evaporativas do veículo em repouso com o motor quente e emissões evaporativas do veículo em repouso com o motor frio (e_s). O método de cálculo é baseado na metodologia Tier 2, do Guia Europeu para Inventário de Emissões – Emission Inventory Guidebook, EMEP/EEA (2009), aproveitando também os resultados dos ensaios de homologação nacionais. Essa metodologia encontra-se detalhada em Vicentini (2011).

De acordo com Brasil (2014), o resultado final das emissões evaporativas obtido desses ensaios pode não ter uma correspondência direta com as emissões que ocorrem em situações reais de uso dos veículos, conforme os seguintes processos: emissões diurnas (e_d), perdas em movimento (e_r), emissões evaporativas do veículo em repouso com o motor quente e emissões evaporativas do veículo em repouso com o motor frio (e_s).

Apesar do ensaio de homologação reproduzir, de certa forma, a emissão evaporativa devida ao aquecimento do veículo por insolação e a que se desprende após o veículo ser

desligado, não contempla a emissão que ocorre enquanto o veículo está em movimento. De igual maneira, também não considera variáveis importantes como a temperatura ambiente e o número de viagens diárias, o que torna necessário adaptar os valores obtidos nos ensaios em câmara fechada para fatores aplicáveis em inventários.

As emissões evaporativas são emissões de compostos hidrocarbonetos não-metano (NMHC) que ocorrem nos seguintes processos:

- Emissões diurnas (e_d), em g/dia;
- Perdas em movimento (e_r), em g/viagem;
- Emissões em repouso – motor quente ou frio (e_s), em g/viagem.

Os valores para os fatores de emissão de NMHC por evaporação são apresentados na Tabela 9, apresentando valores somente para automóveis e veículos comerciais leves do ciclo Otto. As unidades devem ser adaptadas para o cálculo das emissões.

Tabela 9 – Fatores de emissões evaporativas de automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina e etanol hidratado

(continua)				
Ano	Combustível	e_d (g/dia)	e_s (g/viagem)	e_r (g/viagem)
Até 1989	Gasolina C	4,9000	15,0400	12,6700
	Etanol hidratado	2,1300	6,5400	5,5100
1990	Gasolina C	0,4900	1,4200	0,1400
	Etanol hidratado	0,3300	0,9400	0,0600
1991	Gasolina C	0,4900	1,4200	0,1400
	Etanol hidratado	0,3300	0,9400	0,0600
1992	Gasolina C	0,6300	0,9400	0,1400
	Etanol hidratado	0,2800	0,4200	0,0600
1993	Gasolina C	0,5300	0,8100	0,1400
	Etanol hidratado	0,3400	0,5200	0,0600
1994	Gasolina C	0,5100	0,7500	0,1400
	Etanol hidratado	0,2900	0,4200	0,0600
1995	Gasolina C	0,5100	0,7500	0,1400
	Etanol hidratado	0,2900	0,4200	0,0600

Tabela 9 – Fatores de emissões evaporativas de automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina e etanol hidratado

(continuação)				
Ano	Combustível	e _d (g/dia)	e _s (g/viagem)	e _r (g/viagem)
1996	Gasolina C	0,3900	0,5600	0,1400
	Etanol hidratado	0,2600	0,3700	0,0600
1997	Gasolina C	0,3300	0,4600	0,1400
	Etanol hidratado	0,3600	0,5100	0,0600
1998	Gasolina C	0,2700	0,3700	0,1400
	Etanol hidratado	0,4500	0,6000	0,0600
1999	Gasolina C	0,2600	0,3600	0,1400
	Etanol hidratado	0,5400	0,7500	0,0600
2000	Gasolina C	0,2400	0,3300	0,1400
	Etanol hidratado	0,4500	0,6100	0,0600
2001	Gasolina C	0,2300	0,3100	0,1400
	Etanol hidratado	0,4400	0,6000	0,0600
2002	Gasolina C	0,2000	0,2800	0,1400
	Etanol hidratado	0,3000	0,5700	0,1600
2003	Gasolina C	0,2400	0,3500	0,1400
	Etanol hidratado	0,2900	0,5400	0,1500
	Flex Gasolina C	0,1300	0,3600	0,1400
	Flex Etanol hidratado	0,2300	0,5400	0,0600
2004	Gasolina C	0,2300	0,3200	0,1400
	Etanol hidratado	0,2700	0,5200	0,1500
	Flex Gasolina C	0,0900	0,2700	0,4000
	Flex Etanol hidratado	0,1800	0,5400	0,0600
2005	Gasolina C	0,2900	0,4100	0,1400
	Etanol hidratado	0,2600	0,5000	0,1400
	Flex Gasolina C	0,1400	0,2300	0,1400
	Flex Etanol hidratado	0,1500	0,3100	0,0600

Tabela 9 – Fatores de emissões evaporativas de automóveis e veículos comerciais leves movidos a gasolina e etanol hidratado

				(continuação)
Ano	Combustível	e _d (g/dia)	e _s (g/viagem)	e _r (g/viagem)
2006	Gasolina C	0,1500	0,2100	0,1400
	Etanol hidratado	0,2500	0,4800	0,1300
	Flex Gasolina C	0,4100	0,5900	0,0060
	Flex Etanol hidratado	0,2000	0,2900	0,1400
2007	Gasolina C	0,1500	0,2100	0,1400
	Etanol hidratado	0,2400	0,4600	0,1300
	Flex Gasolina C	0,4100	0,5900	0,0600
	Flex Etanol hidratado	0,2000	0,1900	0,1400
2008	Gasolina C	0,2100	0,3100	0,1400
	Flex Gasolina C	0,3500	0,5100	0,0600
	Flex Etanol hidratado	0,1300	0,2000	0,1400
2009	Gasolina C	0,2100	0,3100	0,1400
	Flex Gasolina C	0,3500	0,5100	0,0600
	Flex Etanol hidratado	0,1300	0,2000	0,1400
2010	Gasolina C	0,0700	0,0800	0,0600
	Flex Gasolina C	0,1100	0,2200	0,1200
	Flex Etanol hidratado	0,1900	0,3300	0,2000
2011	Gasolina C	0,1600	0,1500	0,1000
	Flex Gasolina C	0,2500	0,2800	0,1800
	Flex Etanol hidratado	0,3500	0,3700	0,2400
2012	Gasolina C	0,1400	0,1400	0,0600
	Flex Gasolina C	0,1600	0,2100	0,0700
	Flex Etanol hidratado	0,2500	0,3200	0,1100

Fonte: Brasil (2014).

4.3. DISTRIBUIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DA FROTA VEICULAR

Os veículos foram classificados em quatro categorias-base, as quais foram usadas na contagem de veículos nas vias principais da RMGV: Automóveis (passeio e comerciais

leves), Motocicletas, Ônibus e Caminhões. A Tabela 10 mostra tais categorias com suas subclassificações e motor-combustíveis considerados nesta pesquisa.

Tabela 10 – Subdivisão das categorias para a frota veicular inventariada

Categoria	Motor
Automóveis	Otto / Gasolina
	Otto / Etanol
	Otto / <i>Flex Fuel</i>
	Otto / GNV
Comerciais Leves	Otto / Gasolina
	Otto / Etanol
	Otto / <i>Flex Fuel</i>
	Diesel
Motocicletas	Otto / Gasolina
	Otto / <i>Flex Fuel</i>
Micro-ônibus	Diesel
Ônibus Urbanos	
Ônibus Rodoviários	
Caminhões Semileves (3,5 t < PBT < 6 t)	
Caminhões Leves (6 t ≤ PBT < 10 t)	
Caminhões Médios (10 t ≤ PBT < 15 t)	
Caminhões Semipesados (PBT ≥ 15 t; PBTC < 40 t)	
Caminhões Pesados (PBT ≥ 15 t; PBTC ≥ 40 t)	

Legenda: Peso Bruto Total (PBT): peso útil + tara de um veículo unitário; Peso Bruto Total Combinado (PBTC): peso útil + soma das taras das unidades da combinação.

Fonte: Brasil (2014).

As frotas de Ônibus e Caminhões devem divididas em subcategorias. Os percentuais utilizados foram os estimados pela metodologia oficial (BRASIL, 2014) e são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 – Distribuição percentual da frota nacional de veículos pesados
(Continua)

Categoria	Participação
Micro-ônibus	4%
Ônibus Rodoviários	2%
Ônibus Urbanos	13%
Caminhões Semileves	4%

Tabela 11 – Distribuição percentual da frota nacional de veículos pesados
(Conclusão)

Caminhões Leves	22%
Caminhões Médios	13%
Caminhões Semipesados	23%
Caminhões Pesados	19%
Total	100%

Fonte: Adaptado de Brasil (2014).

A partir dos valores apresentados na Tabela 11, foi possível calcular os percentuais de subclassificação da frota para Ônibus e Caminhões, separadamente, visto os dados de contagem estarem disponíveis para estas duas classificações. A Tabela 12 mostra os valores calculados e que serão utilizados para cálculo das emissões específicas de cada subgrupo, a partir da Distância Média Trafegada (DMT) de cada grupo.

Tabela 12 – Distribuição calculada para as subclassificações de frota na RMGV

Categoria	Subcategoria	Participação
Ônibus	Micro-ônibus	21,1%
	Ônibus Urbanos	68,4%
	Ônibus Rodoviários	10,5%
	Total	100,0%
Caminhões	Caminhões Semileves	4,9%
	Caminhões Leves	27,2%
	Caminhões Médios	16,0%
	Caminhões Semipesados	28,4%
	Caminhões Pesados	23,5%
	Total	100,0%

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.4. DISTÂNCIA MÉDIA TRAFEGADA (DMT) E FUNÇÕES HORÁRIAS DE TRÁFEGO (FHT)

A Distância Média Trafegada (DMT) é, em km/h, a distância total percorrida dada pelo produto do comprimento da via e o número de determinados veículos circulando numa determinada hora nesta via. Para cada via de tráfego haverá uma DMT calculada em determinada hora, a partir da contagem de veículos hora a hora. As quatro categorias de contagem de veículos foram Automóveis, Motocicletas, Ônibus e Caminhões, sendo que na contagem Automóveis foram incluídos os Veículos Comerciais Leves.

Essas DMT, no entanto, variam ao longo do dia, de acordo com a variação do fluxo de veículos nas 24 horas de um dia, utilizando as Funções Horárias de Tráfego (FHT) que ajustam a variação de DMT ao longo do dia, a partir da DMT medida para a hora da medida. Existem também as funções de ajuste para variações ao longo dos dias da semana e ao longo dos meses de um ano, uma vez que o tráfego também não se mantém constante nesses períodos.

As funções de tráfego podem ser diferentes para cada via e para tipos de veículos. Tais funções foram obtidas a partir de dados de contagem de veículos, disponibilizados pela Concessionária Rodovia do Sol, por categoria, hora a hora durante um ano na Ponte Deputado Darcy Castello de Mendonça (Terceira Ponte), que liga Vila Velha a Vitória, conforme demonstrado no inventário do IEMA (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, 2011).

Deste modo, devido a essa disponibilidade de dados, foi considerado que o comportamento das demais vias principais inventariadas segue o padrão de trânsito indicado pelas funções horárias, diárias e mensais obtidas para a Terceira Ponte, assim como feito originalmente no primeiro inventário.

Assim, de posse das funções horárias de tráfego (FHT) e das DMT dos horários de pico (horários de maior tráfego) das principais vias, foi possível obter as DMT hora a hora para cada via e categoria, conforme Equação 5:

$$DMT_{ijk} = DMT_{ij}^{hora\ de\ pico} * FHT_k \quad (5)$$

Sendo i a via (variando de 1 a n -ésima via), j a categoria (variando de 1 a 4, Automóveis, Motocicletas, Ônibus e Caminhões) e k as horas do dia (0h a 23h).

Tomando a via Avenida Princesa Isabel como exemplo, a DMT de pico de automóveis disponibilizada foi de 3.419 km/h. Classificando-se esses dentro da categoria “veículo leve”, usou-se a função horária de tráfego para a categoria “veículos leves”. Para calcular a DMT entre 14:00 e 15:00 horas, multiplica-se a DMT de pico pela fração de veículos das 14:00 às 15:00 horas da função horária de tráfego, conforme Equação 6:

$$DMT_{automóveis}^{14h00-15h00} = DMT_{automóveis}^{hora\ de\ pico} * FHT_{veículos\ leves}^{14h00-15h00} = (3419\ km/h) * (0,86)$$

$$DMT_{\text{automóveis}}^{14h00-15h00} = 2.940,34 \text{ km/h}$$

(6)

As DMT máximas, ou seja, dos horários de pico de cada via estão apresentadas na Tabela 13, para cada categoria principal considerada. Essas são as chamadas Vias principais, as quais tiveram as contagens realizadas no estudo do IEMA.

Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular

(continua)

Nome da Via	DMT Máxima [km/h]			
	Automóveis	Motos	Ônibus	Caminhões
Av Elias Miguel (Desde a Getúlio Vargas)	8.413	1.431	417,24	1.778,76
Avenida Princesa Isabel	3.419	581	129,77	553,23
Avenida Marechal Mascarenhas de Moraes	6.927	1.178	188,67	804,33
Avenida Nossa Senhora dos Navegantes	6.831	1.009	73,72	314,28
Avenida Vitória - Forte São João	5.185	882	179,36	764,64
Avenida Vitória - Próximo a Faesa	4.271	726	119,32	508,68
Avenida Marechal Campos	1.581	268	54,91	234,09
Avenida Alberto Torres	986	167	21,47	91,53
Avenida Maruípe - Jucutuquara	1.960	333	58,14	247,86
Avenida Maruípe - Hospital Santa Rita	1.573	268	46,74	199,26
Rodovia Serafim Derenzi - Trecho São Cristóvão	1.272	216	53,01	225,99
Avenida Leitão da Silva - Praia do Suá	3.444	506	17,48	74,52
Avenida Leitão da Silva - Santa Lúcia	2.202	438	18,62	79,38
Terceira Ponte	12.976	2.206	66,31	282,69
Avenida Desembargador Santos Neves	5.253	749	142,31	606,69
Rua Eugênio Neto	1.124	191	0,00	0,00
Avenida Nossa Senhora da Penha - Boulevard	4.000	617	95,19	405,81
Avenida Nossa Senhora da Penha - Trecho Santa Lúcia	3.325	489	79,04	336,96
Avenida Nossa Senhora da Penha - Wall Mart	2.444	186	9,12	38,88
Rua Aleixo Neto	1.317	233	29,64	126,36
Avenida Rio Branco	10.231	1.740	112,48	479,52

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo (2011).

Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular

(continuação)

Nome da Via	DMT Máxima [km/h]			
	Automóveis	Motos	Ônibus	Caminhões
Rua João Cruz	639	108	3,23	13,77
Avenida Fernando Ferrari - Próximo a UFES	5.466	929	46,93	200,07
Avenida Fernando Ferrari - Br 101	3.859	657	130,53	556,47
Rua da Palmeiras	272	56	2,28	9,72
Avenida Maruípe - Quartel PM	1.379	194	22,23	94,77
Rua Dona Maria Rosa	6.473	697	44,27	188,73
Rodovia Serafim Derenzi - Trecho Faesa	1.357	227	182,21	776,79
Rodovia Serafim Derenzi - Trecho Santuário	867	146	116,85	498,15
Avenida Nair Azevedo Silva	1.130	192	35,91	153,09
Avenida Alexandre Buaiz	2.641	449	89,11	379,89
Avenida Dante Micheline - Ponte da Passagem	10.683	1.815	139,08	592,92
Avenida Hugo Viola	1.875	497	41,61	177,39
Avenida Dante Micheline - Clube dos Oficiais	4.665	889	97,66	416,34
Rua Aristóbulo Barbosa Leão	536	94	10,83	46,17
Avenida Desembargador Demerval Lyrio	1.100	179	12,35	52,65
Avenida Rosendo Serapião Souza Filho	2.636	165	23,94	102,06
Avenida Adalberto Simão Nader	7.682	767	196,84	839,16
Avenida Dante Micheline - Porto do sol	3.895	1.234	47,50	202,50
Rua Carlos Martins	1.254	83	21,85	93,15
Rua José Celso Cláudio	951	113	28,69	122,31
Rua Italina Pereira Motta	248	20	15,39	65,61

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo (2011).

Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular

(continuação)

Nome da Via	DMT Máxima [km/h]			
	Automóveis	Motos	Ônibus	Caminhões
Reta do Aeroporto	10.569	1.797	446,50	1.903,50
Avenida Beira Mar	7.430	1.232	84,55	360,45
Avenida Nossa Senhora dos Navegantes (trecho 2)	8.681	963	63,65	271,35
Avenida Cesar Hilal	2.285	319	0,00	0,00
Avenida Fernando Ferrari Simão Nader	5.534	941	47,50	202,50
Rua Lourenço de Souza	518	87	69,92	298,08
Avenida Saturnino de Brito	2.267	385	52,25	222,75
Rua Clovis Machado	706	96	5,89	25,11
Rua Humberto Martins de Paula	776	93	3,23	13,77
Rua Alaor Queiroz de Araújo	376	52	3,42	14,58
Avenida Jerônimo Monteiro	2.634	448	83,79	357,21
Avenida Presidente Getúlio Vargas - Próximo ao Supermercado Canguru	1.025	174	35,72	152,28
2ª Ponte - Cobilândia	11.280	1.917	913,14	3.892,86
Ponte Florentino Avido - São Torquato	1.369	233	96,14	409,86
Avenida João Francisco Gonçalves - Cobilândia	1.348	230	54,34	231,66
Rodovia Carlos Lindemberg - Trevo Carrefour	5.098	867	280,63	1.196,37
Rodovia Darly Santos - Trevo Carrefour	3.285	558	224,39	956,61
Estrada de Capuaba	3.680	625	238,64	1.017,36
Rodovia Carlos Lindemberg - Trevo Ibes	4.585	779	152,38	649,62
Rua Ruy Braga Ribeiro	867	148	26,03	110,97
Rodovia Carlos Lindemberg - Próximo a 2ª Ponte	6.219	1.058	315,40	1.344,60

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo (2011).

Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular

(continuação)

Nome da Via	DMT Máxima [km/h]			
	Automóveis	Motos	Ônibus	Caminhões
Estrada Jerônimo Monteiro - Chocolate Garoto	3.482	593	79,23	337,77
Avenida Cristóvão Colombo - Glória	1.504	256	30,97	132,03
Estrada Jerônimo Monteiro - Pracinha de VV)	2.553	434	58,14	247,86
Avenida Luciano das Neves - Pracinha VV	2.344	399	45,60	194,40
Avenida Champagnat - Marista	937	160	30,02	127,98
Rua Antônio Ataíde	2.155	366	62,51	266,49
Avenida Carioca - Praia da Costa	4.920	382	31,16	132,84
Avenida Luciano das Neves - UVV	5.463	424	34,77	148,23
Rodovia do Sol - Trecho 1	3.043	179	49,02	208,98
Avenida Santa Leopoldina - Itaparica	2.039	348	58,90	251,10
Avenida Hugo Musso - Itapoã	2.948	501	59,47	253,53
Avenida Jair de Andrade - Itapoã	618	105	27,93	119,07
Avenida Antônio Gil Veloso - Itapoã	1.576	268	36,67	156,33
Avenida Antônio Gil Veloso - Praia da Costa	1.871	318	43,51	185,49
Rua Coronel Ary Pinho	5.521	940	250,42	1.067,58
Avenida João Mendes - Itaparica	2.579	439	117,04	498,96
Rodovia Darly Santos - Yes Motel - Araçás	3.697	628	252,51	1.076,49
Avenida da Praia - Orla de Itaparica	4.661	791	98,04	417,96
Rod Sol - Trecho 2	3.851	227	61,94	264,06
Rua Sete de Setembro - Pracinha VV	704	120	12,35	52,65
Rua Magno Coutinho	220	37	17,10	72,90

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo (2011).

Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular

(continuação)

Nome da Via	DMT Máxima [km/h]			
	Automóveis	Motos	Ônibus	Caminhões
Avenida São Paulo	585	9	20,71	88,29
Rua Coronel Ary Pinto - Trecho 1	2.226	379	84,36	359,64
Avenida Jose Rato	1.566	266	64,41	274,59
Rodovia Norte Sul - Bairro de Fátima	3.793	644	109,63	467,37
Rodovia Norte Sul - Mata da Serra	1.741	296	52,44	223,56
Rodovia Norte Sul - Cruzamento com a Central	2.901	493	107,92	460,08
Avenida Meridional	1.126	194	39,52	168,48
Avenida Bicanga	298	51	10,45	44,55
Avenida Central - Laranjeiras	1.628	277	18,43	78,57
BR 101 - Carapina ES 010	5.914	948	304,57	1.298,43
Rodovia do Contorno André Carlioni	9.319	1.637	2.109,57	8.993,43
BR 101 - Acesso Serra	15.945	4.591	1.283,07	5.469,93
BR 101 - Acesso 264	11.810	1.806	1.218,09	5.192,91
Avenida Euclides Scherer de Souza	6.665	1.134	281,77	1.201,23
Avenida Manguinhos - Próximo a Jardim da Paz	4.294	731	216,41	922,59
Rodovia ES 010 - Próximo ao Status	3.842	847	226,67	966,33
Rodovia ES 010 - Próximo ao Posto dos Guardas - Manguinhos	2.073	457	98,42	419,58
Avenida Abido Saad Jacaraípe - Praia da Baleia	3.409	752	161,88	690,12
Avenida Abido Saad Jacaraípe - Trecho Ponte Jacaraípe	4.701	802	258,21	1.100,79
Rodovia do Sol - Norte (Capuba - Jacaraípe)	2.251	334	138,32	589,68
BR 101 - Altura de Itanga	1.246	187	122,55	522,45

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo (2011).

Tabela 13 – Distância Média Trafegada (DMT) da Hora de Maior Tráfego Veicular

(conclusão)

Nome da Via	DMT Máxima [km/h]			
	Automóveis	Motos	Ônibus	Caminhões
Rodovia Norte Sul - ArcelorMittal	3.200	545	124,45	530,55
Rodovia Norte Sul - Barcelona	3.477	591	129,58	552,42
BR 101 - ES 467 - ES 388	3.164	600	715,16	3.048,84
BR 262 - Campo Grande	6.015	1.049	469,49	2.001,51
ES 080 - Cariacica	4.028	928	314,64	1.341,36
BR 101 - Campo Grande BR 262	8.710	1.459	847,78	3.614,22
Avenida Expedito Garcia	3.115	530	94,62	403,38
Avenida Espírito Santo - Jardim América	1.194	203	58,14	247,86
ES 060 - Campo Grande - Entrada do Contorno	2.559	585	199,12	848,88
Rodovia do Contorno - ES 080 BR 262	3.377	603	400,71	1.708,29
BR 101 - Trecho Viana	2.309	440	523,26	2.230,74
BR 202 - Trecho Viana	3.476	482	385,7	1.644,3

Fonte: Adaptado de Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo (2011).

As demais vias de tráfego de cada município integrante da área de estudo, sem dados de contagens (DMT), também foram inventariadas e são aqui denominadas Vias Secundárias. A metodologia aplicada a essas vias em especial usa as DMT geradas a partir do consumo total de combustível na região de estudo e o banco nacional de distância média anual percorrida para cada categoria de veículos (BRASIL, 2014).

A partir de valores de intensidade de uso de referência [km/ano] e de autonomia [km/L] disponibilizadas no referencial metodológico, estimou-se o consumo de combustível de cada categoria de veículos e seus respectivos ano-modelo, aplicando-se a Equação 7:

$$C_{i,estimado} = \frac{Fr_i * Iu_{i,referência}}{Ql_i} \quad (7)$$

Sendo:

- $C_{i,estimado}$: o consumo anual de combustível do veículo do tipo i [L/ano];
- Fr_i : a frota em circulação no ano do veículo do tipo i [número de veículos];
- $Iu_{i,referência}$: a intensidade de uso de referência do veículo do tipo i, expressa em termos de quilometragem anual percorrida [km/ano];
- Ql_i : a quilometragem por litro de combustível do veículo do tipo i [km/L].

A partir da soma do consumo de combustível das várias categorias, estimou-se o consumo total de cada combustível (Equação 8). Esse consumo estimado é, então, comparado com aquele observado nos municípios integrantes da área de estudo. A razão entre o consumo estimado e o consumo observado gera um fator de correção necessário ao ajuste dos valores de intensidade de uso e, a partir destes novos valores, são calculados os valores ajustados de consumo de combustível para cada tipo de veículo (Equações 9 e 10) e suas respectivas emissões (Equação 8).

$$C_{i,estimado} = \sum_i C_{i,estimado} \quad (8)$$

Sendo:

- $C_{i,estimado}$: consumo anual total de um tipo de combustível (de todas as categorias de veículos), estimado a partir dos valores de intensidade de uso de referência [L/ano];

$$Iu_{i,ajustada} = Iu_{i,referência} * \frac{C_{observado}}{C_{estimado}} \quad (9)$$

Sendo:

- $Iu_{i,ajustada}$: intensidade de uso anual ajustada do veículo do tipo, expressa em termos de quilometragem anual percorrida [km/ano];
- $C_{observado}$: consumo anual total de um tipo de combustível (de todas as categorias de veículos), vendido na área de estudo para o ano de referência [L/ano];

$$C_{i,ajustado} = \frac{Fr_i * Iu_{i,ajustada}}{Ql_i} \quad (10)$$

- $C_{i,ajustado}$: consumo anual de combustível do veículo do tipo i, calculado a partir do seu valor de intensidade de uso de referência [L/ano].

A Tabela 14 apresenta os valores dos consumos de combustíveis observado e estimado para o estado do Espírito Santo em 2010. Esses valores foram posteriormente proporcionalizados pela população de cada município, em função da população total, para se encontrar o consumo municipal.

Tabela 14 – Consumo observado e estimado para o Estado do Espírito Santo		
Combustível	Consumo observado (L/ano) ¹	Consumo estimado (L/ano) ²
Gasolina	304.748.775	471.456.137
Etanol	45.285.709	34.078.983
Diesel	478.963.538	749.349.644

Fonte 1: Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (2015);

Fonte 2: Elaborado pelo autor.

Nota-se que existe uma diferença de até expressiva (56% para o Diesel) entre os valores vendidos (consumo observado) de combustíveis e os valores calculados baseados em consumo médio veicular (consumo estimado). São vários os fatores que podem corroborar para isso, entre eles veículos que circulam por mais de um município, veículos que abastecem em outro município (ou estado), “veículos de fim de semana”,

entre outros, fatores esses não captados pelo nível de complexidade do referencial metodológico.

A Tabela 15 apresenta os valores de DMT calculados a partir da aplicação das equações de 7 a 10, juntamente com as informações da Tabela 14. Esses valores foram posteriormente utilizados para o computo das emissões para as Vias Secundárias.

Tabela 15 – DMT global calculada para os municípios da RMGV

Categorias	DMT por intensidade de uso anual [km/ano]				
	Vila Velha	Vitória	Viana	Serra	Cariacica
Automóveis	707.789.569,25	811.584.058,75	67.568.835,88	517.026.564,55	410.019.276,99
Motocicletas	91.363.737,60	56.524.658,77	12.545.576,79	63.925.581,23	73.845.902,32
Ônibus	22.173.847,02	27.807.634,14	4.960.260,97	41.566.350,27	31.377.914,17
Caminhões	170.307.978,71	148.121.587,13	85.419.376,81	336.192.833,09	238.317.938,20

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.5. FROTA CIRCULANTE

Para o cálculo das emissões, conforme as categorias apresentadas na Tabela 1, é necessário conhecer os percentuais de frota por categoria, para os dados tipos de motor/combustível, e por ano de fabricação, visto os fatores de emissão serem assim subdivididos e aplicados.

Como as categorias de contagem são Automóveis, Motocicletas, Ônibus e Caminhões, independente de suas subcategorias, combustíveis e ano do veículo, para cada categoria, haverá uma DMT, por via e hora ao longo das 24 horas. Os percentuais foram distribuídos de forma que se complete 100% da frota de cada categoria. Por exemplo, na categoria “Automóveis”, todos os automóveis e comerciais leves, de todos os anos de fabricação e para todos os combustíveis considerados, devem completar 100%. Assim, para cada categoria, tem-se a frota conforme Equação 11 (BRASIL, 2014):

$$Frota_{ijk} = F_i * F'_j * F''_k$$

Ou

$$\%Frota_{ijk} = (F_i * F'_j * F''_k) * 100$$

(11)

Onde i é a subcategoria, j o combustível e k ano de fabricação, e F_i o percentual da subcategoria, F'_j o percentual de combustível e F''_k o percentual do ano de fabricação.

Exemplificando, para calcular o percentual da frota Caminhões, subclassificadas como caminhões semileves, fabricados em 1995, multiplicou-se a fração de subclassificação dos caminhões (neste caso, aproximadamente 4,9% dos caminhões são semileves, utilizando dados do MMA de 2013) pelo percentual por idade (por meio dos dados de frota do DETRAN|ES de 2010, aproximadamente 1,8% dos veículos são de 1995), obtendo-se assim 0,089% da DMT do grupo “Caminhões” para os semileves de 1995. Neste caso, como só foram considerados caminhões a diesel, o percentual de caminhões a diesel é 100%.

4.6. QUANTIFICAÇÃO DAS EMISSÕES

De forma geral, as emissões (E) são calculadas multiplicando-se o fator de emissão pelo produto entre o percentual da frota específica correspondente àquele fator de emissão (FE) e pela DMT da categoria ao qual essa frota integra. A expressão geral é dada pela Equação 12 (BRASIL, 2014):

$$E = Frota * DMT * FE \quad (12)$$

No caso das emissões evaporativas, como os fatores de emissão são dados já em unidade de emissão por tempo, o cálculo da emissão é dado pelo produto entre o fator de emissão em g/h e a razão entre a DMT correspondente e o comprimento da via (C).

No caso dos outros fatores de emissão em g/viagem, para se converter em g/km, foi utilizada a distância média nacional percorrida por viagem no transporte individual (d) de 9,4 km, segundo Relatório Geral do Sistema de Informações da Mobilidade Urbana, segundo Associação Nacional de Transportes Públicos (2015), conforme população da área estudada que, pelos dados apurados (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010), contabilizam em mais de um milhão de pessoas.

Assim, o cálculo das emissões evaporativas é dado pela Equação 13 (BRASIL, 2014):

$$E_{NMHC_{evap}} = E_{e_d} + E_{e_r} + E_{e_s}$$

$$E_{NMHC_{evap}} = Frota * DMT * \left(\frac{e_d}{24 * C} + \frac{e_r}{d} + \frac{e_s}{d} \right) \quad (13)$$

Sendo:

- $E_{NMHC_{evap}}$: emissões evaporativas totais de NMHC, em g/h;
- E_{ed} : emissões evaporativas diurnas de NMHC, em g/h;
- E_{er} : emissões evaporativas de NMHC por perdas em movimento, em g/h;
- E_{es} : emissões evaporativas de NMHC do veículo em repouso com o motor quente e frio, em g/h;
- e_d : emissões evaporativas diurnas de NMHC, em g/dia;
- e_r : emissões evaporativas de NMHC por perdas em movimento, em g/viagem;
- e_s : emissões evaporativas de NMHC do veículo em repouso com o motor quente e frio, em g/viagem;
- C : comprimento da via, em km;
- d : distância média por viagem, em km/viagem.

O segundo poluente que não tem seus fatores diretamente associados à massa por unidade de distância é o Dióxido de Enxofre (SO_2), cujas emissões estão relacionadas ao teor de enxofre contido no combustível (gasolina e diesel).

O enxofre é um elemento indesejável que está presente no petróleo que dá origem aos combustíveis fósseis. Durante o processo de queima, o enxofre se combina ao oxigênio, formando óxidos de enxofre que são emitidos livres ou se combinam com outros produtos da combustão, formando ácidos ou sendo incorporados ao material particulado (caso do diesel). Esses elementos, além de serem prejudiciais à saúde e ao Meio Ambiente, também são contaminantes que prejudicam a eficiência dos catalisadores automotivos. Por esse motivo, o teor de enxofre no diesel e na gasolina é controlado, sendo uma das principais propriedades que afetam as emissões automotivas (VICENTINI, 2011).

Nesta pesquisa, para o cálculo destas emissões foi utilizada a metodologia proposta pelo Guia Inventário da *European Environment Agency* (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2014), sendo assumido que todo o enxofre contido nos combustíveis é convertido em SO_2 . Assim, para um combustível m , a taxa de emissão de SO_2 é dada pela Equação 14:

$$E_{SO_2,m} = 2 \cdot k_{S,m} \cdot FC_m$$

(14)

Onde: $E_{SO_2,m}$ é a emissão de SO_2 pelo combustível m , em g; $k_{S,m}$ é o teor de enxofre contido no combustível m , em g/g; FC_m é o consumo do combustível m no período considerado, em g.

Visto o ano base da presente pesquisa ser 2010, a gasolina e diesel na Região Metropolitana da Grande Vitória eram neste ano dos tipos S1000 e S1800, respectivamente, ou seja, com teores de enxofre de 1000 ppm e 1800 ppm de SO_2 (1 ppm = 10^{-6} g/g combustível).

O consumo do combustível m é calculado utilizando a quilometragem por litro do combustível (Ql_m , em km/L), a densidade do combustível (d_m , em g/L) e a intensidade de uso do veículo (IU) ou Distância Média Trafegada (DMT), na forma da Equação 15 (NTZIACHRISTOS; SAMARAS, 2014):

$$FC_m = (Ql_m)^{-1} \cdot d_m \cdot (IU \text{ ou } DMT) \quad (15)$$

Para o cálculo das emissões municipais foram aplicados os valores de IU , enquanto que os valores de DMT são a entrada para o cálculo das emissões das vias principais.

Por fim, no quesito poluentes com fatores de emissão não referenciados diretamente à massa/distância, temos o cálculo de emissões de material particulado proveniente de ressuspensão de material previamente depositada nas vias, o qual é realizado conforme metodologia proposta pela *United States Environmental Protection Agency* (2011). A fórmula empírica proposta do fator de emissão se aplica a circulação de veículos em via seca e é dada pela Equação 16:

$$E = k * (sL)^{0,91} * (W)^{1,02} \quad (16)$$

Onde:

- E : Fator de emissão do material particulado (em g/DMT, sendo DMT a Distância Média Trafegada em km/h);
- k : Constante associada ao tamanho da partícula (em g/DMT);
- sL : teor de silte por área na via [g/m²];

- W : massa média dos veículos que trafegam na via (em toneladas).

Para se determinar as emissões específicas para determinado tipo de partícula, deve-se utilizar a constante k correspondente, conforme Tabela 14.

Tabela 14 – Valor da constante k conforme tipo de partícula

Tamanho de Partícula	Constante k (g/DMT)
MP _{2,5}	0,15
MP ₁₀	0,62
MP ₁₅	0,77
MP ₃₀	3,23

Fonte: United States Environmental Protection Agency (2011).

O termo teor de silte (sL) refere-se à massa de material de tamanho de silte (menor ou igual 75 micrômetros [μm] de diâmetro) por unidade de área da superfície da via. Para se determinar o valor de sL foram utilizados os valores de referência da própria metodologia da USEPA, conforme Tabela 15, os quais apresentam uma ampla variação entre os valores em função da movimentação diária nas vias de tráfego (ADT), sendo possível observar que quanto maior o número de veículos por dia em uma via menor será o teor de silte a ser considerado.

Tabela 15 – Valor de sL conforme movimentação da via

ADT (veículos/dia)	sL (g/m ²)
< 500	0,60
500 – 5.000	0,20
5.000 – 10.000	0,06
> 10.000	0,03

Fonte: United States Environmental Protection Agency (2011).

A massa média foi calculada por meio da média aritmética ponderada utilizando as massas médias das 4 categorias de veículos (automóveis, motocicletas, ônibus e caminhões) e as DMTs no horário de pico para cada categoria, obtendo-se um valor por via, conforme a Equação 17:

$$W_i = \frac{\sum_{j=1}^4 (M_j * DMT_j)}{\sum_{j=1}^4 DMT_j} \quad (17)$$

Onde:

- i : a via de tráfego;
- j : a categoria de veículo;
- M_j : massa média de cada categoria;
- DMT_j : DMT de pico de cada categoria de veículo, para cada via.

4.7. FATOR DE DETERIORAÇÃO

De acordo com a metodologia adotada, os fatores de emissão dos veículos devem ser incrementados, dependendo do ano de fabricação e consequentemente da quilometragem rodada em relação ao ano do inventário (BRASIL, 2014).

Esses fatores foram elaborados em ensaios de durabilidade dos veículos, sendo apresentados em duas metodologias, válidas somente para automóveis e veículos comerciais leves do ciclo Otto, e determinados poluentes:

- Veículos anteriores a 1995: ao atingir 160.000 km rodados, os fatores de emissão aumentam em 20%, permanecendo constantes após isso. Válido para os fatores de emissão de CO, Aldeídos (RCHO) e NMHC_{escapamento};
- Veículos a partir de 1995: a cada 80.000 km rodados, os fatores de emissão originais de CO, NO_x, Aldeídos (RCHO) e NMHC_{escapamento} são acrescidos dos valores conforme Tabela 16.

Tabela 16 – Incremento médio das emissões por acúmulo de rodagem, em g_{poluente}/km, a cada 80.000 km

Combustível	CO	NO _x	NMHC _{escapamento}	RCHO
Gasolina C	0,263	0,030	0,023	0,00065
Etanol Hidratado	0,224	0,020	0,024	0,00276

Fonte: Brasil (2014).

4.8. DISTRIBUIÇÃO DOS ENSAIOS DE HOMOLOGAÇÃO DOS VEÍCULOS COMERCIAIS LEVES DO CICLO DIESEL

Conforme Brasil (2014), existe uma distribuição percentual de homologação dos veículos comerciais leves como “veículos leves” e como “veículos pesados” no ano inventariado. Esta distribuição deve ser levada em consideração, bem como ao fator de emissão associado a esse veículo. A Tabela 17 mostra a distribuição de percentuais.

Tabela 17 – Distribuição da homologação de veículos comerciais leves do ciclo Diesel

Ano	Considerados Leves	Considerados Pesados
Até 2008	0%	100%
2009	59%	41%
2010	61%	39%
2011	73%	27%
2012	100%	0%

Fonte: Brasil (2014).

Desde 2008, parte dos veículos comerciais leves a Diesel é homologada como “veículos leves”. Os fatores de emissão para esses casos em especial são especificados e estão apresentados na Tabela 18, a seguir. Para anos anteriores a 2008, os fatores dos comerciais leves do ciclo Otto são os mesmos apresentados para veículos leves na seção 4.1.1, enquanto a metodologia e os fatores para veículos comerciais leves do ciclo Diesel, homologados como veículos pesados, estão apresentados na seção 4.3.

Tabela 18 – Fatores de emissão para comerciais leves homologados como veículos leves, em g_{poluente}/km

Ano/modelo	Combustível	CO	NO _x	NMHC _{escap}	CH ₄	MP _{comb}
2008	Diesel	0,300	0,750	0,046	0,014	0,057
2009	Gasolina C	0,220	0,030	0,019	0,001	0,001
	Flex - Gasolina C	0,220	0,030	0,038	0,032	0,001
	Flex - Etanol Hidratado	0,460	0,030	0,014	0,005	-
	Diesel	0,280	0,680	0,025	0,008	0,060
2010	Gasolina C	0,260	0,020	0,023	0,008	0,001
	Flex - Gasolina C	0,200	0,040	0,011	0,049	0,001
	Flex - Etanol Hidratado	0,470	0,040	0,023	0,008	-
	Diesel	0,210	0,720	0,050	0,020	0,068
2011	Gasolina C	0,300	0,020	0,024	0,006	0,001
	Flex - Gasolina C	0,230	0,030	0,029	0,011	0,001
	Flex - Etanol Hidratado	0,680	0,020	0,037	0,053	-
	Diesel	0,150	0,610	0,043	0,004	0,052
2012	Gasolina C	0,280	0,010	0,019	0,006	0,001
	Flex - Gasolina C	0,240	0,040	0,029	0,009	0,001
	Flex - Etanol Hidratado	0,730	0,050	0,056	0,045	-
	Diesel	0,050	0,310	0,017	0,012	0,020

Fonte: Brasil (2014).

4.9. SUCATEAMENTO DE VEÍCULOS

Os dados de frota disponibilizados pelo DETRAN|ES são quantitativos brutos vinculados ao número de veículos licenciados no estado do Espírito Santo, não tendo qualquer tipo de apuro em função de perdas por abandono, quebras, e outros atreladas à idade do veículo.

Visando um resultado acurado para as emissões municipais, que dependem desse quantitativo, foram aplicadas funções de sucateamento propostas por Brasil (2014), que calculam as frotas remanescentes por idade e categoria do veículo. A Equação 18 apresenta o cálculo de sucateamento para automóveis e comerciais leves do ciclo Otto.

$$S(t) = 1 - \exp(-\exp(a + b \cdot t)) \quad (18)$$

Sendo: $S(t)$ é a fração de veículos remanescentes, ainda não sucateados, na idade t ; t é a idade do veículo em anos; $a = 0,798$ para automóveis ou $a = 1,618$ para veículos comerciais leves do ciclo Otto; $b = -0,137$ para automóveis ou $b = -0,141$ para veículos comerciais leves do ciclo Otto.

A Equação 19 apresenta o cálculo de sucateamento para veículos comerciais leves do ciclo Diesel, ônibus e caminhões.

$$S(t) = \frac{1}{(1 + \exp(a \cdot (t - t_0)))} + \frac{1}{(1 + \exp(a \cdot (t + t_0)))} \quad (19)$$

Sendo: $S(t)$ é a fração de veículos remanescentes, ainda não sucateados, na idade t ; t é a idade do veículo em anos; $t_0 = 15,3$ para veículos comerciais leves do ciclo Diesel ou $t_0 = 17,0$ para caminhões ou $t_0 = 19,1$ para ônibus; $a = 0,17$ para comerciais leves do ciclo Diesel ou $a = 0,10$ para caminhões ou $a = 0,16$ para ônibus.

De forma geral, as funções são apoiadas em uma expectativa média de vida para cada categoria veicular. Essas funções são detalhadamente explicadas no Anexo C do relatório referencial (BRASIL, 2014) da metodologia adotada.

4.10. FRAÇÃO DE USO – VEÍCULOS FLEX

A determinação da divisão percentual de uso dos veículos *flex* é dada considerando iguais as intensidades de uso de veículos que usaram gasolina e etanol, ou seja, tanto veículos que usaram gasolina como os que usaram etanol no ano inventariado tiveram a mesma quilometragem rodada, conforme tabela de intensidades de uso no Anexo F do relatório referencial (BRASIL, 2014) da metodologia adotada. Igualando os fatores de correção dados pela razão entre o consumo do combustível observado (obtido por meio de informações de venda do combustível na região e ano do estudo) e o consumo estimado, é possível obter as frações de uso de cada um dos combustíveis pelos veículos flex. O consumo estimado é calculado pela Equação 20:

$$C_{estimado} = \frac{Frota[n^{\circ} \text{ de veículos}] * IU[km/ano]}{Ql [km/L]} \quad (20)$$

Sendo *Frota* o número de veículos *flex* que circularam usando gasolina ou etanol, *IU* a intensidade de uso referência e *Ql* a quilometragem por litro do combustível. Assim, igualando os fatores de correção:

$$\left(\frac{C_{observado}}{C_{estimado}} \right)_{gasolina} = \left(\frac{C_{observado}}{C_{estimado}} \right)_{etanol}$$

$$\left(\frac{\frac{C_{observado}}{Frota * IU}}{Ql} \right)_{gasolina} = \left(\frac{\frac{C_{observado}}{Frota * IU}}{Ql} \right)_{etanol}$$

Como:

$$IU_{gasolina} = IU_{etanol}$$

$$Frota_{gasolina} = Fr_{gasolina} * (N^{\circ} \text{ de veículos flex})$$

$$Frota_{etanol} = Fr_{etanol} * (N^{\circ} \text{ de veículos flex})$$

Sendo $Fr_{gasolina}$ e Fr_{etanol} , respectivamente, as frações de veículos que usaram gasolina e etanol.

Portanto:

$$Fr_{gasolina} = \left(\frac{Fr}{C_{observado} * Ql} \right)_{etanol} * (C_{observado} * Ql)_{gasolina}$$

Considerando que os veículos *flex* ou utilizam gasolina ou etanol, logo $Fr_{gasolina} + Fr_{etanol} = 1$. Finalmente, a Equação 16 utilizada para determinação das frações de frota *flex* a gasolina e etanol no ano inventariado por categoria e idade do veículo toma forma da expressão a seguir:

$$Fr_{gasolina} = \frac{(C_{observado} * Ql)_{gasolina}}{(C_{observado} * Ql)_{gasolina} + (C_{observado} * Ql)_{etanol}}$$

Esta metodologia proposta pelo Relatório do MMA (Brasil, 2014) foi direcionada a todos os veículos *flex* considerados no estudo, isto é, os automóveis, os comerciais leves e as motocicletas.

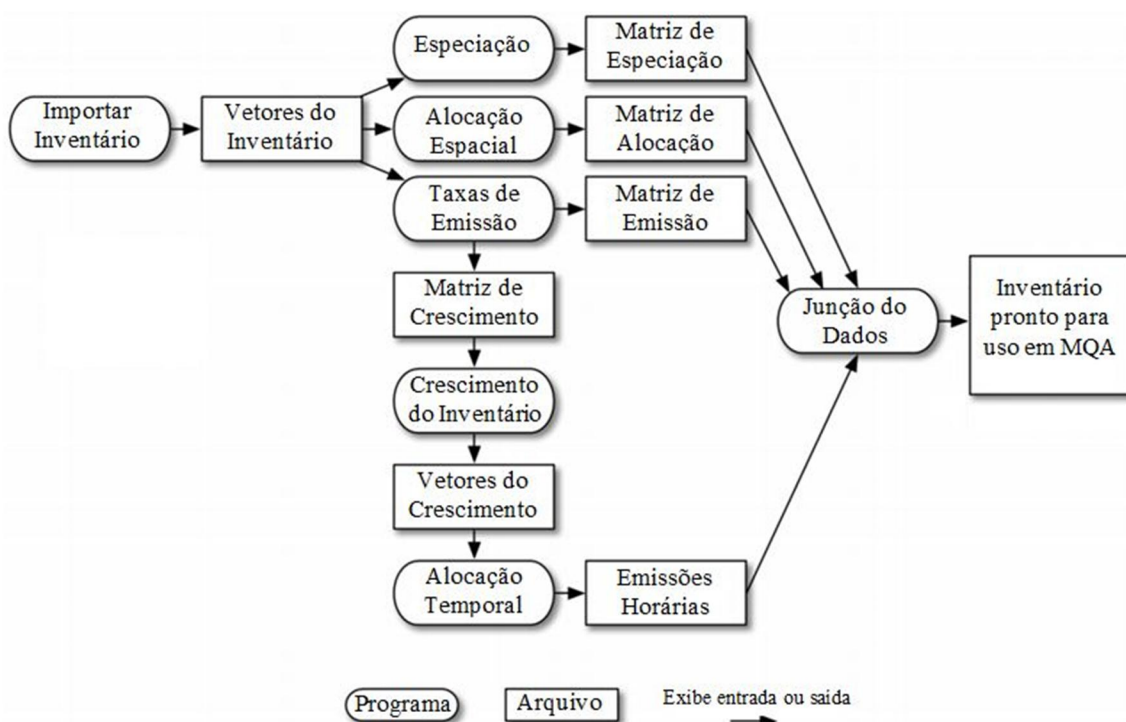
4.11. SIMULAÇÃO NO MODELO SMOKE

O modelo SMOKE processa as informações dispostas em inventários de emissões atmosféricas para o formato requerido pelos modelos numéricos de qualidade do ar. Em linhas gerais o SMOKE dispõe as informações em pontos de grade e as interpola dentro do formato necessário, distribuindo-as na horizontal e na vertical. Também incorpora as condições meteorológicas na mesma grade no ato do provimento das emissões atmosféricas, efetuando nessa etapa todas as conversões necessárias.

Nesse sentido, o modelo SMOKE foi construído sobre os dados meteorológicos modelados por Pedruzzi (2016), para o mês de Agosto/2010, cujo domínio principal do tem 120x120 km², com 1 km de resolução espacial, centrado nas coordenadas geográficas de latitude de -20,251 e longitude de -40,185, tendo sido a referida modelagem testada e validada pelo referido pesquisador, o qual encontrou o arranjo com os melhores resultados para os padrões de validade estatístico recomendados, disponibilizando assim os recursos meteorológicos necessários ao SMOKE.

A partir desse momento, seguem-se os procedimentos apresentados no Fluxograma 2, o qual ilustra os mecanismos e etapas envolvidas no processamento no SMOKE nesta pesquisa, onde a metodologia das matrizes permite a execução em paralelo de várias etapas. Após todo processamento das informações há a junção dos dados e a preparação para os modelos de qualidade do ar.

Fluxograma 2 – Fluxograma dos processos no SMOKE.



Fonte: Adaptado de Baek, Seppanen e Houyoux (2013).

O SMOKE pode criar os arquivos de entrada/saída através do pacote I/O API (*Input/output Applications Programming Interface*) no formato NetCDF (*Network Common Data Form*), formato esse normalmente exigido pelos modelos numéricos de qualidade do ar. O formato dos arquivos também é importante para os dados de entrada no próprio SMOKE, os quais a maioria tem formato ASCII, mas alguns são da forma I/O API - NETCDF.

Toda a estrutura a ser importada já estava minimamente preparada devido à pesquisa realizada por Lariato (2015), a qual foi baseada na versão 2.7 do SMOKE e deixada no NQualiAr para futuras modelagens, sendo a mesma utilizada nessa dissertação.

Na presente pesquisa foi realizada uma extensa revisão de todos os arquivos a serem importados, visando dois objetivos principais:

1. Verificação de possíveis inconsistências nos arquivos previamente compilados;
2. Conversão de toda a base de arquivos para a nova versão 3.5.1 do SMOKE.

A especiação química dos poluentes foi feita com base no SPECIATE v. 4.4, que é um banco de dados com perfis de emissões para material particulado fino (MP_{2,5}) e Compostos orgânicos voláteis (COVs) que varia de acordo com o tipo de fonte, dessa

forma buscou-se adaptar as características as fontes e perfis para as emissões da RMGV. Adicionalmente, a especiação química foi feita desde o princípio para ser possível aplicar posteriormente o mecanismo químico Carbon Bond 05 (CB05) junto com AERO 06 no modelo de qualidade do ar CMAQ utilizado por outros pesquisadores no NQualiAr.

A Tabela 19 apresenta as espécies disponíveis na versão 3.5.1 do SMOKE utilizada nesta pesquisa, explicitando os avanços em relação a versão anterior do referido modelo.

Tabela 19 – Especiação química utilizada na versão 3.5.1 do SMOKE

Espécie	Descrição	Situação
POC	Carbono orgânico primário	Pré-existente no SMOKE2.7 – Novo nome
PEC	Carbono elementar	Pré-existente no SMOKE2.7
PNH4	Partículas de Amônia	Espécie nova
PNO3	Partículas de Nitrato	Pré-existente no SMOKE2.7
PSO4	Partículas de Sulfato	Pré-existente no SMOKE2.7
PNCOM	Materiais orgânicos não-carbônicos primários	Espécie nova
PH2O	Partículas de água	Espécie nova
PNA	Partículas de Sódio	Espécie nova
PMG	Partículas de Magnésio	Espécie nova
PAL	Partículas de Alumínio	Espécie nova
PSI	Partículas de Sílica	Espécie nova
PCL	Partículas de Cloreto	Espécie nova
PK	Partículas de Potássio	Espécie nova
PCA	Partículas de Cálcio	Espécie nova
PTI	Partículas de Titânio	Espécie nova
PMN	Partículas de Manganês	Espécie nova
PFE	Partículas de Ferro	Espécie nova
PMOTHR	Material restante não especiado	Pré-existente no SMOKE2.7 – Novo nome

Fonte: Elaborado pelo autor.

No inventário de emissões veiculares preparado por Loriato (2015), cada via de tráfego reúne todos os tipos de emissões para cada poluente e apenas um perfil de especiação química pode ser escolhido para ser relacionado a determinada via. Apesar desse fato, existem vários perfis disponíveis para todas as tipologias de emissão estimadas nesta pesquisa, os quais são destacados abaixo:

- 92053: *Paved Road Dust* (Poeira por ressuspensão em vias)
- 92087: *Tire Dust – Simplified* (Desgaste de pneus)
- 92009: *Brake Lining Dust* (Desgaste de freios)

- 92050: *Onroad Gasoline Exhaust* (Exaustão por veículos a gasolina)
- 92035: *HDDV Exhaust* ((Exaustão por veículos a diesel)

Baseado na distribuição das emissões nacionais de MP_{2,5} (BRASIL, 2014) e no consumo de combustível da RMGV (DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DO ESPÍRITO SANTO, 2015), um perfil misto foi compilado em função da média ponderada dos valores e dessas participações citadas, de forma que veículos leves e pesados fossem representados, bem como as emissões de exaustão, ressuspensão, freios, pneus e pista, e inserido no arquivo de especificação (\$GSPRO), o qual aceita apenas 1 (um) único perfil por fonte emissora.

A Tabela 20 apresenta a especificação para os perfis citados, bem como o perfil resultante (NQ001) da ponderação matemática utilizada para o rateio das emissões veiculares nas espécies utilizadas pelo SMOKE.

Tabela 20 – Perfis de especificação química utilizados

Espécie	Perfis de Especificação Química					
	92050	92035	92053	92087	92009	NQ001
POC	54,9%	17,6%	9,7%	47,2%	10,7%	39,05%
PEC	19,0%	77,1%	1,0%	22,0%	2,6%	18,19%
PNH4	1,7%	0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,90%
PNO3	0,2%	0,3%	0,0%	0,2%	0,2%	0,14%
PSO4	0,8%	4,4%	0,6%	3,1%	3,3%	1,64%
PNCOM	13,7%	0,0%	3,9%	18,9%	4,3%	10,83%
PH2O	0,0%	0,0%	0,2%	0,8%	0,8%	0,23%
PNA	0,1%	0,0%	0,3%	0,1%	0,0%	0,11%
PMG	0,1%	0,0%	0,7%	0,0%	11,1%	1,58%
PAL	0,1%	0,0%	5,4%	0,1%	0,1%	0,91%
PSI	0,5%	0,0%	16,9%	0,1%	8,8%	3,94%
PCL	0,1%	0,0%	0,2%	0,8%	0,1%	0,20%
PK	0,0%	0,0%	1,6%	0,0%	0,0%	0,26%
PCA	0,3%	0,1%	4,7%	0,1%	1,0%	1,00%
PTI	0,0%	0,0%	0,4%	0,0%	0,4%	0,11%
PMN	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,1%	0,03%
PFE	0,4%	0,0%	4,2%	0,5%	11,5%	2,40%
PMOTHR	8,2%	0,4%	50,0%	6,2%	44,9%	18,49%

Fonte: Elaborado pelo autor.

Paralelamente foi compilado o arquivo de alocação espacial, que está ligado diretamente à localização das fontes em cada célula do domínio 61x79km. No caso das fontes pontuais, elas são inseridas nas células que compreendem a sua coordenada geográfica,

sendo inserida em apenas uma célula. As fontes veiculares, que geralmente estão sobre diversas células, sofreram um fracionamento da emissão total, sendo parte da emissão dividida para cada célula que a fonte está inserida. Essa divisão já havia sido realizada por Loriato (2015), por ponderação pela área da fonte que está inserida em cada célula, e foi utilizada novamente visto que as vias de tráfego não mudaram de posição até então.

Para fontes do tipo área o SMOKE constrói um arquivo de dados substituto (em fontes área, móveis e difusas com o arquivo substituto espacial chamado de \$AGPRO) e o correspondente arquivo de referência cruzada (\$AGREF). A partir dessas informações o programa GRDMAT produz a matriz que contém os fatores da proporção de alocação espacial de cada uma das fontes, dentro de cada uma das células do domínio.

O arquivo de emissões nos quais constavam as emissões das vias de tráfego da RMGV (\$ARINV) foi modificado nas emissões para cada via de tráfego considerada, no sentido da substituição das emissões até então utilizadas pelas calculadas na presente pesquisa.

A alocação temporal foi extraída do próprio inventário oficial (IEMA, 2011), sendo extraído as variações mensais, semanais e diurnas para as fontes veiculares, sendo as mesmas compiladas em perfis mensais, semanais, de fins de semana e diários no arquivo específico do SMOKE (\$ATPRO), seguindo a informação do arquivo de referência cruzada (\$ATREF), o qual liga o código de classificação das fontes, conhecido pela sigla *Source Classification Codes* (SCC) de cada poluente, com o correspondente perfil em \$ATPRO.

4.12. EXEMPLO DE COMO FOI REALIZADO O CÁLCULO DE EMISSÕES

Para calcular as emissões diárias de monóxido de carbono na Avenida Princesa Isabel, é preciso prever todo o tráfego em um dia, para as diferentes categorias consideradas, nos diferentes modelos ano-combustível previstos. Por exemplo, para calcular as emissões diárias de CO por motocicletas de 2005 movidas a gasolina na via citada, deve-se verificar o percentual da frota de motocicletas que é do ano 2005 e que são movidas a gasolina. Por meio dos dados de frota, foi possível calcular este percentual, equivalente a aproximadamente 3,95% das motocicletas em circulação.

O fator de emissão de CO para motocicletas fabricadas em 2005 a gasolina é igual a 2,5 g/km. Tendo calculado a DMT de todas as 24 horas do dia para motocicleta nesta via

(variando hora a hora de acordo com a função de tráfego), somando obtém-se 8.290,87 km/dia. Logo, a emissão diária de CO por motocicletas movidas a gasolina do ano de 2005 na Avenida Princesa Isabel é de $3,954\% \times (8.290,87 \text{ km/dia}) \times (2,5 \text{ g/km}) = 819,55 \text{ g/dia}$.

Para calcular as emissões de CO de toda a frota de motocicletas a gasolina na via indicada, utilizou-se o percentual da frota ($\%Fr$) para motocicletas movidas a gasolina de cada ano-modelo, bem como os fatores de emissão correspondentes (Fe), conforme Equação 21:

$$E_{motocicletas}^{gasolina} = DMT_{motocicletas}^{0h-24h} * (\%Fr_{Até1983}^{gasolina} * Fe_{Até1983}^{gasolina} + \%Fr_{1984}^{gasolina} * Fe_{1984}^{gasolina} + \dots + \%Fr_{2010}^{gasolina} * Fe_{2010}^{gasolina}) \quad (21)$$

$$E_{motocicletas}^{gasolina} = 8290,87 * (9,498\% * 19,7 + 0,906\% * 19,7 + \dots + 5,931\% * 0,74) \\ = 87.267,7 \text{ g/dia}$$

Para calcular a emissão diária de toda a frota de motocicletas, independente do ano-modelo ou combustível, calculou-se conforme Equação 22:

$$E_{motocicletas} = DMT_{motocicletas}^{0h-24h} * [\sum_{Até1983}^{2010} (\%Fr_i^{gasolina} * Fe_i^{gasolina}) + \sum_{2009}^{2010} (\%Flex_i^{gasolina} * \%Fr_i^{flex} * Fe_i^{flex-gasolina}) + \sum_{2009}^{2010} (\%Flex_i^{etanol} * \%Fr_i^{flex} * Fe_i^{flex-etanol})] = 87.537,97 \text{ g/dia} \quad (22)$$

A frota de motocicletas *flex* entrou em circulação a partir de 2009. E foram acrescentadas as frações da frota que optam por gasolina ($\%Flex_i^{gasolina}$) e por etanol hidratado ($\%Flex_i^{etanol}$) para veículos do ano 2009 e 2010, provenientes da metodologia apresentada no tópico 4.4.1, tendo em vista que alguns fatores de emissão se diferenciam para veículos que optam por gasolina e aqueles que optam por etanol.

Quanto ao cálculo de emissões evaporativas ($NMHC_{evap}$), para exemplificar, serão apresentadas aquelas provenientes de toda a frota de veículos comerciais leves *flex*, tendo, portanto, que considerar a divisão de emissões provenientes da parcela que opta por gasolina e da parcela que opta por etanol. A DMT diária é a soma das DMT hora a

hora para a categoria Automóveis (que abrange comerciais leves), tendo um valor de 48.789,13 km/dia para Avenida Princesa Isabel, por exemplo. O comprimento desta via é 1,57 km. Assim, as emissões diárias de $NMHC_{evap}$ seriam dadas pela Equação 23:

$$E_{NMHC_{evap}} = DMT_{Automóveis}^{0h-24h} * \left\{ \sum_{i=2003}^{2010} \left[\%Flex_i^{gasolina} * \%Fr_i^{comerciais\ leves-flex} * \left(\frac{e_d}{c} + \frac{e_r}{d} + \frac{e_s}{d} \right)_i^{flex-gasolina} \right] + \sum_{i=2003}^{2010} \left[\%Flex_i^{etanol} * \%Fr_i^{comerciais\ leves-flex} * \left(\frac{e_d}{c} + \frac{e_r}{d} + \frac{e_s}{d} \right)_i^{flex-etanol} \right] \right\} \quad (23)$$

$$E_{NMHC_{evap}} = 245,0348 \text{ g/dia}$$

As emissões evaporativas dos veículos comerciais leves *flex* na via Avenida Princesa Isabel, durante um dia, resultam das emissões provenientes dos veículos que optam por gasolina, com aqueles que optam por etanol hidratado. A primeira parte vem do somatório dos produtos ano a ano (a partir de 2003) dos fatores de emissão de $NMHC$ evaporativos *flex* que optam por gasolina (cada parcela) pela frota correspondente ano a ano de comerciais leves *flex*. Idem para veículos comerciais leves *flex* que optam por etanol.

Foram aplicadas metodologias específicas para cálculo de emissões de dióxido de enxofre (SO_2) e de material particulado de ressuspensão ($MP_{RESSUSP}$), conforme apresentadas nos tópicos 4.2.1.6 e 4.4.4. Quanto às emissões de SO_2 , foram quantificadas aquelas provenientes de todos os veículos cujos combustíveis apresentam teor de enxofre que são aqueles que abastecem com gasolina (incluindo a parcela *flex*) e diesel.

As massas específicas médias a 20 °C de gasolina e diesel são, respectivamente, 750 e 842,5 g/l. Logo, os fatores de emissão de SO_2 por tipo de veículo, ano e combustível (gasolina, *flex*-gasolina ou diesel) são calculados utilizando a fórmula apresentada no tópico 4.2.1.6, necessitando na equação dos valores tabelados por tipo-ano-combustível de quilometragem por litro de combustível, informados no anexo do Relatório do MMA (BRASIL, 2014). Portanto, exemplificando para a Avenida Princesa Isabel, quanto às emissões de caminhões, considerados neste estudo somente a diesel, a massa total emitida seria de 5,470 kg/dia, conforme Equação 24:

$$E_{SO_2} = DMT_{Caminhões}^{0h-24h} * \left[2 * k_{S,diesel} \sum_{i=Até\ 1983}^{2010} \sum_{j=1}^5 (Ql_{ij})^{-1} * \%Fr_{ij} * d_{diesel} \right] \quad (24)$$

Onde j é a subclassificação dos caminhões em: 1 - semileves; 2 - leves; 3 - médios; 4 - semipesados; e 5 - pesados.

Sendo $DMT_{Caminhões}^{0h-24h} = 7673,30$ km/dia, $k_{S,diesel} = 0,0018$ g/g, $d_{diesel} = 842,5$ g/l, utilizando os valores de quilometragem por litro pra cada subclassificação e ano, bem como a porcentagem de frota específica, é possível determinar que todos os caminhões emitem diariamente na Avenida Princesa Isabel cerca de 5,47 kg de SO_2 .

A mesma metodologia é aplicada para os demais veículos a gasolina ou diesel, somando as emissões dos cálculos feitos para cada parcela. Por exemplo, os veículos comerciais leves emitem SO_2 provenientes das parcelas que trafegam a gasolina, daquelas que trafegam a diesel e dos veículos *flex*, da fração que utilizou gasolina, tomando a forma da Equação 25:

$$E_{SO_2} = DMT_{Automóveis}^{0h-24h} * \left\{ \left[2 * k_{S,diesel} \sum_{i=Até\ 1983}^{2010} (Ql_i)^{-1} * \%Fr_i * d_{diesel} \right] + \left[2 * k_{S,gasolina} * d_{gasolina} \left(\sum_{i=Até\ 1983}^{2010} (Ql_i^{gasolina})^{-1} * \%Fr_i^{gasolina} + \sum_{i=2003}^{2010} (Ql_i^{flex-gasolina})^{-1} * \%Fr_i^{flex-gasolina} \right) \right] \right\} \quad (25)$$

Sendo $DMT_{Automóveis}^{0h-24h} = 48.789,13$ km/dia, $k_{S,gasolina} = 0,001$ g/g, $d_{gasolina} = 750,0$ g/l, utilizando os valores de quilometragem por litro pra cada combustível e ano, bem como a porcentagem de frota específica, é possível determinar que todos os comerciais leves emitem diariamente na Avenida Princesa Isabel cerca de 1,18 kg de SO_2 .

Quanto às emissões de material particulado por ressuspensão, tomando como exemplo emissões de $MP_{2,5}$ por todos os ônibus na Avenida Princesa Isabel, utiliza-se a massa média ponderada, em toneladas, dos veículos que trafegam na via, cuja fórmula é indicada no tópico 4.4.4, e o teor de silte na rua, em g/m². A massa média na Avenida Princesa Isabel é de aproximadamente 2,96 toneladas e o teor de silte de 0,03 g/m² (uma vez que tal avenida apresentou mais de 10.000 veículos que circulam por dia). Sendo o

fator K para $MP_{2,5}$ de 0,15 g/DMT e $DMT_{\text{ônibus}}^{0h-24h} = 1.799,91$ km/dia para tal via, tem-se o cálculo exemplificado pela Equação 26:

$$E_{MP_{2,5}ressusp} = k_{MP_{2,5}} * (SL)^{0,91} * (W)^{1,02} * DMT_{\text{ônibus}}^{0h-24h} \quad (25)$$

Logo, todos os ônibus que circulam na Avenida Princesa Isabel são responsáveis pela ressuspensão diária nesta de via de aproximadamente 0,16 kg de $MP_{2,5}$. Esta mesma metodologia é aplicada ao cálculo de MP_{10} e MP_{30} , para todos os outros tipos de veículo.

5. RESULTADOS

Neste capítulo são apresentados os resultados gerados pela aplicação da metodologia apresentada para a quantificação de emissões veiculares, e pela aplicação deste no modelo SMOKE, ambos efetivados nesta pesquisa para a Região Metropolitana da Grande Vitória, para o ano de 2010.

Na seção 5.1 são exibidos os quantitativos estimados para os poluentes de interesse monitorados na RMGV. As seções 5.2 e 5.3 estão reservadas para a demonstração dos resultados em função do tipo de veículo e do tipo de combustível respectivamente.

Na seção 5.4 as taxas de emissão de poeira, a partir das origens inventariadas (ressuspensão, dos pneus e freios, do escapamento e do desgaste das pistas) são apresentadas conforme sua composição granulométrica (MP, MP₁₀ e MP_{2,5}).

A seção 5.5 expõe a distribuição das emissões veiculares em relação ao total emitido na RMGV (todos os tipos de fontes), com uma análise comparativa com as emissões apresentadas no primeiro inventário na região, além de projeções para a estimativa de emissões por ressuspensão em vias de tráfego com outros valores de teor silt obtidos em literatura.

Como última seção, a 5.6 apresenta a arquitetura e resultados gerados com a aplicação e execução do modelo SMOKE para o inventário ora calculado.

5.1. TAXAS DE EMISSÕES VEICULARES NA RMGV

Neste capítulo são apresentados os resultados do inventário de emissões, com base na metodologia descrita no Capítulo 4, a partir da qual se chegou ao total de poluentes liberados na atmosfera da RMGV, durante o ano base de 2010, como a taxa média para os poluentes CO, NO_x, MP_{2,5}, MP₁₀, MP, NMHCT, CH₄ e SO₂, conforme exposto na Tabela 21. Nela também é apresentada a separação relativa das Vias Principais e das Vias Secundárias na carga poluidora da região.

Tabela 21 – Totalização das emissões de poluentes - Inventário de Emissões Veiculares em kg/h

Vias de Tráfego	CO	NO _x	MP _{2,5}	MP ₁₀	MP	NMHCT	CH ₄	SO ₂
Vias Principais	1.582,4	383,3	19,9	61,4	163,0	245,1	26,9	56,8
Vias Secundárias	778,7	1.221,8	49,4	156,9	222,6	158,7	28,8	201,4
Total	2.361,0	1.605,1	81,8	218,3	394,6	403,8	55,7	258,2

Fonte: Elaborado pelo Autor

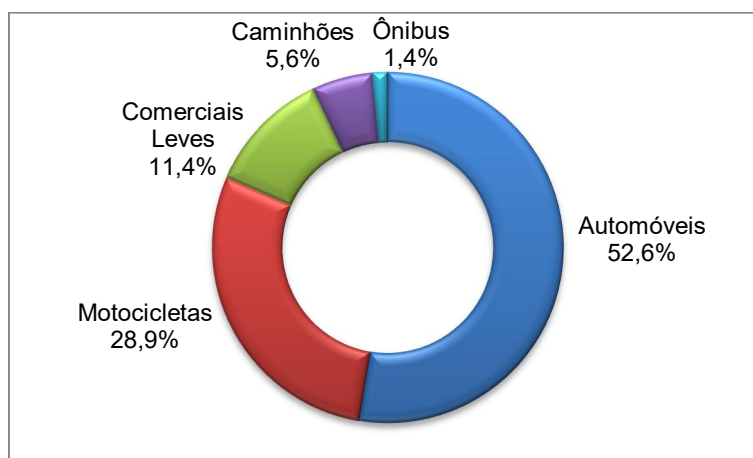
Conforme resultados apresentados na tabela 19, as emissões das Vias Secundárias são geralmente maiores que as referentes às Vias principais, devido à maior quantidade de veículos existentes (frota licenciada em circulação) em cada município em relação ao que foi mensurado nas vias especificamente avaliadas.

De acordo com os resultados obtidos, as emissões de CO e NO_x são as maiores na RMGV. As emissões de material particulado seguem um comportamento típico em relação à característica granulométrica. Essas declarações e outras mais serão discutidas com profundidade nas seções que se seguem deste capítulo.

5.2. EMISSÕES POR TIPO DE VEÍCULOS

O Gráfico 1 demonstra a participação percentual das diferentes categorias de veículos no total da frota da RMGV. A frota da região objeto da presente pesquisa é composta em sua maioria por veículos leves, notadamente por automóveis (52,6%), motocicletas (28,9%) e comerciais leves (11,4%), em menor escala. Conforme pode ser observado, apenas 5,6% da frota da região metropolitana é composta por caminhões e apenas 1,4% da frota é composta por ônibus.

Gráfico 1 – Composição da Frota da RMGV por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

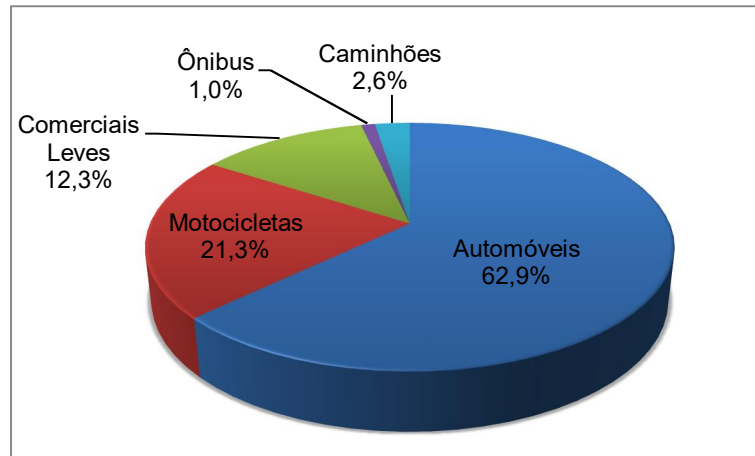
Entre os Gráficos 2 e 14 são apresentadas as taxas de emissões dos poluentes inventariados, fracionados de acordo com as categorias de veículos consideradas.

No Gráfico 2, é representada a totalização das emissões de monóxido de carbono (CO). É possível observar que a maior parcela deste poluente é lançada para a atmosfera por veículos leves (automóveis, motocicletas e comerciais leves) que, somados, são responsáveis por 96,4% de todo CO emitido, fato esse associado aos maiores valores de fator de emissão.

Em contrapartida, aos veículos pesados (ônibus e caminhões) é atribuída uma fração de 3,6% das emissões. Os veículos pesados são os detentores dos menores valores de fator de emissão para esse poluente, o que explica esse comportamento.

Contrapondo os resultados do Gráfico 2 com a participação das mesmas categorias na frota veicular (Gráfico 1), pode-se afirmar que a maior parcela de emissão de CO está relacionada também com a maior parcela de veículos da RMGV.

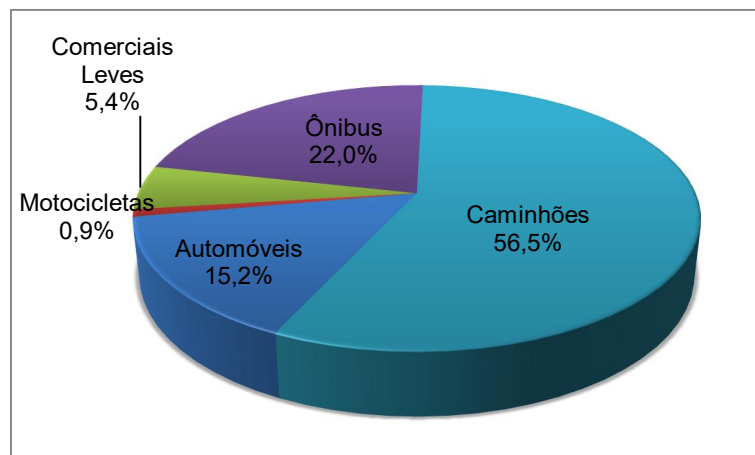
Gráfico 2 – Emissão de CO por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Em relação às frações das emissões dos óxidos de nitrogênio (NO_x) que estão representadas no Gráfico 3, ocorre o oposto ao observado nas emissões de CO: são os veículos pesados os responsáveis pela maior parte das emissões, somando 78,5% da taxa de emissões do poluente, notadamente os caminhões, responsáveis por mais da metade de toda emissão de NO_x (56,5%). Esse comportamento é explicado pelos maiores valores de fator de emissão para o NO_x para os veículos pesados.

Gráfico 3 – Emissão de NO_x por Categoria de Veículos



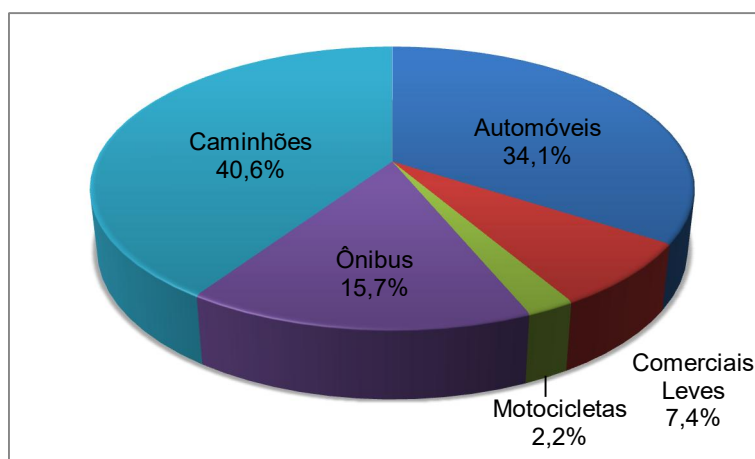
Fonte: Elaborado pelo Autor.

As taxas de emissões de dióxido de enxofre (SO_2), fracionadas por tipologia de veículos são apresentadas no Gráfico 4.

Diferentemente dos poluentes já apresentados até o momento, onde uma categoria de veículos predominava na totalidade das emissões, no caso do SO_2 , há uma distribuição um pouco mais uniforme na participação de veículos leves e pesados nas taxas de emissões totalizadas.

Esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que os veículos pesados, apesar de terem os maiores fatores de emissão, estão em menor número, enquanto que os automóveis possuem a maior quantidade de veículos em circulação, porém são detentores dos menores fatores de emissão.

Gráfico 4 – Emissão de SO_2 por Categoria de Veículos

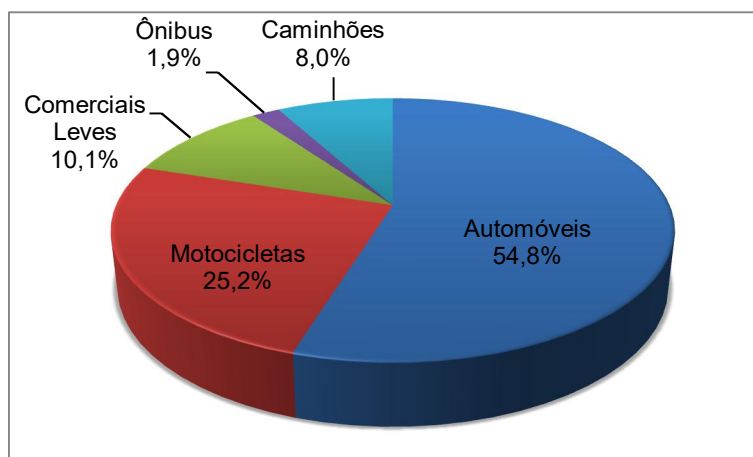


Fonte: Elaborado pelo Autor.

As taxas de emissões de metano (CH_4) e dos hidrocarbonetos não-metano totais (NMHCT), fracionadas pelas categorias de veículos consideradas, são apresentadas nos Gráficos 5 e 6, respectivamente.

As distribuições das emissões de CH_4 e NMHCT são similares, proporcionalmente: considerando as emissões do metano, 90,1% são originadas por automóveis, motocicletas e comerciais leves, e 9,9% por ônibus e caminhões.

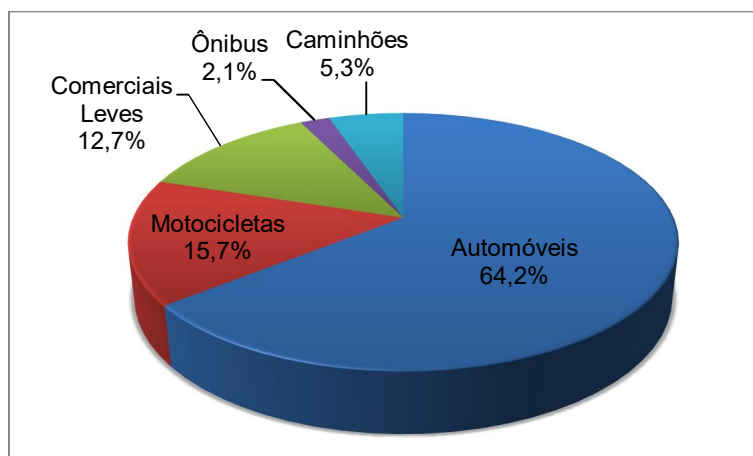
Gráfico 5 – Emissão de CH₄ por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Das emissões de NMHCT, 92,6% são atribuídas a veículos leves e 7,4% aos veículos pesados. Esse comportamento é explicado pela associação da grande frota em circulação dos veículos leves com os maiores fatores de emissão.

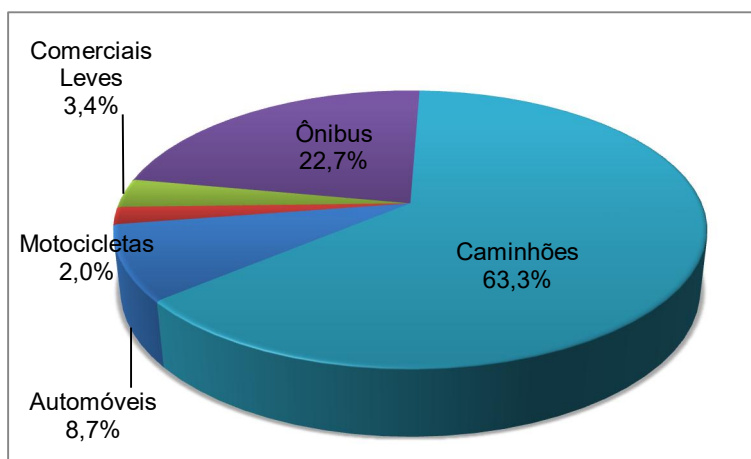
Gráfico 6 – Emissão de NMHCT por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

O Gráfico 7 apresenta a distribuição das taxas de emissões de material particulado total (MP) por tipologia de veículos, onde é notória a participação dos veículos pesados (ônibus e caminhões), que somam 86,0% de tais emissões.

Gráfico 7 – Emissão de MP por Categoria de Veículos

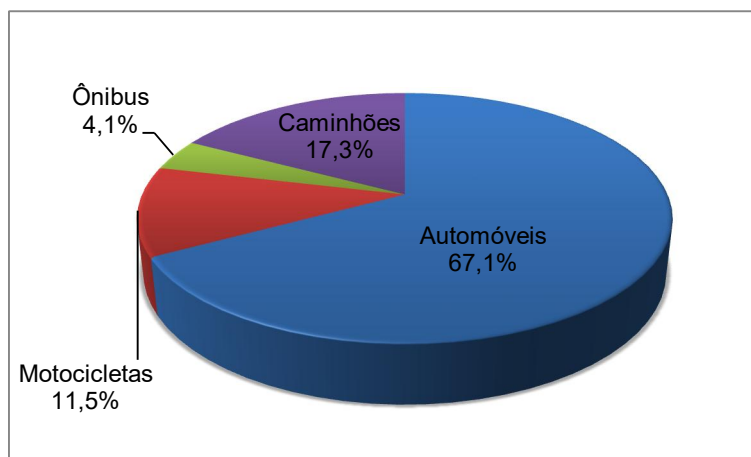


Fonte: Elaborado pelo Autor.

Entretanto, considerando a totalização das emissões de origem veicular, o MP é gerado a partir de quatro fontes distintas: a) ressuspensão de partículas presentes na superfície da via; b) desgaste de pneus e de freios; c) escapamentos; e d) atrito dos veículos sobre as pistas.

Em relação à taxa de emissão por ressuspensão, conforme Gráfico 8, a maior parcela está relacionada aos automóveis (67,1%), que correspondem à maior fração de veículos, como já foi apresentado no Gráfico 1.

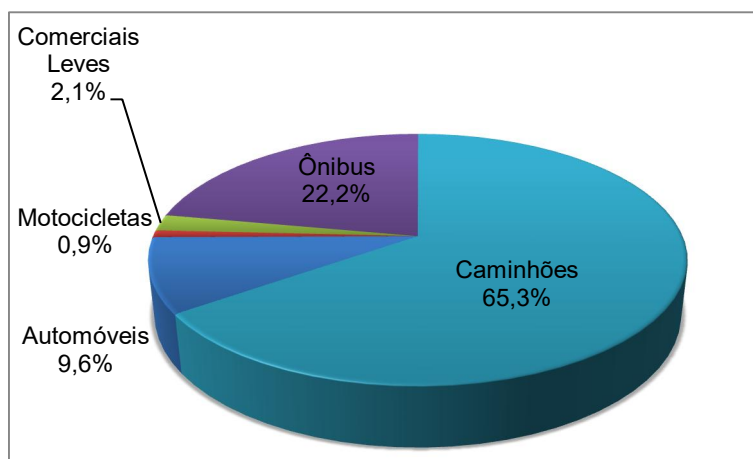
Gráfico 8 – Emissão de MP por Ressuspensão por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Por serem veículos mais pesados que os automóveis e as motocicletas, os caminhões têm a maior participação nas emissões de MP por desgaste de pneus e freios, conforme apresentado no Gráfico 9, visto seus elevados fatores de emissão, apesar das menores DMT.

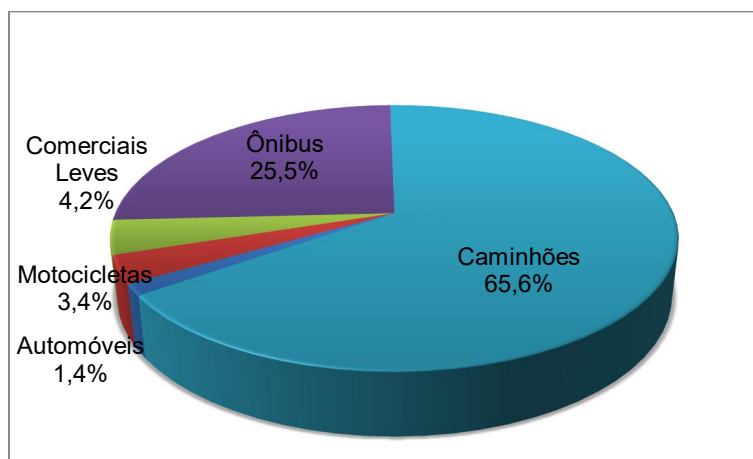
Gráfico 9 – Emissão de MP por Desgaste de Pneus e Freios por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Também com os maiores valores e fator de emissão, os caminhões têm a maior participação nas emissões de MP por escapamento, conforme apresentado no Gráfico 10.

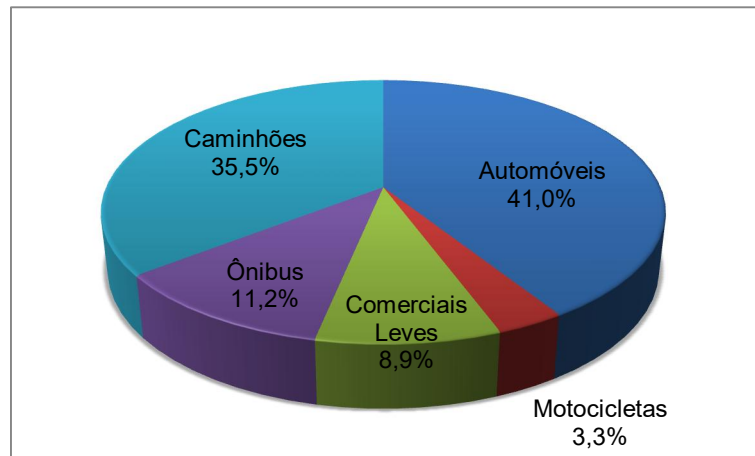
Gráfico 10 – Emissão de MP por Escapamento por Categoria de Veículos



Fonte: Elaborado pelo Autor.

A emissão de material particulado pelo desgaste das pistas, apresentada no Gráfico 11, demonstra que os caminhões (35,5%) e os automóveis (41,0%) possuem participações semelhantes na fração das emissões. É importante destacar, entretanto, que a frota de automóveis corresponde a quase dez vezes a frota de caminhões na RMGV, indicando o potencial dos veículos pesados na geração desta fração do MP de origem veicular.

Gráfico 11 – Emissão de MP por Desgaste de Pista por Categoria de Veículos

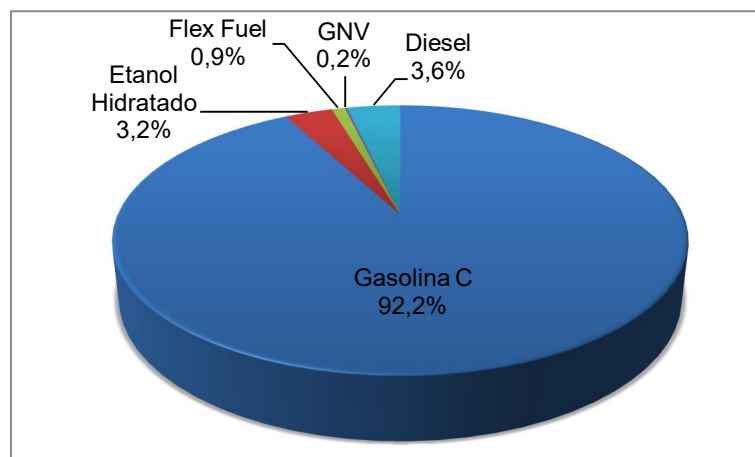


Fonte: Elaborado pelo Autor.

5.3. EMISSÕES POR TIPO DE COMBUSTÍVEL

O Gráfico 12 apresenta a emissão de monóxido de carbono (CO). A maior fração de CO calculada está relacionada à utilização de Gasolina C como combustível, 92,2%. Considerando o Gráfico 2, onde estão representadas as emissões de CO quanto à categoria de veículos, observa-se que a frota de veículos leves correspondem a 96,5%, indicando a relação entre veículos leves e veículos que utilizam Gasolina como combustível.

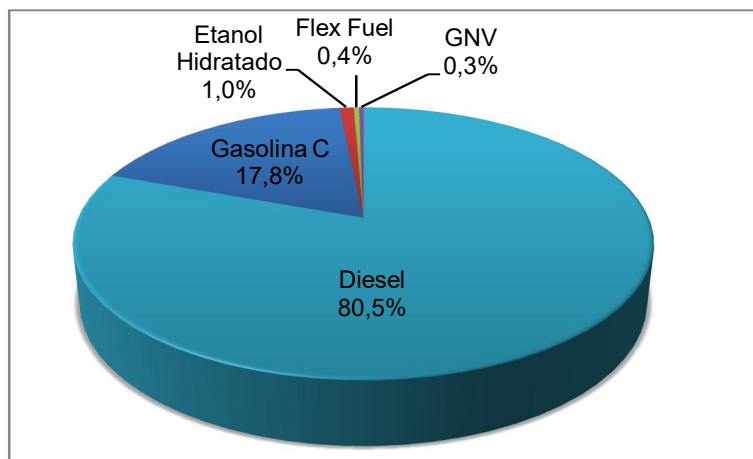
Gráfico 12 – Emissão de CO por Tipologia de Combustível



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Diferentemente da distribuição de CO, o Gráfico 13 demonstra que a taxa de emissão dos óxidos de nitrogênio (NO_x) são, em sua maior parte, originados por veículos movidos a diesel (80,5%) e, em uma escala menor, por veículos movidos a Gasolina C (17,8%), indicando a pequena contribuição dos demais combustíveis na emissão de NO_x que, somados, correspondem a 1,7% (Etanol hidratado, Flex Fuel e GNV).

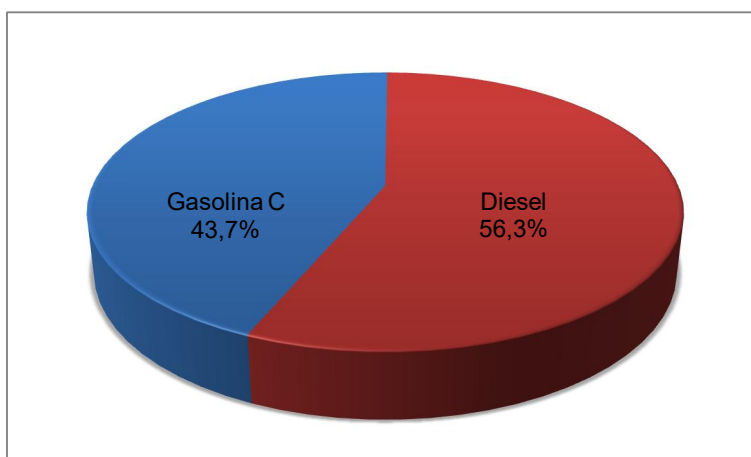
Gráfico 13 – Emissão de NO_x por Tipologia de Combustível



Fonte: Elaborado pelo Autor.

O Gráfico 14 representa as emissões de dióxido de enxofre (SO₂) de origem veicular na RMGV. Considerando as diferentes tipologias de combustíveis consideradas, a estimativa resulta que as emissões veiculares de SO₂ são geradas apenas pelo consumo de Diesel (56,3%) e de Gasolina C (43,7%). Somadas as emissões de SO₂ por categoria de veículos, apresentadas no Gráfico 4, os veículos pesados (Caminhões e Ônibus) somam 56,3%, analogamente à soma de SO₂ pela utilização de Diesel como combustível. O mesmo ocorre com os veículos à Gasolina C, se somando às emissões deste poluente por Comerciais Leves, Motocicletas e Automóveis (43,7%).

Gráfico 14 – Emissão de SO₂ por Tipologia de Combustível

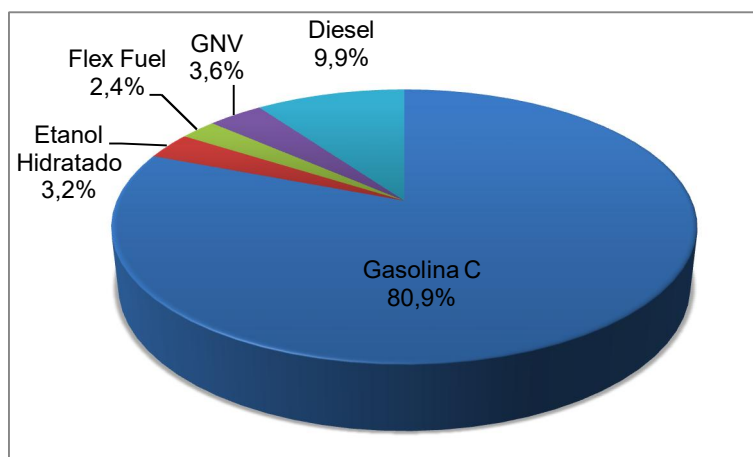


Fonte: Elaborado pelo Autor.

Os Gráficos 15 e 16 representam, respectivamente, as emissões de metano (CH₄) e dos hidrocarbonetos não-metano (NMHCT), originadas a partir da utilização dos combustíveis. Proporcionalmente, as distribuições das frações destes dois poluentes, são

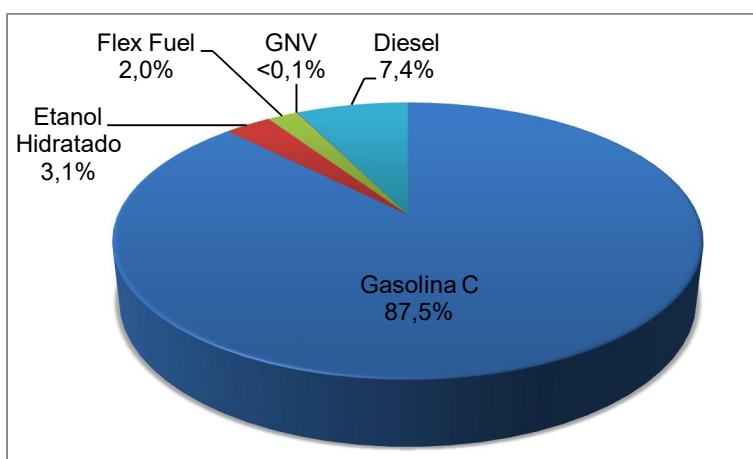
semelhantes: a Gasolina C é a principal fonte dos poluentes, 80,9% e 87,5%, respectivamente.

Gráfico 15 – Emissão de CH₄ por Tipologia de Combustível



Fonte: Elaborado pelo Autor.

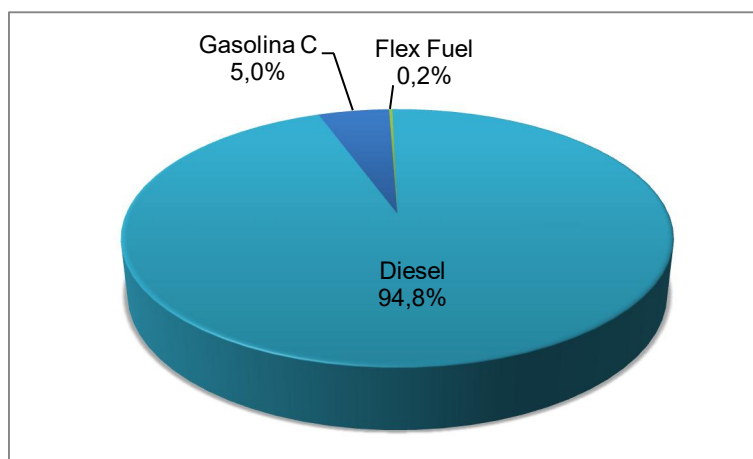
Gráfico 16 – Emissão de NMHCT por Tipologia de Combustível



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Como citado para as categorias de veículos, a taxa de emissão de MP total é a soma de MP gerado em quatro diferentes momentos: escapamento, desgaste de pneus e freios, desgaste da pista e pela ressuspensão de partículas presentes na superfície da via. Porém, uma vez que o tipo de combustível utilizado só exerce influencia sobre as emissões por escapamento, estão representadas as taxas de emissão de MP para tal origem no Gráfico 17.

Gráfico 17 – Emissão de MP por Tipologia de Combustível



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Como é possível observar, o Diesel é o responsável pela maior parcela do MP que é gerado, 94,8% para escapamentos,

5.4. EMISSÕES DE MATERIAL PARTICULADO QUANTO À ORIGEM E GRANULOMETRIA

Nos Gráficos 18, 19 e 20 as taxas de emissão de MP, a partir das origens inventariadas (ressuspensão, dos pneus e freios, do escapamento e do desgaste das pistas) são apresentadas, respectivamente, a composição das taxas de emissão de material particulado total (MP), material particulado com diâmetro inferior ou igual a 10 μm (MP₁₀) e inferior ou igual a 2,5 μm (MP_{2,5}). A Tabela 22 apresenta as taxas de emissão individualizadas.

Tabela 22 – Taxas de emissão de MP por origem e granulometria

Atividade	Taxa de Emissão Média [kg/h]		
	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}
Escapamentos	59,7	59,7	59,7
Desgaste de Freios e Pneus	140,5	107,5	57,8
Desgaste de Pista	22,7	11,3	6,1
Ressuspensão	207,1	39,7	9,6
Total Veiculares	430,0	218,3	133,2

Fonte: Elaborado pelo Autor.

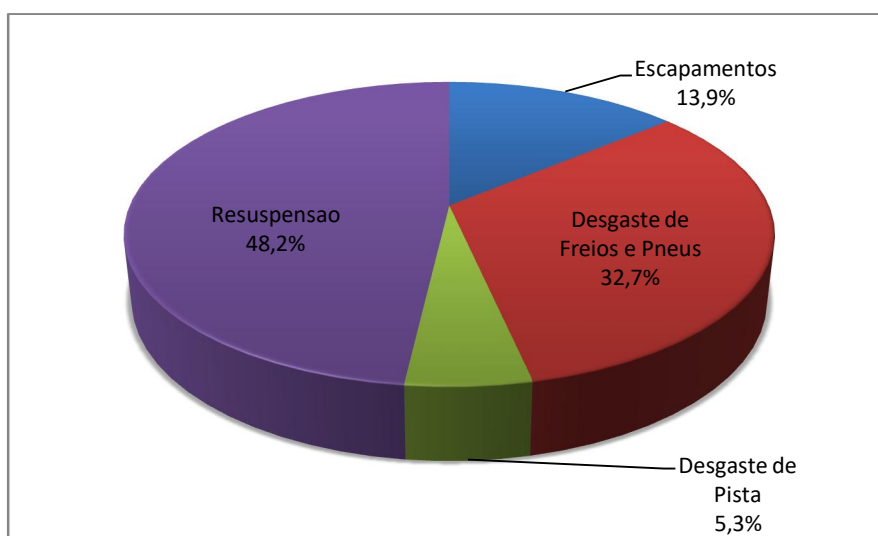
Essa demonstração se faz importante uma vez que, para se determinar o valor da quantidade média de silte por área na via (sL), foram utilizados os valores de referência conforme United States Environmental Protection Agency (2011), tendo os mesmos sido apresentados na Tabela 15, em função da movimentação diária nas vias de tráfego.

A variação dos valores de sL na equação, para cálculo das emissões por ressuspensão, resulta em enormes diferenças na taxa de emissão final calculada, o que não acontece para as outras origens, visto a ausência de variável similar, tendo assim um relativo peso a escolha dos referidos valores do teor de silte.

Como os valores utilizados no inventário do IEMA carecem de informação de origem, e o tempo disponibilizado para essa pesquisa inviabilizaria medições *in loco* (recomendando) de maneira satisfatória do ponto de vista técnico, os valores da agencia americana foram adotados. Esse fato se constitui em uma das fragilidades da presente pesquisa e merece ser alvo de investigações/discussões futuras.

Para o MP total (Gráfico 18), a sua maior fração está relacionada à ressuspensão de partículas presentes na superfície das vias (48,2%) e desgaste de freios e pneus (32,7%).

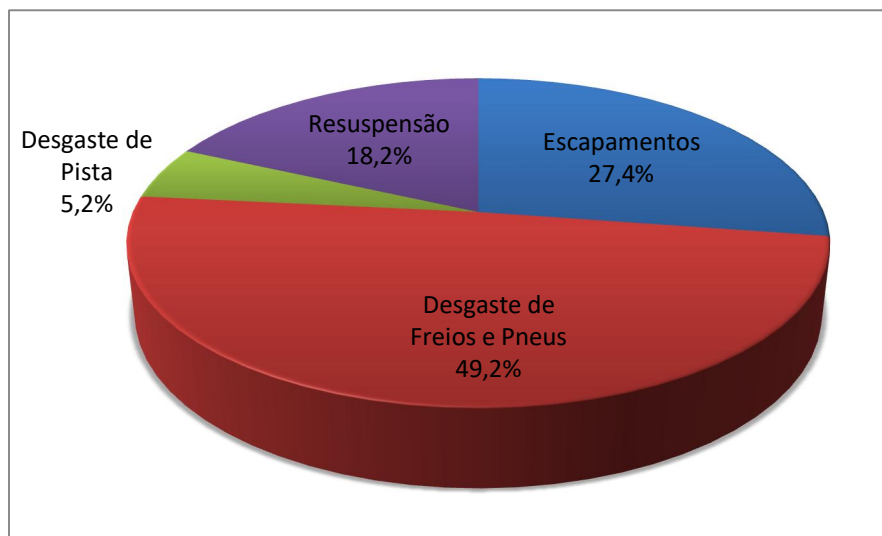
Gráfico 18 – Composição da origem física das emissões de MP



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Em relação à taxa de emissão do material particulado de diâmetro inferior a 10 μm (MP_{10}), a maior parte é gerada pelo atrito de pneus e de freios e escapamentos, 49,2% e 27,4%, respectivamente, conforme apresentado no Gráfico 19.

Gráfico 19 – Composição da origem física das emissões de MP₁₀



Fonte: Elaborado pelo Autor.

A partir da determinação de fatores de emissões, e monitoramento ao lado de vias de tráfego na Dinamarca, Suécia, Alemanha, Finlândia e Áustria, Kertzel e outros (2007) indicaram que a composição do MP₁₀ emitido pelas vias é prioritariamente (entre 50%-85% dependendo da localização) originada de emissões não provenientes de escapamentos, valor esse dentro da ordem de grandeza encontrada nesta pesquisa (72,6%).

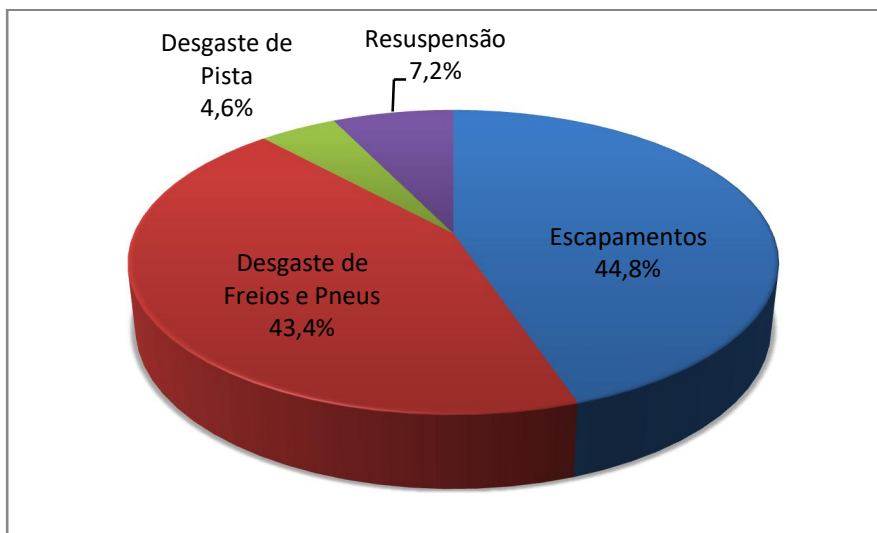
Amato e outros (2009), em estudo para vias de tráfego na cidade de Barcelona (Espanha), verificaram que 37% das emissões totais de MP₁₀ eram provenientes da ressuspensão nas vias, contra os 18,2 % encontrados para a RMGV em 2010 neste trabalho.

Bukowiecki e outros (2010) avaliaram as emissões das vias de tráfego em Zurique (Suíça), relatando uma composição de 21% para a frenagem de veículos, 38% para a ressuspensão e 41% decorrente de exaustão veicular para as emissões de MP₁₀ para vias consideradas urbanas (locais). Para uma *freeway* (interestadual), as respectivas contribuições foram de 3% para a frenagem, 56% para ressuspensão e 41% para a exaustão.

As emissões freios e pneus calculadas nesta pesquisa são mais de duas vezes maiores (49,2%) dos que a citada por Bukowiecki e outros (2010) para vias locais, porém as emissões suíças não consideram a emissão pelos desgaste dos pneus.

No Gráfico 20 é possível observar que o MP inferior a 2,5 μm , por sua vez, tem as maiores participações representadas pela queima de combustíveis (escapamento) e pelo desgaste de freios e pneus, cujas frações correspondem a 44,8% e 43,4%, respectivamente.

Gráfico 20 – Composição da origem física das emissões de MP_{2,5}



Fonte: Elaborado pelo Autor.

No mesmo estudo citado para PM₁₀, Amato e outros (2009) verificaram que 15% das emissões totais de MP_{2,5} eram provenientes da ressuspensão nas vias de tráfego na cidade de Barcelona (Espanha), número esse aproximadamente três vezes maior que as calculadas para a RMGV neste trabalho.

Apesar das diferenças entre a RMGV e as regiões citadas na maior parte dos estudos avaliados, o trabalho de Amato e outros (2009) merece atenção, visto estar declarado que Barcelona tem 1,6 milhão de habitantes (1,8 milhão para a RMGV) e uma frota de aproximadamente 1,0 milhão de veículos (contra 1,2 milhão na RMGV). Os mesmos retratam a área metropolitana de Barcelona com tendo uma alta a densidade de tráfego automotivo e possuidora de uma vasta gama de atividades industriais, incluindo fundições de metais ferrosos e não-ferrosos, fabricação de cimento, produção de asfalto, que estão espalhados entre duas bacias hidrográficas do Norte e do Sul, além de duas centrais termoeletricas e dois incineradores, o que pode ser considerado congruente com as características da RMGV, o que a princípio indica uma subestimativa dos valores de taxa de emissão para a ressuspensão veicular estimados nesta pesquisa.

Por outro lado, ainda por Amato e outros (2009), devido à arquitetura urbana caracterizada por ruas estreitas, um cenário adverso para a dispersão de poluentes e precipitação escassa, existe um favorecimento ao acúmulo de material particulado depositado no chão e a consequente ressuspensão pelos veículos. Além das emissões locais, tempestades de poeira vindas da continente africano alcançam Barcelona na ordem de 7 a 10 vezes por ano, o que contribui mais ainda para a ressuspensão veicular, o que poderia explicar os percentuais maiores em relação a RMGV para essa origem de emissão.

5.5. PARTICIPAÇÃO DAS EMISSÕES VEICULARES RMGV

Após compilação dos resultados conforme Capítulo 5, na Tabela 23 é apresentada uma atualização das taxas de emissão do inventário de emissões da RMGV, devido a substituição das emissões antigas pelas emissões veiculares calculadas na presente pesquisa.

Tabela 23 - Emissões Médias de Poluentes na RMGV atualizadas por esta Pesquisa

Atividade	Taxa de Emissão [kg/h]						
	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Alimentícia	4,8	3,7	3,1	3,1	19,0	9,0	0,7
Produtos Minerais	78,5	43,5	15,5	9,4	22,8	40,7	2,7
Química	9,9	9,3	3,7	20,2	6,8	66,1	269,6
Mínero-Siderúrgica	954,4	538,2	271,5	2.536,0	2.369,8	15.841,3	256,1
Total Industriais	1.047,6	594,7	293,8	2.568,7	2.418,4	15.957,0	529,0
Escapamentos	59,7	59,7	59,7	258,2	1.605,1	2.361,0	403,8
Desgaste de Freios e Pneus	140,5	107,5	57,8	-	-	-	-
Desgaste de Pista	22,7	11,3	6,1	-	-	-	-
Ressuspensão	207,1	39,7	9,6	-	-	-	-
Total Veiculares	430,0	218,3	133,2	258,2	1.605,1	2.361,0	403,8
Logística	98,6	97,3	96,8	740,3	853,9	146,5	75,8
Estoque e Distribuição de Combustíveis							293,2
Emissões Residenciais e Comerciais	2,0	1,1	2,0	2,0	32,0	20,9	752,5
Aterros Sanitários	0,5	0,5			0,7	46,1	43,2
Outras Emissões	3,0	2,6	1,2	1,2	9,0	11,2	0,5
Total Outros	104,0	101,5	100,0	743,5	895,6	224,7	1.165,4
Total Global	1.581,6	914,5	527,5	3.570,4	4.919,1	18.542,7	2.098,2

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Os resultados apresentados no presente estudo indicam uma emissão total de poluentes 3 a 89% menor que a estimada no inventário capitaneado pelo IEMA em 2011,

excetuando-se o poluente SO₂, cuja emissão foi 5,6 vezes maior. A Tabela 24 ilustra detalhadamente o comparativo dos valores.

Tabela 24 – Comparativo entre as emissões veiculares médias de poluentes na RMGV

Inventário	Taxa de Emissão Média [kg/h]						
	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}	SO ₂	NO _x	CO	COV
Veiculares - Estudo IEMA 2011	2.891,6	2.053,1	1.093,1	46,2	1.663,0	15.965,8	1.960,7
Veiculares - esta Pesquisa	430,0	218,3	133,2	258,2	1.605,1	2.361,0	403,8

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Para os poluentes gasosos, tal fato pode ser atribuído principalmente às diferenças entre os fatores de emissão da frota adotados nos dois trabalhos. Na presente pesquisa, os mesmos foram calculados com base na nova metodologia do MMA, conforme Brasil (2014), enquanto o inventário apresentado pelo IEMA (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2011) utilizou diretamente os fatores de emissão médios publicados pela CETESB (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2010).

Os fatores de emissão da CETESB são bastante defasados, não variando em função da idade do veículo, tão pouco quanto a todas as categorias (somente Veículos ou Motocicletas), também não sofrendo acréscimos quanto ao desgaste natural dos veículos (Vicentini, 2011). Essas distorções tendem a aumentar muito a massa calculada para os poluentes emitidos pela metodologia aplicada no inventário do IEMA. No caso específico de SO₂, o aumento das emissões está relacionado com a diferença das metodologias adotadas, conforme mencionado na seção 4.6.

As diferenças encontradas para o MP e suas frações granulométricas, estão associadas a três fatores específicos. O primeiro remete ao mesmo caso dos gases, onde os fatores de emissão utilizados para escapamento, freios e pneus e pista encontram-se defasados em relação aos aqui empregados. O segundo se refere à equação de cálculo utilizada para as emissões de ressuspensão no inventário do IEMA que, de acordo com a própria desenvolvedora da fórmula, superestimava essas emissões em função de um erro de dupla contabilidade das emissões:

Os fatores de emissão para material particulado apresentados na versão anterior desta seção do AP-42, datada de Outubro de 2002, incluíam implicitamente as emissões dos veículos sob a forma de escapamento, desgaste de freios e pneus, bem como a própria ressuspensão. A EPA incluiu estas fontes na antiga equação, pois os dados de testes usados para

desenvolver a equação incluíam tanto as emissões diretas de veículos, quanto a própria ressuspensão.

Esta nova versão da equação para emissões em vias pavimentadas estima apenas a ressuspensão (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2011, tradução nossa).

O terceiro fator se refere aos teores de silte utilizados na equação para o cálculo das emissões por ressuspensão, os quais impactam diretamente no total estimado para esse tipo de emissão, podendo ter diferenças de até 10 vezes entre os valores calculados, dependendo do teor de silte utilizado (VENKATRAM, 2000).

Abaixo, na Tabela 25, são listados valores de teores de silte encontrados em literatura científica e estudos de agências ambientais internacionais, os quais abordaram a estimativa de emissões de ressuspensão em vias de tráfegos pela formulação da USEPA.

Tabela 25 – Valores de teor de silte encontrados em estudos de emissões por ressuspensão em vias pavimentadas

Autor	Tipo de Via	Localidade	Teor de Silt (g/m²)
Ashbaugh et al. (1996)	Freeway-Local	California - EUA	0,0016 – 0,05
Venkatram et al. (1998)	Freeway-Local	Califórnia - EUA	0,00016 – 0,22
Dürring et al (2002)	Local	Leipzig - Alemanha	0,16 – 0,25
Dürring et al (2002)	Major	Berlim - Alemanha	0.06 – 0.14
Rauterberg-Wulff (2000)	Local	Berlim - Alemanha	0,6 (Primavera) / 0,04 (Verão)
Dürring et al (2004)	Local	Hanover - Alemanha	0,30
Dürring et al (2004)	Local	Berlim - Alemanha	0,09
Dürring et al (2004)	Local	Leipzig - Alemanha	0,21
CARB (2014)	Freeway	Califórnia - EUA	0,02
	Major		0,032
	Collector		0,032
	Local		0,32

Fonte: Elaborado pelo Autor.

De acordo com o APÊNDICE A – Memorial de Cálculo das Fontes Emissoras da RGV (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2011), os valores de teor de silte utilizados no inventário do IEMA são entre 5 e 26 vezes maiores que os utilizados na presente pesquisa, não tendo sido encontrada qualquer referência para esses valores.

A Tabela 26 apresenta a comparação entre essas duas bases referenciais, além de uma terceira do órgão ambiental da Califórnia - CARB, bem como os diferentes resultados que podem ser obtidos na emissão final a partir dessa escolha.

Tabela 26: Taxas de emissão por ressuspensão avaliadas para diferentes teores de silte

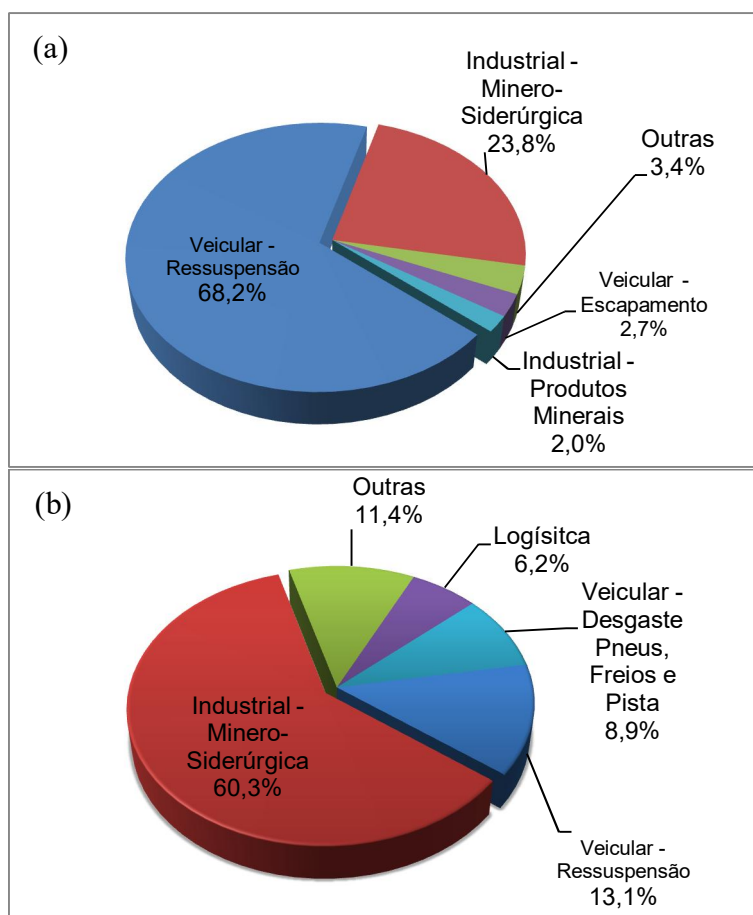
Metodologia	Teor de Silte (g/m ²)				Taxa de Emissão Média		
	Freeway	Major Street	Colector	Local	MP	MP ₁₀	MP _{2,5}
Estudo IEMA 2011	0,16	0,59	1,27	1,60	2.742,7	1.904,2	944,2
esta Pesquisa - silte IEMA	0,16	0,59	1,27	1,60	3.114,7	597,9	144,6
esta Pesquisa - silte USEPA	0,03	0,03	0,06	0,06	207,1	39,7	9,6
esta Pesquisa - silte CARB	0,02	0,032	0,032	0,32	219,6	42,1	10,2

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Baseado nas emissões calculadas para ressuspensão nas vias de tráfego da RMGV nesta pesquisa, a composição percentual da origem das emissões, demonstradas pelas cinco principais categorias (maiores emissões), sofrem grande alteração em função dos diferentes totais estimados.

Nos gráficos que se seguem são apresentadas essas distribuições, onde **(a)** se refere a distribuição originalmente apresentada no inventário do IEMA, e **(b)** a distribuição baseada nos cálculos realizados nesta pesquisa.

Gráfico 21 – Composição da origem das emissões de MP na RMGV em 2010



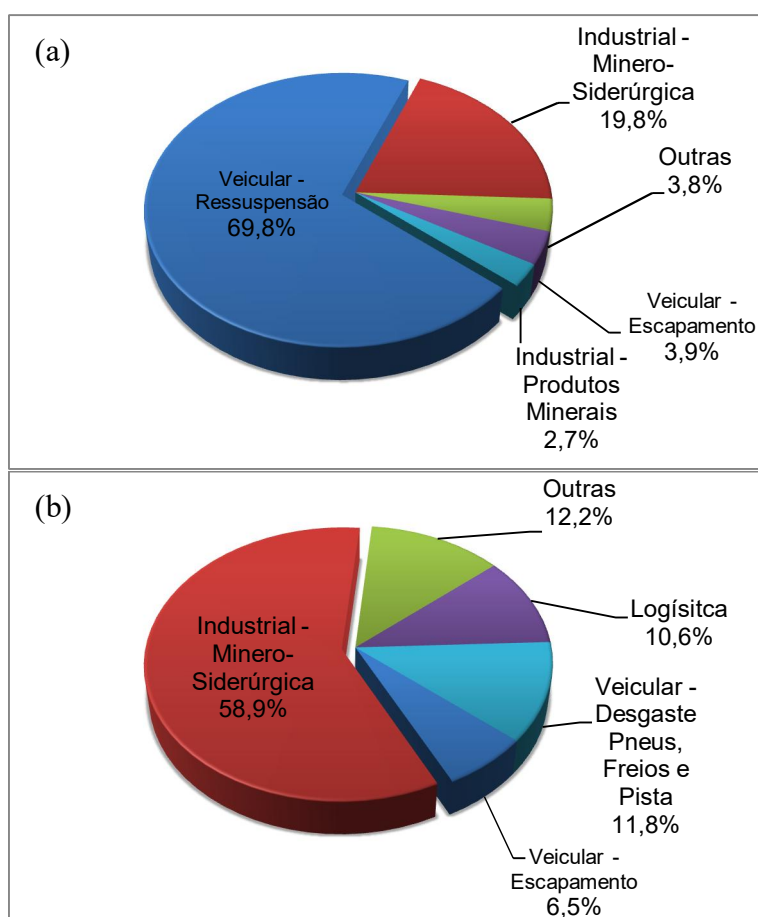
Fonte: (a) Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2011);
(b) Elaborado pelo Autor.

Para o MP (Gráfico 21), a sua maior fração estaria relacionada à ressuspensão de partículas presentes na superfície das vias (68,2%) no inventário do IEMA, enquanto que nesta pesquisa os resultados apontam para o setor industrial Minero-Siderúrgico como principal contribuinte (60,3%).

Elaborando um inventário para o ano de 2000 na Catalunha (Espanha), Parra, Jiménez e Baldasano (2006) chegaram a 66,8% para a contribuição do tráfego rodoviário, 31,9% para fontes industriais e 1,3% para outras fontes, para as partículas totais em suspensão.

Apesar da maior parte dos estudos se dedicarem às frações menores (MP₁₀ e MP_{2,5}), o estudo de Parra, Jiménez e Baldasano (2006) se aproxima mais da distribuição apresentada pelo IEMA em 2011 do que com as emissões estimadas nesta pesquisa.

Gráfico 22 – Composição da origem das emissões de MP₁₀ na RMGV em 2010



Fonte: (a) Instituto Estadual de Meio Ambiente E Recursos Hídricos (2011);

(b) Elaborado pelo Autor.

Conforme Gráfico 22, a maior fração para as emissões de MP₁₀ estaria relacionada à ressuspensão de partículas presentes na superfície das vias (69,8%) no inventário do IEMA, enquanto que nesta pesquisa os resultados apontam para o setor industrial

Minero-Siderúrgico como principal contribuinte (58,9%), comportamento muito similar às emissões de MP apresentadas no Gráfico 21.

Compilando o inventário para o ano de 2010 na Espanha, Borge, Lumbreras e Rodríguez (2008) encontraram 18,1% de MP₁₀ para a contribuição do transporte rodoviário e 45,8% para os processos industriais.

Zheng e outros (2009), na região do Pearl River Delta (PRD), China chegaram a 21,7% do total das emissões na PRD, de MP₁₀ para as fontes móveis.

Amato e outros (2009), analisando as emissões somente as vias na cidade de Barcelona, Espanha, quantificaram a contribuição da ressuspensão nas concentrações de MP₁₀ e MP_{2,5}. O estudo revela que a ressuspensão foi responsável por 17% da concentração de MP₁₀ na Região Metropolitana de Barcelona (RMB) e que o tráfego nas vias corresponde 46% da concentração de MP₁₀.

Kanakidou e outros (2011) estudando emissões antropogênicas na porção leste do mediterrâneo, encontraram a participação de 13,0% e 62,7% para as emissões de MP₁₀ por vias de tráfego e processos industriais, respectivamente, para a cidade de Atenas (Grécia), e 17,4% e 64,9% para Istambul (Turquia).

Markakis e outros (2012), para o inventário de emissões da cidade de Istambul, Turquia, encontraram um percentual de 17,4% de MP₁₀ em relação a todas as emissões da região da grande Istambul como sendo de transporte rodoviário, enquanto que os processos industriais foram responsáveis por 65% do total das emissões deste poluente.

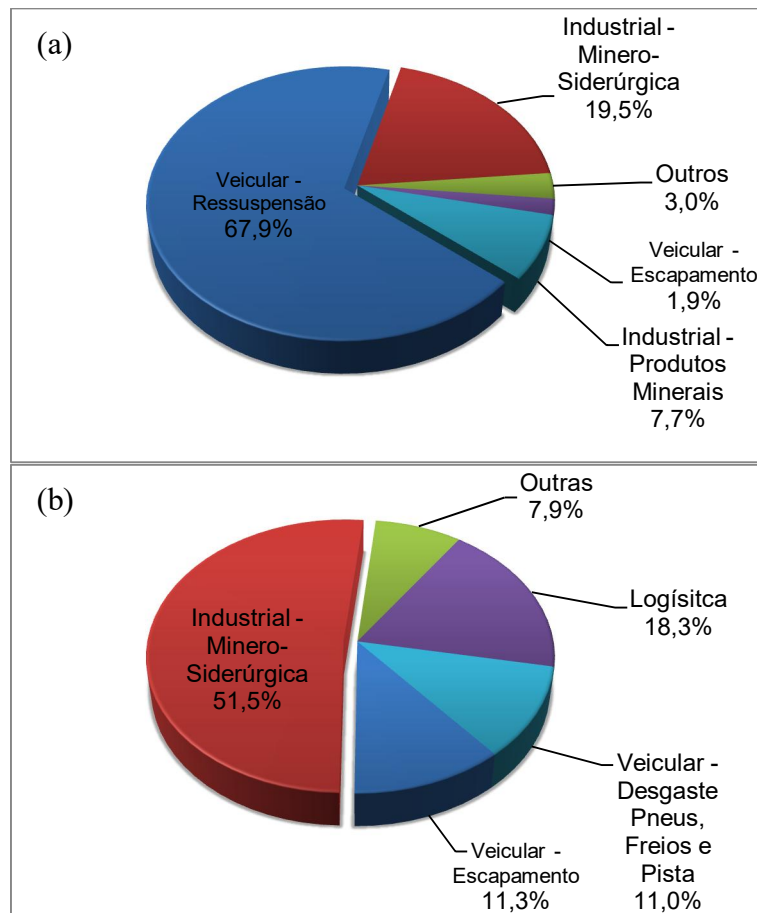
A estimativa de emissão das fontes de poluição do ar na RMSP em 2015 (COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2015), aponta para um percentual de 29% para o transporte rodoviário, e de 71% para os processos industriais, nas emissões de MP₁₀.

Em relação ao MP₁₀, os 69,8% de emissões ligadas a ressuspensão de partículas presentes na superfície das vias, apresentados no inventário do IEMA, parecem superestimados quando comparados com os estudos aqui citados. Nesse sentido, as emissões estimadas nesta pesquisa para MP₁₀ tem maior congruência com as referidas pesquisas.

Por fim, para o MP_{2,5} (Gráfico 23), a maior fração das emissões também estaria relacionada à ressuspensão de partículas presentes na superfície das vias (67,9%) no

inventário do IEMA, enquanto que nesta pesquisa os resultados apontam para o setor industrial Minero-Siderúrgico como principal contribuinte (51,5%).

Gráfico 23 – Composição da origem das emissões de $MP_{2,5}$ na RMGV em 2010



Fonte: (a) Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (2011);
(b) Elaborado pelo Autor.

Para a Espanha, segundo Borge, Lumbreras e Rodríguez (2008), 22,1% de $MP_{2,5}$ estariam relacionados à contribuição do transporte rodoviário e 42,3% para fontes industriais.

Zheng e outros (2009), na região do Pearl River Delta (PRD) na China, chegaram a 35,5% do total das emissões de $MP_{2,5}$ para as fontes móveis.

Amato e outros (2009), na mesma pesquisa citada para as contribuições de MP_{10} , revelaram que 8% do $MP_{2,5}$ emitido na Região Metropolitana de Barcelona (RMB) era proveniente da ressuspensão em vias, e que o tráfego nas vias correspondia a 50% do total de $MP_{2,5}$ emitido.

Assim como para MP_{10} , Kanakidou e outros (2011) encontraram para a cidade do Cairo (Egito) percentuais de 35,9% e 4,3% do total das emissões de $MP_{2,5}$ para emissões veiculares e industriais respectivamente.

Markakis e outros (2012), para o inventário de emissões da cidade de Istambul (Turquia), encontraram um percentual de 28,6% de $MP_{2,5}$ em relação a todas as emissões da região da grande Istambul como sendo de transporte rodoviário, enquanto que os processos industriais foram responsáveis por 44% do total das emissões deste poluente.

Andrade e outros (2010), investigaram a magnitude da contribuição de $MP_{2,5}$ feita por emissões veiculares em algumas cidades brasileiras, sendo identificadas as contribuições para as cidades de São Paulo (40%), Rio de Janeiro (50%), Belo Horizonte (17%) e Recife (37%).

Em relação ao $MP_{2,5}$, os 67,9% de emissões ligadas a ressuspensão de partículas presentes na superfície das vias, apresentados no inventário do IEMA, parecem muito superestimados quando comparados com os estudos aqui citados. Assim como para MP_{10} , as emissões estimadas nesta pesquisa para $MP_{2,5}$ tem maior congruência com os trabalhos similares encontrados em literatura.

De maneira geral, a grande diferença entre as emissões por ressuspensão presentes na superfície das vias para $MP_{2,5}$ e MP_{10} , entre o inventário do IEMA de um lado, e esta e demais pesquisas em outras regiões metropolitanas do mundo, se mostra como a maior distorção encontrada entre os inventários.

5.6. COMPILAÇÃO DO INVENTÁRIO ATUALIZADO NO SMOKE

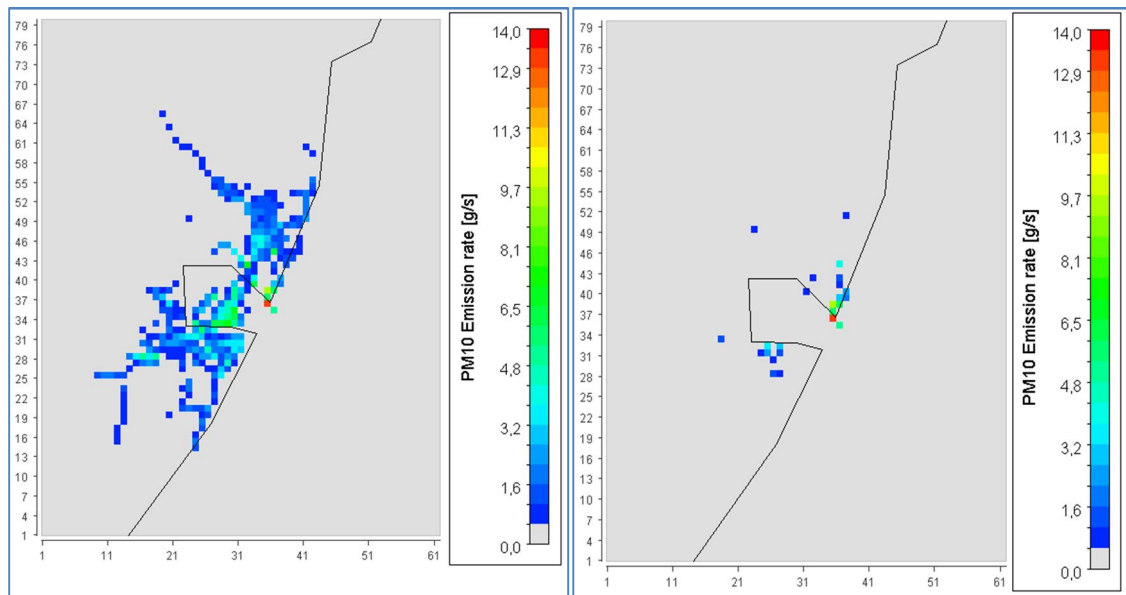
A preparação do inventário de emissões é uma limitação para o uso de modelos de qualidade do ar, visto que se faz necessário a geração de informações de entrada de inventário de emissões compatível com os modelos de transporte químico, como o CMAQ por exemplo, os quais necessitam muitas vezes de um sistema de emissões computacionalmente eficiente, confiável e flexível para o processamento de dados. O modelo SMOKE necessita de vários arquivos de entrada, em formatos específicos, para que ele possa posteriormente realizar a interpolação de matrizes.

Devido às recentes pesquisas realizadas no NQualiAr, as informações referentes às emissões veiculares na RMGV, baseadas no inventário de emissões previamente fornecido pelo IEMA, já foram processadas no SMOKE algumas vezes, notadamente a

mais recente atualização realizada para a avaliação das concentrações de PM_{10} na RMGV (Loriato, 2015).

Com a atualização das emissões veiculares a partir dos resultados aqui apresentados nas seções anteriores desse capítulo, uma nova distribuição das emissões para os poluentes inventariados foi obtida para cada poluente avaliado, conforme exemplo na Figura 2, para os cenários médios de emissões de PM_{10} , para o mês de agosto de 2010.

Figura 2 – Espacialização das emissões de PM_{10} em (a) Inventário original e (b) esta pesquisa



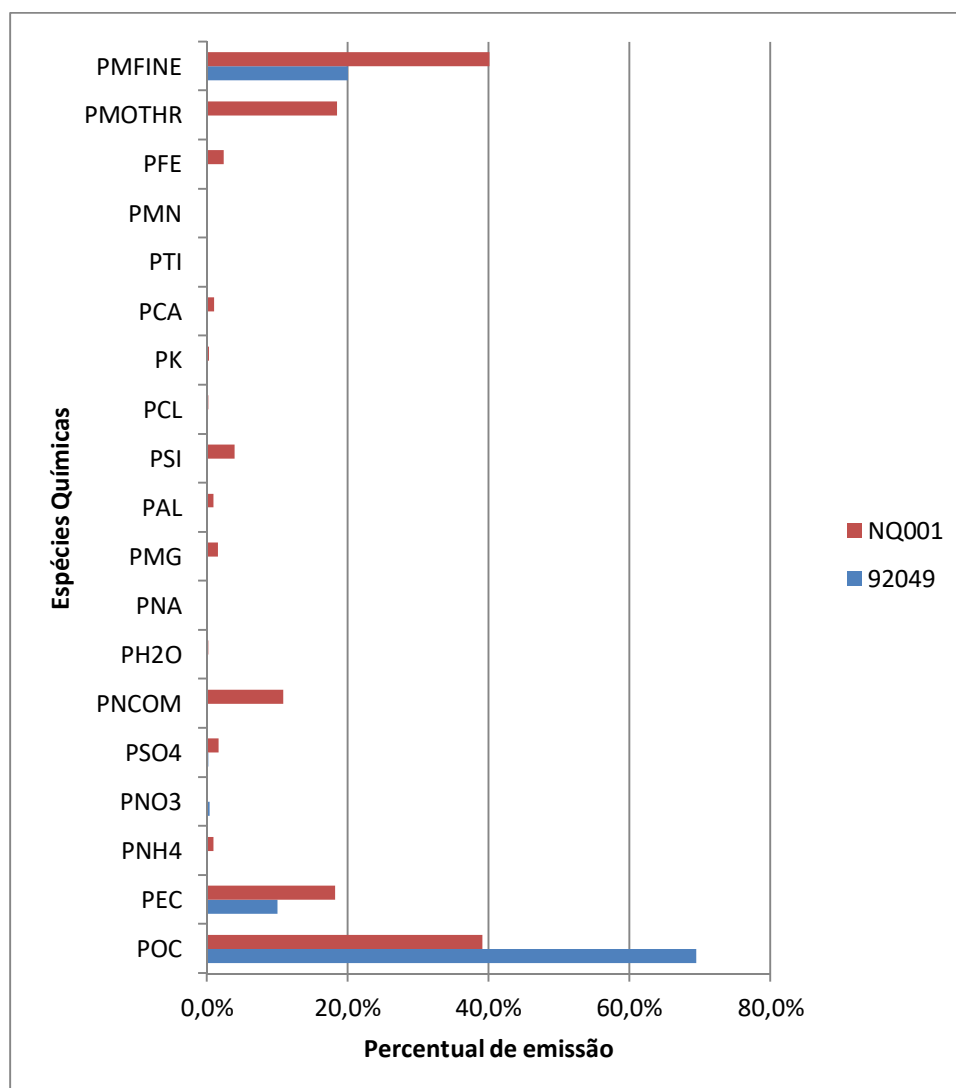
Fonte: Elaborado pelo Autor.

Nos cenários apresentados na Figura 2 estão presentes todas as fontes emissoras da RMGV. A diferença notada entre os dois cenários é reflexo da grande redução obtida nas emissões de PM_{10} , visto a substituição das emissões veiculares originais pelos valores encontrados nesta pesquisa.

Visando a realização de pesquisas com as versões mais recentes dos modelos numéricos de qualidade do ar, como a elaborada por Pedruzzi (2016), se faz necessário que a saída do SMOKE contenha espécies químicas adicionais em relação às versões anteriores deste modelo.

O Gráfico 24 apresenta a diferença entre o perfil de emissão de $MP_{2,5}$ nas vias de tráfego a partir da utilização de um perfil (92049) atrelado à versão 2.7 do SMOKE, até então utilizada nas pesquisas no NQualiAr, e o atual perfil de emissões compilado nesta pesquisa (NQ001), a partir da versão 3.5.1 do SMOKE.

Gráfico 24 – Composição do perfil misto estimado das emissões de MP_{2,5} nas vias de tráfego RMGV



Fonte: Elaborado pelo Autor.

Na versão anterior (2.7), o MP_{2,5} era especiado em apenas cinco espécies: Carbono Orgânico Primário (POC), Carbono Elementar Primário (PEC), Sulfato (PSO₄), Nitrato (PNO₃) e PMFINE (restante não especiado). Agora, com o uso da versão 3.5.1, o MP_{2,5} é dividido em 18 espécies, conforme apresentado no Gráfico 24. Agora o PMFINE é chamado de PMOTHR (algo como “PMoutros”). São 13 novas espécies, o que habilita o SMOKE a uma melhor representação das emissões, visto a nova gama de “poluentes”. Três dessas novas espécies (Mg²⁺, K⁺, and Ca²⁺) participam de reações termodinâmicas para quebra de partículas inorgânicas. Ferro e Manganês são adicionados nas reações de oxidação do SO₂ a sulfato (BAEK; SEPPANEN; HOUYOUX, 2013).

Visto que o polo industrial principal da RMGV está ligado à indústria minero-siderúrgica, além das indústrias acessórias de ligas metálicas, esta atualização se mostra importante do ponto de vista da melhor representação do material particulado nessa região.

Uma limitação para a especificação das emissões provenientes do tráfego veicular, a partir da utilização de taxas de emissão provenientes de arquivo externo ao SMOKE é possibilidade de utilização de apenas um perfil de especificação, visto que todas as emissões de MP (combustão, freios e pneus, pista e ressuspensão) estão todas somadas dentro de cada via de tráfego (fonte emissora). Dessa maneira, a utilização de um perfil misto único (NQ001) atendeu a uma compatibilização com o tempo destinado ao grau desta pesquisa.

Como solução futura para essa propriedade, a utilização de uma metodologia mais avançada e diferente da utilizada nesta pesquisa, como o modelo dinâmico MOVES (UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2015) poderá possibilitar a separação dessas emissões.

Os arquivos preparados no SMOKE com os resultados deste estudo permanecerão no NQualiAr para continuidade das pesquisas, de onde se poderão obter novos resultados com modelagens utilizando este inventário.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS, CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Esta pesquisa teve como principal objetivo investigar as emissões atmosféricas de origem veicular na RMGV, no ano base de 2010, e disponibilizar as mesmas em um sistema que as caracterize quantitativamente no tempo e no espaço, bem como represente sua natureza química (especiação química) nesses dois campos. Foram quantificadas as emissões a partir das especificações atualizadas pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil (MMA). Foi utilizado como ferramenta nesse estudo o modelo de emissão de poluentes SMOKE (*Sparse Matrix Operator Kernel Emissions*), para alocação espacial e distribuição temporal dos resultados, visando disponibilidade futura para uso em modelos de qualidade do ar.

A decisão pelo do ano de 2010 se deu por uma questão técnica onde a existência de inventário já elaborado pelo órgão ambiental, incluindo aí a disponibilidade de dados de contagem veicular, de pesquisas recentemente realizadas com essa referência, assim como a possibilidade de novas modelagens comparativas para a qualidade do ar, foram fatores decisivos para essa escolha.

Na presente pesquisa, a metodologia divulgada pelo MMA, que conforme os autores busca atualizar e trazer melhorias nos dados utilizados nos cálculos de emissões, incorporando dados oriundos de pesquisas recentes, **se definindo como metodologia de referência no Brasil** para a elaboração de inventários de emissões atmosféricas por fontes móveis adequados à escala local e à escala regional (BRASIL, 2014, grifo nosso), foi empregada para quantificar a emissão de poluentes veiculares na RMGV.

Para o desenvolvimento da pesquisa, foram utilizados os novos fatores de emissão de fontes para móveis, tendo em vista que os empregados no inventário, até então existente na região de estudo, serem baseados em dados defasados de frota e de emissões veiculares. Assim, foram recalculadas as emissões para as vias cujos dados relativos às dimensões e fluxo de veículos (distância anual percorrida pelos veículos) haviam sido levantados no estudo de referência (INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS, 2011).

Os fatores de emissão médios, em g/km foram obtidos utilizando a metodologia do MMA. Contudo algumas adições foram introduzidas, como o acréscimo de fatores de emissão para SO₂, e o cálculo das emissões oriundas da ressuspensão de poeira nas vias para todos os veículos, visto esses poluentes já existirem no inventário anterior, em

outros inventários no Brasil, como no caso de Vicentini (2011) para a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, além das discussões colocadas em pesquisas recentes na RMGV, citando para isso os trabalhos de Loriato (2015) e Santiago (2015).

Os resultados, estimados nesta pesquisa, para o inventário de emissões da RMGV em 2010 indicaram que o CO é o poluente mais emitido na RMGV, seguido pelo NO_x, COV, MP e SO₂.

Em relação à composição das emissões veiculares, foi constatado que, mesmo a frota de automóveis sendo quase dez vezes maior que a frota de veículos pesados (caminhões e ônibus) na RMGV, para os poluentes NO_x, SO₂ e MP (incluindo suas frações) tem as maiores contribuições advindas dessa categoria, indicando a importância dessa tipologia veicular.

Na formação das emissões de MP e suas frações, no que tange a origem física das mesmas, o MP total é dominado pela ressuspensão veicular (48,2%) e desgaste de freios e pneus (32,7%), enquanto que MP₁₀ e MP_{2,5} tem suas maiores contribuições associadas as emissões por desgaste de freios e pneus e escapamento.

No geral, a massa anual de emissões calculadas para os veículos foi bem menor que a estimada no inventário capitaneado pelo IEMA, o qual utilizou os fatores de emissão da CETESB de 2009.

Os valores de teor de silte (material previamente depositado nas vias) utilizados nessa pesquisa, para o cálculo das emissões de MP por ressuspensão, trouxeram como consequência uma grande redução nos totais emitidos para esse poluente, e suas frações, em relação ao inventário previamente existente, revelando a grande dependência do total de MP, MP₁₀ e MP_{2,5} emitidos na RMGV em relação a essa variável, o que pode ser visto ao mesmo tempo como um progresso, mas também uma fragilidade da presente pesquisa, visto a indicação da própria Agência de Proteção Ambiental Americana sugerir medições in loco em detrimento dos seus valores, quando possível.

Vistas as reduções nas emissões totais para os poluentes na RMGV encontradas nesta pesquisa, os resultados sugerem uma nova distribuição das emissões em função das principais atividades emissoras na região de estudo, onde as atividades industriais passam a ser as maiores contribuidoras, ao invés da ressuspensão veicular, conforme apresentado no inventário oficial.

Como conclusões e recomendações gerais da presente pesquisa, destaca-se:

- A metodologia para inventário de emissões veiculares fornecida pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil pode ser aplicada para a estimativa das emissões tanto para regiões onde não se disponha de uma gama completa de dados, como foi o caso das vias secundárias neste estudo, como para áreas onde informações específicas e mais precisas estejam disponíveis (vias principais);
- É de suma importância o desenvolvimento de estudos mais aprofundados para melhor investigação nos aspectos ligados à quantificação das taxas de emissão por ressuspensão, principalmente quanto ao teor de silte nas vias, ou até mesmo, verificar se a metodologia da USEPA é adequada para a RMGV, uma vez que as emissões por ressuspensão podem não ser explicadas por esta variável, levando-se em consideração as argumentações de Venkatram (2000).

Como o objetivo central do presente trabalho foi a investigação das emissões veiculares, principalmente nos aspectos ligados à quantificação das taxas de emissão por ressuspensão, esta pesquisa apresentou uma nova distribuição e quantificação das emissões como um todo, almejando que resultados futuros modelados, quando confrontados com os resultados reais medidos, possam ser mais realistas, resultando em concentrações simuladas mais próximas dos valores monitorados, tornando o inventário mais apropriado à continuação das pesquisas.

O presente trabalho aponta vantagens na sistematização para a estimativa das emissões, esperando-se que o mesmo contribua, não só para o aprofundamento das discussões relativas a essa questão, uma vez que variáveis poderão ser alteradas para testes e experimentações, como também para outras pesquisas, uma vez que a mesma metodologia pode ser aplicada a outras regiões metropolitanas para comparação.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRIL, G. A. et al. Particulate matter concentrations originating from industrial and urban sources: Validation of atmospheric dispersion modeling results. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 7, n. 1, p.180-189, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2015.08.009>.

AHN K. Microscopic Fuel Consumption and Emission Modeling. **PhD. Dissertation**. Blacksburg, Virginia. 1998.

AHN, K.; TRANI, A.; RAKHA, H.; VAN AERDE, M. Microscopic Fuel Consumption and Energy Emission Models. **78th Annual Meeting of the Transportation Research Board**. 1999.

ALBUQUERQUE, T.T.A. **Formação e Transporte das Partículas Finas Inorgânicas em uma Atmosfera Urbana: o Exemplo de São Paulo**. 2010. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, São Paulo, 2010.

AMATO, F. et al. Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 43, n. 17, p.2770-2780, jun. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.039>.

ANDRADE, Maria de Fatima et al. Vehicle emissions and PM2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Qual Atmos Health**, [s.l.], v. 5, n. 1, p.79-88, 20 nov. 2010. Springer Science + Business Media. <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-010-0104-5>.

ANDRÉ, M. The ARTEMIS European driving cycles for measuring car pollutant emissions. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 334-335, p.73-84, dez. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.070>.

ASHBAUGH, L. et al. **Trace Generated PM10 Hot Spots**. Air Quality Group, Crocker Nuclear Laboratory, University of California, Davis, August 1996.

AIRQEG (2005) Particulate Matter in the UK . Defra, London. <https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/aqeg/contents.pdf>

ARIOTTI, P. **Método para Aprimorar a Estimativa de Emissões Veiculares em Áreas Urbanas através de Modelagem Híbrida em Redes**. 2010. 172 f. Tese (Doutorado em Meteorologia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.

AZUAGA, D. **Danos Ambientais Causados por Veículos Leves no Brasil**. 2000. 168 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE TRANSPORTES PÚBLICOS (Brasil). Sistema de Informações da Mobilidade Urbana Relatório Geral 2013. São Paulo: ANTP, 2015. Disponível em: <http://files-server.antp.org.br/_5dotSystem/userFiles/SIMOB/Rel2013V3.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2015.

BAEK, B.,H., SEPPANEN, C., AND HOUYOUX, M. SMOKE v.3.5.1 User's Manual. 2013. Disponível em <<https://www.cmascenter.org/smoke/documentation/3.5.1/html/index.html>>. Acesso em 22 ago. 2014.

BARTH, M. et al. Modal Emissions Modeling: A Physical Approach. **Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board**, [s.l.], v. 1520, p.81-88, jan. 1996. Transportation Research Board. <http://dx.doi.org/10.3141/1520-10>.

BARTH, Matthew et al. Analysis of Modal Emissions From Diverse In-Use Vehicle Fleet. **Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board**, [s.l.], v. 1587, p.73-84, jan. 1997. Transportation Research Board. <http://dx.doi.org/10.3141/1587-09>.

BARTH, M., F. AN, T. YOUNGLOVE, G. SCORA, C. LEVINE, M. ROSS, T. WENZEL. The development of a comprehensive modal emissions model. Final report to the National Cooperative Highway Research Program, November, 255 p. 1999.

BARTH, M.; SCORA, G.; YOUNGLOVE, T. Modal Emissions Model for Heavy-Duty Diesel Vehicles. **Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board**, [s.l.], v. 1880, p.10-20, jan. 2004. Transportation Research Board. <http://dx.doi.org/10.3141/1880-02>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012**. 2014.

BORGE, R.; LUMBRERAS, J.; RODRÍGUEZ, E. Development of a high-resolution emission inventory for Spain using the SMOKE modelling system: A case study for the years 2000 and 2010. **Environmental Modelling & Software**, [s.l.], v. 23, n. 8, p.1026-1044, ago. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.11.002>.

BUKOWIECKI, N. et al. PM10 emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 44, n. 19, p.2330-2340, jun. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.03.039>.

BYUN D., SCHERE. K. L. 2004: **Review of the Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System**. Atmospheric Sciences Modeling Division, Air Resources Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Environmental Protection Agency- Research Triangle Park, NC 27711.

CAPPIELLO, Alessandra. **Modeling traffic flow emissions**. 2002. 157 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Civil And Environmental Engineering, Department Of Civil And Environmental Engineering, Massachusetts Institute Of Technology, Massachusetts, 2002. Disponível em: <<https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/1677>>. Acesso em: 14 nov. 2015

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EMFAC2014 Volume III – Technical Documentation**. v1.0.7, Air Resources Board, Mobile Source Analysis Branch Air Quality Planning & Science Division. May, 2015.

CARB (California Air Resources Board). **California Air Resources Board Emissions Inventory. MISCELLANEOUS PROCESS METHODOLOGY 7.9: Entrained Road Travel, Paved Road Dust**. 2014. <http://www.arb.ca.gov/ei/areasrc/fullpdf/full7-9_2014.pdf>. Acessado em Outubro de 2015.

CASTRO, C. F. C. **Avaliação de fatores intervenientes nas emissões veiculares em corredores de ônibus**. Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2008.

CMAS. Community Modeling and Analysis System Center. Final Report: Fourth Peer Review of the CMAQ Model. September 28, 2011. Disponível em <http://www.epa.gov/amad/Reviews/2011_CMAQ_Review_FinalReport.pdf>. Acessado em Julho de 2014.

CETESB, 1994, *Inventário de Emissão Veicular – 1992*. In: Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologia de Emissões de Veículos.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB (1999). Inventário de emissão veicular – metodologia de cálculo.

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2010, *Relatório de qualidade do ar no Estado de São Paulo 2009*, São Paulo, SP, Brasil.

CETESB . Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório de Emissões Veiculares no Estado de São Paulo 2012. São Paulo,90p. 2013

CUMBERWORTH, M.; KOUPAL, J.; MICHAELS, H.; BRZEZINSKI, D.; BAILEY, C. **MOVES2004 Software Design Reference Manual**. Publication EPA420-P-04-017, Office of Transportation and Air Quality, U.S. EPA 2004.

DAVIS, N. et al. Part 3: Developing Countries. **Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board**, [s.l.], v. 1939, p.155-165, jan. 2005. Transportation Research Board. <http://dx.doi.org/10.3141/1939-18>.

DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DO ESPÍRITO SANTO. **Estatística - Frota de veículos 2010**. Disponível em: <http://www.detran.es.gov.br/download/frota_2010.pdf>. Acesso em: 05/01/2015.

DÜRING, I., JACOB, J., LOHMEYER, A., LUTZ, M., REICHENBACHER, W., 2002. Estimation of the “non-exhaust pipe” PM10 emissions of streets for practical traffic air pollution modelling. In: 11th Intl. Symposium on Transport and Air Pollution, Graz University of Technology, Institute for Internal Combustion Engines and Thermodynamics, vol. 1, pp. 309e316.

DÜRING, I., WOLFGANG, B., BSINGER, R., WOLFGANG, J., LOHMEYER, A., 2004. Experiences when modelling roadside PM10 concentration. In: JRC-EI (Ed.), Proceedings of the 9th International Conference on Harmonisations within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Garmisch Partenkirchen, pp. 208e212

EMEP – EEA, 2009. Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long range transmission of air pollutants in Europe (UE) –. Emission Inventory Guidebook: TFEIP-endorsed draft, may 2009.

GKATZOFLIAS, D.; KOURIDIS, C.; NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. COPERT 4 – Computer Programme to Calculate Emissions from Road Transport – User manual (Version 9.0). European Environment Agency. 2012.

EL-SHAWARBY I.; AHN, K.; RAKHA, H. Comparative field evaluation of vehicle cruise speed and acceleration level impacts on hot stabilized emissions. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 10, n. 1, p.13-30, jan. 2005. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2004.09.002>.

FENSTERSTOCK, J. C.; KURTZWEG, J. A.; OZOLINS, G.. Reduction of Air Pollution Potential through Environmental Planning. **Journal Of The Air Pollution Control Association**, [s.l.], v. 21, n. 7, p.395-399, jul. 1971. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/00022470.1971.10469547>.

FAIZ, A.; GAUTAM, S.; BURKI, E. Air pollution from motor vehicles: issues and options for Latin American countries. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 169, n. 1-3, p.303-310, jul. 1995. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04662-k](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(95)04662-k).

HATZOPOULOU, M.; MILLER, E.; SANTOS, B. Integrating Vehicle Emission Modeling with Activity-Based Travel Demand Modeling: Case Study of the Greater Toronto, Canada, Area. **Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board**, [s.l.], v. 2011, p.29-39, jan. 2007. Transportation Research Board. <http://dx.doi.org/10.3141/2011-04>.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. Relatório Anual de Qualidade do Ar RMGV – Ano 2013. Disponível em
<http://www.meioambiente.es.gov.br/download/Relat%C3%B3rio_Anuual_de_Qualidad_e_do_Ar_2013.pdf>. Acessado em setembro de 2014.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO. **Inventário de Emissões Atmosféricas da Região da Grande Vitória.** Espírito Santo, 2011. Disponível em: <http://www.meioambiente.es.gov.br/download/RTC10131_R1.pdf>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo demográfico 2010.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em: 06/01/2015.

INSTITUTO JONES SANTOS NEVES. Disponível em <<http://www.ijsn.es.gov.br/mapas/>>. Acessado em Julho de 2014.

GUTTIKUNDA, S. K.; CALORI, G. A GIS based emissions inventory at 1 km × 1 km spatial resolution for air pollution analysis in Delhi, India. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 67, p.101-111, mar. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.040>.

JACONDINO, G. B. Quantificação das emissões veiculares através do uso de simuladores de tráfego. **Dissertação de Mestrado.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2005.

KANAKIDOU, M. et al. Megacities as hot spots of air pollution in the East Mediterranean. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 45, n. 6, p.1223-1235, fev. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.048>.

KETZEL, M. et al. Estimation and validation of PM_{2.5}/PM₁₀ exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 41, n. 40, p.9370-9385, dez. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.005>.

KOUPAL, J.; MICHAELS, H.; CUMBERWORTH, M.; BAILEY, C.; BRZEZINSKI, D.. Draft Design and Implementation Plan for EPA's Multi-Scale Motor Vehicle and Equipment Emission System (MOVES). Publication EPA420- P-02-006. US EPA. 2002.

NICHOLSON, K.w.; BRANSON, J.r.. Factors affecting resuspension by road traffic. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 93, p.349-358, abr. 1990. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697\(90\)90126-f](http://dx.doi.org/10.1016/0048-9697(90)90126-f).

LENTS, J.; DAVIS, N.; NIKKILA, N.; OSSES, M., MELLO, O.; MARTINEZ, H.; EHSANI, S. **Measurement of In-Use Passenger Vehicle Emissions in Three Urban Areas of Developing Nations.** International Sustainable Systems Research Center (ISSRC). November, 2005.

LENTS, J.; NIKKILA, N.; DAVIS, N.; CANADA, M.; MARTINEZ, H.; OSSES, M., TOLVET, S. **A Study of the Emissions from Diesel Vehicles Operating in Sao Paulo, Brazil and in Mexico City, Mexico.** International Sustainable Systems Research Center (ISSRC). January, 2007.

LIN, C-J., HO, C., T., CHU, H., YANG, H. MOJICA, M., J., KRISHNARAJANAGAR, N., CHIOU, P., HOPPER, J., R. A comparative study of US EPA 1996 and 1999 emission inventories in the west Gulf of Mexico coast region, USA. **Journal of Environmental Management**, v, 45, p.303-313, 2005. ISSN 0301-4797.

LORIATO A. G. **Estudo do Transporte Atmosférico de MP₁₀ e SO₂ com os Modelos WRF/CMAQ em Regiões Costeiras Urbanas.** 256 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2015.

MELLIOS, G.; NTZIACHRISTOS, L. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 — Gasoline evaporation. 2013.

MONTEIRO, A. G. **ESTRATÉGIA DE REDUÇÃO DE EMISSÕES DE POLUENTES NO SETOR DE TRANSPORTES POR MEIO DE SUBSTITUIÇÃO MODAL NA REGIÃO METROPOLITANA DE SÃO PAULO.** 1998. 187 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1998.

MURGEL, E.M.; SZWARC, A.; SANTOS, M.D.; BRANCO, G.M.; CARVALHO, H. (1987) Inventário de emissão veicular: metodologia de cálculo. **Engenharia Sanitária** , v. 26, n. 3.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 update Sept 2014 — Passenger cars, light commercial trucks, heavy-duty vehicles including buses and motor cycles. 2014.

NTZIACHRISTOS, L.; BOLTER, P. EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013 — Road vehicle tyre and brake wear / Road surface wear. 2013.

MAGA, J. A.; HASS, G. C. The Development of Motor Vehicle Exhaust Emission Standards in California, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 10:5, 393-414. 1960.

MARKAKIS K . IM U. UNAL A. MELAS D. YENIGUN O. INCECIK S.. Compilation of a GIS based high spatially and temporally resolved emission inventory for the greater Istanbul area. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 3, n. 1, p.112-125, jan. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.5094/apr.2012.011>. Disponível em: <<http://api.elsevier.com/content/article/PII:S130910421530461X?httpAccept=text/xml>> . Acesso em: 14 mar. 2016.

MEIRA L., DUCATI J. R., TEIXEIRA E. C. 2009 **AValiação DO IMPACTO DA RESOLUÇÃO ESPACIAL DE MODELOS DIGITAIS DE ELEVAÇÃO SOBRE A ESTIMATIVA DE FORMAÇÃO DE OZÔNIO SUPERFICIAL USANDO MODELS-3**. Revista Brasileira de Meteorologia, v.24, n.4, 390-398, 2009.

NTZIACHRISTOS, L.; SAMARAS, Z. COPERT III Computer Programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors (version 2.1). 2000.

PARRA, R.; JIMÉNEZ, P.; BALDASANO, J.m.. Development of the high spatial resolution EMICAT2000 emission model for air pollutants from the north-eastern Iberian Peninsula (Catalonia, Spain). Environmental Pollution, [s.l.], v. 140, n. 2, p.200-219, mar. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.07.021>. Disponível em: <<http://api.elsevier.com/content/article/PII:S0269749105003982?httpAccept=text/xml>>. Acesso em: 14 mar. 2016.

PEDRUZZI, R. **Avaliação de desempenho do modelo fotoquímico CMAQ utilizando diferentes condições de contorno em uma região urbana e industrializada**. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, Vitória, 2016.

RAKHA, H., AHN, K., TRANI, A.A., 2004. Requirements for evaluating traffic signal control impacts on energy and emissions based on instantaneous speed and acceleration measurements. **Transportation Research Part D** 9, 49–74.

Rauterberg-Wulff, A. Untersuchung über die Bedeutung der Staubaufwirbelung für die PM10-Immission an einer Hauptverkehrsstraße. Bericht der Techn. Univ. Berlin, Fachgebiet Luftreinhaltung. 2000.

SANTIAGO, A.M. **Formação e Transporte de Material Particulado Inalável na Região da Grande Vitória- com o uso do modelo CMAQ** Universidade Federal do Espírito Santo. (Tese de Doutorado). Vitória, 2015.

SOUZA, L. S. **Implementação e Avaliação de um Sistema Combinado de Modelagem Meteorológica, de Emissões Atmosféricas e da Qualidade do Ar para a Previsão da Formação de Oxidantes Fotoquímicos no Brasil**. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Tese de Doutorado, 140 p. 2010.

SZWARCFITER, Lila. **Opções para o Aprimoramento do Controle de Emissões de Poluentes Atmosféricos por Veículos Leves no Brasil: uma Avaliação do Potencial de Programas de Inspeção e Manutenção e de Renovação Acelerada da Frota**. 2004. 261 f. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Programa de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio De Janeiro, 2004.

TEIXEIRA, E. C.; FELTES, S.; SANTANA, E. R. R. Estudo das Emissões de Fontes Móveis na Região Metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Química. Nova**, Vol. 31, No. 2, 244-248, 2008.

UEDA A. C., TOMAZ E. Inventário de Emissão de Fontes Veiculares da Região Metropolitana de Campinas, São Paulo. **Quím. Nova**, Vol. 34, No. 9, 1496-1500, 2011.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Unites States Environmental Protection Agency. **OAQPS Guideline Series: Guideline on Air Quality Models**. Research Triangle Park, NC 27711. Office of Air Quality. Planning and Standards EPA-450/2-78-027, 1978.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Regulatory Impact Analysis: Protection of Stratospheric Ozone. Office of Air and Radiation. Washington, D.C. 1987.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. User's Guide to MOBILE6.1 and MOBILE6.2 - Mobile Source Emission Factor Model. 2003.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume I: stationary Point and Area Sources, AP42, Fifth Edition. Chapter 13: Miscellaneous Sources. 13.2.1 Paved Roads, Research Triangle Park, NC, January 2011. Disponível em <<https://www3.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/final/c13s0201.pdf>> Acessado em Setembro de 2014.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Air Emission Sources**. 2013. Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/emissions/index.htm>>. Acesso em: 07 jul. 2015.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA'S Community Multi-scale Air Quality Model offers tools for controlling air pollution; studying climate change**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-09/documents/cmaq-fact-sheet.pdf>>. Acesso em: 07 jul. 2015.

UNITES STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. MOVES2014 Technical Guidance: Using MOVES to Prepare Emission Inventories for State Implementation Plans and Transportation Conformity. EPA-420-B-15-007. Transportation and Climate Division Office of Transportation and Air Quality. 2015.

VENKATRAM, A. 2000 A critique of empirical emission factor models: a case study of the AP-42 model for estimating PM10 emissions from paved roads, **Atmospheric Environment**, Vol. 32, pp. 1-11.

VICENTINI, P. C. **Uso de Modelos de Qualidade do Ar para a Avaliação do Efeito do Proconve entre 2008 e 2020 na Região Metropolitana do Rio De Janeiro**. 2011.

224 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro / COPPE - Programa de Engenharia Mecânica, Rio de Janeiro, 2011.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Monitoring Ambient Air Quality for Health Impact Assesment. Erupean series; No. 85. 1999. Disponível em <http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/119674/E67902.pdf>. Acesso em 02/09/2014.