







Artigo

Inventário de Emissões com Alta Resolução para a Região da Grande Vitória Utilizando o Sistema de Modelagem Integrada WRF-SMOKE-CMAQ

Ayres Geraldo Loriato¹ , Nadir Salvador¹ , Ayran Ayres Barbosa Loriato⁵, Anton Sokolov³ ,
Antonio Paula Nascimento¹, Rita Yuri Ynoue⁴ , Davidson Martins Moreira¹ ,
Neyval Costa Reis Jr.¹, Taciana Toledo de Almeida Albuquerque^{1,2} 

¹*Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil.*

²*Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brasil.*

³*Université Lille Nord de France, Lille, France.*

⁴*Departamento de Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, Brasil.*

⁵*Departamento de Engenharia Mecânica, Instituto Tecnológico da Aeronáutica, São José dos Campos, SP, Brasil.*

Recebido em 10 de Fevereiro de 2017 – Aceito em 19 de Abril de 2018

Resumo

A poluição atmosférica proveniente das atividades antropogênicas tem provocado incômodo à população da Região Metropolitana da Grande Vitória (RGV), Espírito Santo, Brasil. Muitos pacientes como asmáticos, alérgicos, químico sensíveis, cardíacos, pessoas com acidente vascular cerebral (AVC), diabetes, grávidas, idosos e crianças são especialmente suscetíveis a uma pobre qualidade do ar. As complexas interações dos poluentes atmosféricos podem ser entendidas usando modelos de transporte químico, os quais necessitam de inventários de emissões para prover a alocação espacial e temporal das emissões. Na RGV, o Instituto Estadual do Meio Ambiente (IEMA) disponibilizou o inventário de emissões da região para o ano de 2010. Nesse artigo foi realizada uma adaptação do inventário de fontes regional para o *Sparse Matrix Operator Kernel Emissions* (SMOKE) de modo a ser utilizado em modelos de qualidade do ar (MQA) como o *Community Multi-scale Air Quality* (CMAQ) *Modeling System* e outros modelos fotoquímicos. Foram obtidos valores simulados elevados referentes às emissões de ressuspensão em vias, apontando uma possível falha do inventário neste tipo de fonte. Utilizando os fatores de emissão médios de Abu-Allaban *et al.* (2003) para a ressuspensão das vias locais, foram obtidos resultados mais condizentes aos atuais níveis de concentrações de partículas monitorados na RGV.

Palavras-chave: inventário, WRF, SMOKE, CMAQ, emissões, ressuspensão, concentração.

High Resolution Emissions Inventory Using WRF-SMOKE-CMAQ Integrated Modeling for Great Vitoria Region

Abstract

Atmospheric pollution from anthropogenic activities has been bothering the population of Great Vitoria Region (GVR), Espírito Santo, Brazil. Some people are particularly vulnerable to poor air quality: those affected by health conditions such as asthma, allergies, chemical sensitivity, heart disease, stroke and diabetes, as well as pregnant women, children and people of advanced age. Atmospheric pollutants complex interactions can be understood by using chemical transportation models, which require emissions inventories to provide spatial and temporal allocation of emissions. The emissions inventory of GVR on 2010 has been provided by the State Institute of Environment (IEMA). On this study, the regional sources inventory has been adapted to Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) in order to be used on Air Quality Models (AQM) such as Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) modeling system and other photo-

chemical models. Simulation results obtained for road dust resuspension were high, which indicates a possible error on the inventory for this type of emission source. By using average emission factors from Abu-Allaban *et al.* (2003) for road dust resuspension instead of the original inventory data, the results obtained were closer to measured particle concentration on VGR.

Keywords: inventory, WRF, SMOKE, CMAQ, emissions, resuspension, concentration.

1. Introdução

A caracterização das emissões atmosféricas é fundamental para estudos da qualidade do ar, particularmente em regiões urbanas como a Região Metropolitana da Grande Vitória (RGV). Esta importância é resultado das complexas interações, envolvendo a emissão de poluentes atmosféricos por fontes fixas e móveis, locais e remotas, naturais e antropogênicas que em conjunto com as condições atmosféricas e topográficas, determinam a concentração ambiental dos poluentes em suspensão. Desta forma, torna-se fundamental o conhecimento do inventário das emissões de poluentes para que seja eficaz o uso de simulações numéricas através de modelos de qualidade do ar para estudos na RGV.

O aumento da poluição atmosférica urbana devido à instalação de indústrias próximas das grandes cidades e ao aumento da quantidade de automóveis circulando nos centros urbanos é um grande problema ambiental nos dias de hoje, afetando diretamente a saúde da população, especialmente crianças e idosos, além da fauna, flora e materiais. O interesse científico, em especial, por partículas na atmosfera está relacionado a seus efeitos sobre o clima, meio-ambiente, visibilidade e ao risco à saúde humana (Pope, 2007). Recentemente, diversos estudos têm sido focados na análise da dinâmica dos processos envolvidos na emissão, formação e remoção dos aerossóis em regiões urbanas, entre outros Qin *et al.* (2006), Ying *et al.* (2008). Os estudos experimentais para caracterização do aerossol em regiões urbanas são usualmente complementados por estudos com modelos matemáticos que permitem a previsão de episódios futuros e a análise mais aprofundada dos fenômenos meteorológicos que levam às concentrações de material particulado na atmosfera (Chemel *et al.*, 2010).

Com o avançado tecnológico dos últimos anos, a comunidade científica tem desenvolvido modelos numéricos de qualidade do ar (AQMs) com alto desempenho, permitindo um melhor entendimento e representação das interações entre as condições meteorológicas, as emissões (naturais e antropogênicas), as reações químicas entre os poluentes. Dados de emissões ambientais originados por modelos de emissão e inventários regulamentados são um dos mais importantes dados de entrada requeridos por modelos de qualidade do ar. Pesquisadores vêm utilizando os modelos de qualidade do ar para várias finalidades, como por exemplo, para o desenvolvimento de planos de implementação federal e estadual, para pesquisa aprimorando métodos de modelagem, e mais recentemente para previsão de qualidade do ar. Para executar este tipo de estudo, é

necessário um sistema flexível de processamento de dados de emissão e, que este seja também computacionalmente eficiente.

O Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) Modeling System foi desenvolvido pelo centro americano MCNC Environmental Modeling Center (EMC) pertencente ao estado da Carolina do Norte (NC), para permitir o método de processamento de dados de emissões atmosféricas integrando matrizes de dados a algoritmos computacionais de alto desempenho. O modelo SMOKE é um adicional importante para as pesquisas com relação à tomada de decisão para a aplicação de métodos de controle de emissões tanto urbanas quanto regionais. Ele fornece um mecanismo para preparar dados de entrada em formatos especiais requeridos por modelos de qualidade do ar, tornando possível a execução da previsão da qualidade do ar (SMOKEv2.4, 2011). A proposta do SMOKE (ou de qualquer outro tipo de processador de emissões) é converter a resolução dos dados de um inventário de emissão para a resolução requerida por um modelo de qualidade do ar. Inventários de emissão são tipicamente disponibilizados com valores de totais anuais de emissão para cada tipo de fonte, ou talvez com valores médios diários. Os modelos de qualidade do ar, no entanto, requerem tipicamente dados de emissões horárias, para cada célula de grade do modelo (ou camada do modelo), e para cada espécie a ser modelada. Consequentemente, o processamento de emissões envolve uma série de transformações necessárias para um inventário de emissão através da alocação temporal, especificação química e alocação espacial, para obter os dados de entrada requeridos pelos modelos de qualidade do ar.

Outros estudos têm sido desenvolvidos em diversas partes do mundo com o objetivo de obter inventários de emissão com altas resoluções, como por exemplo, na Espanha, onde Parra *et al.* (2006) desenvolveram o EMICAT2000 (Emissões na Catalunha, 2000), que é um modelo de emissões de alta resolução temporal (1 h) e espacial 1x1 km² para região da Catalunha, situada no nordeste da Península Ibérica. Este modelo de emissões foi adaptado para ser utilizado diretamente no SMOKE, resolvendo uma série de obstáculos na utilização de um Modelo de Transporte Químico (MTQ), fora do território norte-americano. Jiménez *et al.* (2006) avaliaram a performance do sistema MM5-EMICAT2000-CMAQ, em relação ao poluente O₃, no nível do solo, sendo que o modelo apresentou boa correlação com as emissões de precursores de compostos orgânicos voláteis (COV). Borge *et al.* (2008) desenvolveram um inventário de emissões também com alta resolução espacial (1x1 km²) e temporal (1 h), para a

Espanha, adaptado para o SMOKE com objetivo de utilização em modelos fotoquímicos de multi-escalas e multi-poluentes, em especial para o CMAQ. Cheng *et al.* (2007), na cidade de Beijing, China, utilizando o *Geographic Information System* (GIS), detalharam um inventário de emissões para a cidade e arredores, acoplado ao MM5-ARPS-CMAQ e encontraram que para o PM₁₀, as três maiores fontes de contribuição (emissões fugitivas de indústrias, construções e rodovias) contribuem com 28,67%, 42,88%, 42,46% e 35,67% de todas as emissões para primavera, verão, outono e inverno, respectivamente. Wang *et al.* (2005), para Shandong, região no leste da China tomando com referência o ano de 2000 e com projeção para o ano de 2020, adaptaram o inventário de emissões da região para o SMOKE, em células de grade de 12x12 km². Em Istambul e arredores, Turquia, Im *et al.* (2010) usando o *Geographic Information System* (GIS), levantaram o inventário de emissões em células de grade de 2x2 km², adaptaram-no para o SMOKE e o utilizaram no CMAQ.

Na América do Sul, em particular no Brasil, não há um inventário de emissões nacional disponível que seja adaptável como entrada de modelos fotoquímicos de qualidade do ar. A RGV é um das poucas regiões do país onde o órgão ambiental estadual disponibiliza um inventário de emissões horárias para fontes pontuais, áreas e de rodovias. Este trabalho visa, a partir do inventário oficial da RGV realizar implementações e ajustes necessários para o seu uso no modelo SMOKE, com uma grade de alta resolução espacial (1x1 km²) e temporal (1 h) e validá-lo com o poluente composto de partículas com diâmetro menor do

que 10 µm (PM₁₀), usando o sistema de modelagem integrada entre condições meteorológicas, emissões atmosféricas e qualidade do ar WRF/SMOKE/CMAQ.

O sistema integrado de modelagem numérica utilizado em uma escala regional pode auxiliar na avaliação e diagnóstico da atual condição da qualidade do ar local, permitindo ações de políticas públicas futuras para o controle das emissões antropogênicas em uma região. Para elaboração deste trabalho, foi realizado o aninhamento de quatro grades utilizando o modelo meteorológico WRF, onde o primeiro domínio (D01) possuía 35x35 células com resolução de 27x27 km², o qual cobriu boa parte da região sudeste do Brasil. O segundo domínio (D02) com 55x55 células com resolução de 9x9 km², abrangendo todo o estado do ES. O terceiro domínio (D03) com 82x82 células de 3x3 km² e o quarto domínio (D04) com 120x120 células de 1x1 km². O modelo SMOKE (acoplado ao CMAQ) foi construído sobre o domínio principal (D04) do WRF de 120x120 km² (Fig. 1a), com 1 km de resolução espacial, centrado nas coordenadas geográficas de latitude de - 20,251 e longitude de - 40,185. O domínio usado pelo SMOKE, com objetivo de evitar efeitos de borda, teve 61 km na direção leste oeste e 79 km na direção sul norte e cobriu a RGV (Fig. 1b).

2. Metodologia

Em uma região urbana altamente industrializada em processo de expansão, como a RGV, a qualidade do ar é afetada principalmente por veículos automotores, por empreendimentos industriais e pelas atividades da construção

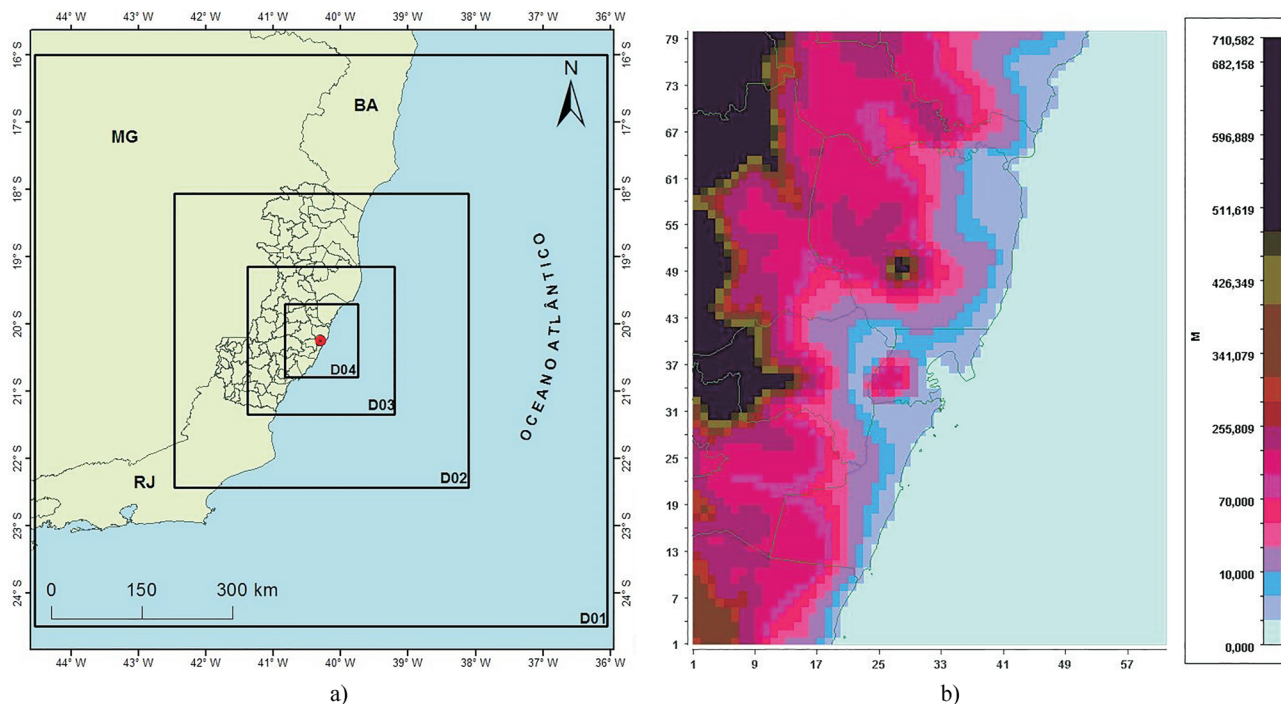


Figura 1 - a) Domínios do WRF. b) Altura da topografia em metros da RGV.

civil (Santos *et al.*, 2011). Além disso, a RGV conta ainda com um complexo sistema portuário. A seguir tem-se uma breve descrição do atual inventário de emissões de poluentes atmosféricos da RGV e dos ajustes realizados para que fosse possível utilizar estas informações no modelo SMOKE. Uma descrição detalhada do inventário oficial e sua metodologia de elaboração podem ser obtidas no site do IEMA_ES.

2.1. Descrição do inventário de emissões atmosféricas da RGV

O atual Inventário de Emissões Atmosféricas da RGV foi resultado do trabalho desenvolvido por meio do Acordo de Cooperação Técnica firmado entre a Secretaria Estadual de Meio Ambiente (SEAMA), por intermédio de IEMA, e a empresa EcoSoft, objetivando a elaboração do inventário de fontes emissoras de poluentes atmosféricos da RGV, abrangendo os municípios de Serra, Vitória, Cariacica, Vila Velha e Viana, o qual foi publicado em maio de 2011, porém refere-se às emissões atmosféricas médias do ano de 2009-2010.

A Região da Grande Vitória é predominantemente urbana e possui uma população de aproximadamente 1,5 milhões de habitantes (IBGE, 2009), o equivalente a cerca de 50% da população capixaba.

Foram disponibilizadas as emissões dos seguintes poluentes: material particulado total em suspensão (PTS), material particulado menor que 10 μm (PM_{10}), material particulado menor que 2,5 μm ($\text{PM}_{2,5}$), dióxido de enxofre (SO_2), óxidos de nitrogênio ($\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$), monóxido de carbono (CO) e compostos orgânicos voláteis (COV). Segundo EcoSoft (2011), a metodologia utilizada para a realização do inventário de emissões da RGV seguiu os requisitos do protocolo do *Emission Inventory Improvement Program* (EIIP) recomendado pela *United States Environmental Protection Agency* (EPA), associado ao controle de qualidade de informação proposto pelo *Data Attribute Rating System* (DARS), também recomendado pela mesma entidade. Na ausência de dados de monitoramento ambiental, o inventário foi complementado conforme a metodologia recomendada pelo EIIP, tendo como principais referências os fatores de emissão apresentados pelo *Compilation of Air Pollutant Emission Factors (AP42)* da EPA e pela EC (*European Commission*), além de outras fontes de referência.

Neste inventário foi possível observar dois grupos como as principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos na RGV: (i) veículos e (ii) indústria minero-siderúrgica. O terceiro grupo com níveis de emissão significativos é o grupo que representa as operações de portos e aeroportos, principalmente quanto às contribuições para os níveis de SO_2 e NO_x . Segundo o inventário, a principal fonte emissora de partículas na região são veículos automotores, os dados do inventário indicam que entre 63,5% e 69,3% das emissões de partículas para a atmosfera da

RGV estão ligadas a ressuspensão, dependendo do tamanho das partículas (67,8% das emissões de PTS, 69,3% das emissões de PM_{10} e 63,5% das emissões de $\text{PM}_{2,5}$). Emissões de escapamento e desgaste de pneus contribuem com percentuais entre 2,6% e 10% das emissões de partículas para a atmosfera da RGV estão efetivamente ligadas a veículos, dependendo do tamanho das partículas (2,6% das emissões de PTS, 3,9% das emissões de PM_{10} e 10% das emissões de $\text{PM}_{2,5}$).

Santos *et al.* (2011) alerta para a alta porcentagem da fonte de ressuspensão de poeira do solo do atual inventário de emissão da RGV, onde 95% das emissões veiculares são atribuídas à ressuspensão de partículas já depositadas nas vias e não à emissão direta nos gases de escapamento. A ressuspensão de partículas em vias representa um interessante acoplamento entre a poluição gerada por veículos automotores e outras fontes de poluição, visto que a composição das partículas presentes na ressuspensão de vias apresentam componentes ligados a solos e partículas presentes em emissões industriais e outras fontes, conforme identificado no estudo efetuado por Santos e Reis (2011), sobre a composição das partículas sedimentadas na RGV. De fato, as partículas relacionadas à ressuspensão em vias possuem elevados níveis de alumínio e silício, que são típicos na composição do solo, mas possuem níveis mais elevados de sódio, cloro, magnésio, ferro e cálcio que as amostras de solo da região. Tais elementos químicos podem ser relacionados a aerossol marinho e a fontes industriais na região. Apesar da taxa de emissão ligada à ressuspensão de partículas, já depositadas nas vias, estar distribuída ao longo de uma grande área urbana, e não concentrada pontualmente como emissões industriais, por exemplo, essas taxas de emissão são significativamente elevadas, mesmo quando comparado a outros centros urbanos, tais como São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Recife (Andrade *et al.*, 2012), Nova Delhi-Índia (Guttikunda e Calori, 2013) e Barcelona-Espanha (Amato *et al.*, 2009).

2.2. Adaptações realizadas no sistema de modelagem integrada Smoke

A preparação do inventário de emissões é uma limitação para o uso de modelos de qualidade do ar porque é preciso gerar informações de entrada de inventário de emissões compatível com os modelos de transporte químico Euleriano, os quais necessitam muitas vezes de um sistema de emissões computacionalmente eficiente, confiável e flexível para o processamento de dados. O *Sparse Matrix Operator Kernel System* (SMOKE) foi desenvolvido nos Estados Unidos (EUA) e redesenhado pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) para apoiar as atividades de modelagem da qualidade do ar, no âmbito do sistema USEPA *Models-3* (Borge *et al.*, 2008).

O modelo SMOKE necessita de vários arquivos de entrada, em formatos específicos, para que ele possa posteriormente realizar a interpolação de matrizes.

2.2.1. Identificação de regiões

A região onde uma fonte está localizada é identificada em um arquivo no modelo SMOKE (Fig. 2) chamado de COSTCY (Country, State and County), que para os EUA seguem o padrão de códigos de estados e municípios do U.S. Federal Implementation Planning Standards (FIPS), utilizando o seguinte formato:

Na ausência de um modelo de especificação das características brasileiras, convencionou-se para a utilização do arquivo COSTCY do SMOKE aplicados à RGV (Tabela 1), algumas características listadas na Tabela 1, parcialmente usadas pelo IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). A Tabela 2 mostra a adaptação de código para a região a RGV, de modo a serem utilizados nos modelos.

Entretanto, o SMOKE permite o uso desta identificação de 6 dígitos, podendo com isto ser estendido para outros locais. O código de classificação das fontes segue um padrão conhecido pela sigla SCC (Source Classifica-



Figura 2 - Formato de codificação de uma região.

Tabela 1 - Código de algumas cidades brasileiras (IBGE)

Código UF	UF	Código do Município	Município	Área (km ²)
15	PA	1508357	Vitória do Xingu	3089,357
16	AP	1600808	Vitória do Jari	2482,888
21	MA	2112902	Vitória do Mearim	716,719
26	PE	2616407	Vitória de Santo Antão	372,637
29	BA	2933307	Vitória da Conquista	3356,886
32	ES	3205309	Vitória	98,194
35	SP	3556958	Vitória Brasil	49,696
43	RS	4323754	Vitória das Missões	259,609

Tabela 2 - Adaptação do Arquivo COSTCY para a RGV.

Código do BRASIL (adaptado)	7
Código do estado do Espírito Santo	32
Código da RGV (Adaptado)	530
Código COSTCY Final da RGV	732530

tion Codes) que para fontes pontuais tem 8 dígitos. Esta classificação foi estendida para fontes áreas e móveis e nos EUA usa a sigla AMS (Area and Mobile and Area Source) com 10 dígitos.

As fontes tipo área (\$ARINV) e tipo pontual (\$PTINV) podem assumir diversos formatos, possibilitando a sua entrada no modelo SMOKE, o presente trabalho adotou o formato Inventory Data Analyser (IDA). A estrutura e o formato IDA do inventário, utilizados neste estudo, estão apresentados na Tabela 3 (fontes áreas) e na Tabela 4 (fontes pontuais).

A adaptação do inventário de emissões da RGV para o SMOKE foi dividida em duas categorias de fontes de emissões de poluentes: pontuais e áreas.

2.2.2. Fontes pontuais

Foram classificadas como fontes pontuais, todas aquelas fontes dotadas das características exigidas pelo modelo como altura da fonte, diâmetro da chaminé, temperatura dos gases emitidos, velocidade de saída dos gases

Tabela 3 - Formato IDA para fontes do tipo área.

Posição	Nome	Tipo	Descrição
1-2	STID	Inteiro	Código do Estado
3-5	CYID	Inteiro	Código da RGV
6-15	SCC	Texto	Código do SCC
16-25	ANN1	Real	Poluente #1 emissão anual (short ton/year)
63-72	ANN1	Real	Poluente #2 emissão anual (short ton/year)

ANNn repete-se até o poluente n.

Tabela 4 - Formato IDA para fontes do tipo pontual.

Posição	Nome	Tipo	Descrição
1-2	STID	Inteiro	Código do Estado
3-5	CYID	Inteiro	Código da RGV
6-20	PLANTID	Texto	Código da Indústria
36-47	STACKID	Texto	Código de Identificação da Chaminé.
60-61	SEGMENT	Texto	DOE ID
62-101	PLANT	Texto	Nome da Indústria
102-111	SCC	Texto	Código do SCC
120-123	STKHGT	Real	Altura da Chaminé (ft)
124-129	STKDIAM	Real	Diâmetro da Chaminé (ft)
130-133	STKTEMP	Real	Temperatura dos gases de exaustão (°F)
134-143	STKFLOW	Real	Vazão do gás na exaustão (ft ³ /s)
144-152	STKVEL	Real	Velocidade de saída do gás (ft/s)
227-230	SIC	Inteiro	Código de Classificação Industrial
231-239	LATC	Real	Latitude (Graus decimais)
240-248	LONC	Real	Longitude (Graus decimais)
250-262	ANN1	Real	Poluente #1 emissão anual (short ton/year)
302-314	ANN1	Real	Poluente #2 emissão anual (short ton/year)

ANNn repete-se até o poluente n.

da chaminé, etc. As fontes tratadas como fontes tipo área foram as emissões de materiais expostos, as emissões em vias urbanas e as emissões residenciais e comerciais.

Um exemplo de atividade de fonte pontual e seu correspondente SCC pode ser tomado diretamente do arquivo disponível no SMOKE, o SCCDESC (*SCC description*): “External Combustion Boilers; Electric Generation; Lignite; Spreader Stoker”, ou seja “Caldeira de Combustão Externa, Geração Elétrica, Linhita (combustível com 70% de carvão), fogueira espalhador” o qual é representado pelo código “10100306”. Os 4 níveis de descrição estão discriminados na Fig. 3:

A estrutura do código de 8 dígitos para fontes pontuais tem o formato da Fig. 4, onde o primeiro nível indica o tipo de fonte poluidora, o nível 2 a atividade fim da fonte, o nível 3 o tipo de combustível e o nível 4 a forma de operação da fonte:

A RGV possui indústrias de grande porte nas áreas de mineração e siderurgia situadas a nordeste dos bairros mais populosos da região. O código de enquadramento de SCC das fontes pontuais dessas indústrias seguiu o usado pela USEPA_2006. A Tabela 5 mostra o enquadramento dessas fontes pontuais de poluição.

Tabela 5 - Enquadramento de SCC nos dois primeiros níveis de atividade antropogênica.

Processos	Grupo	Processo específico	Sub grupo
Combustão externa de caldeira	1	Geração Elétrica	01
Combustão externa de caldeira	1	Industrial	02
Combustão externa de caldeira	1	Comercial e Institucional	03
Máquinas de Combustão Interna	2	Geração Elétrica	01
Processo Industrial	3	Indústria Química	01
Processo Industrial	3	Indústria de Alimentos e Agrícola	02
Processo Industrial	3	Produção Primária de Metais	03
Processo Industrial	3	Produção Secundária de Metais	04
Processo Industrial	3	Produtos Minerais	05
Processo Industrial	3	Indústria de Petróleo	06
Processo Industrial	3	Polpa, Papel e Produtos de Madeira	07
Processo Industrial	3	Fabricação de Produtos Metálicos	09
Evaporação de Solventes e Petróleo	4	Revestimento de Superfícies	02
Evaporação de Solventes e Petróleo	4	Estocagem de Petróleo Líquido	04
Depósitos de Resíduos	5	Depósito de Resíduos Sólidos (Gov.)	01
Fontes Móveis	22	Aeronaves	75
Fontes Móveis	22	Navios	80
Fontes Móveis	22	Vias pavimentadas	94
Fontes Móveis	22	Vias não pavimentadas	96
Utilização de solventes	24	Consumo residencial e comercial	65
Estoque e transporte	25	Petróleo e Produtos do petróleo	01
Estoque e transporte	25	Estoque de Químicos orgânicos	10
Estoque e transporte	25	Transporte de Químicos orgânicos	15
Estoque e transporte	25	Materiais Estocados em pilhas	30

Fonte: Adaptado de SCC-USEPA_2006.

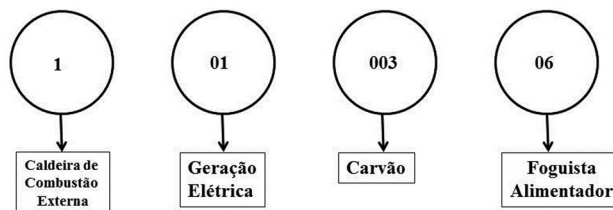


Figura 3 - Exemplo de estrutura de códigos do SCC para fontes pontuais.

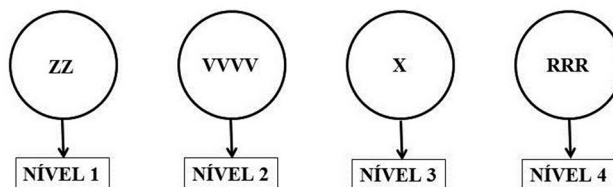


Figura 4 - Estrutura de códigos do SCC para fontes pontuais.

2.2.3. Fontes areas

O AMS para fontes difusas e vias contem 10 dígitos. O código para veículos tem os seus níveis descritos na Fig. 5. A estrutura é a mesma para fontes difusas, mas segue uma discriminação similar a de fontes pontuais, com alteração na distribuição dos dígitos, conforme a Fig. 6. As

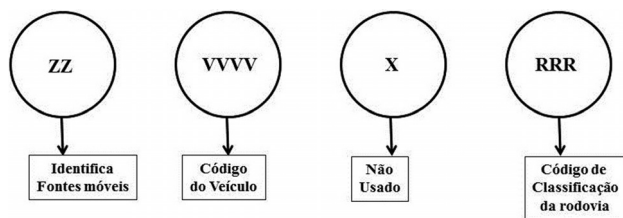


Figura 5 - Exemplo de estrutura de códigos do SCC para fontes móveis.

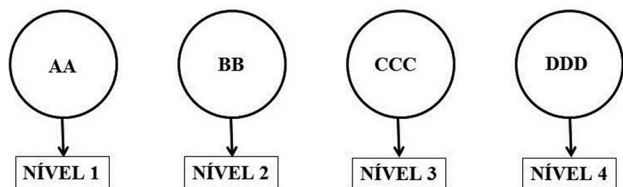


Figura 6 - Exemplo de estrutura de códigos do SCC para fontes difusas.

emissões atmosféricas das principais vias de tráfego dos municípios estudados foram como fontes áreas. Dessa forma, foi necessário calcular o percentual de cada da via inserida em cada célula da grade e, esse valor, foi considerado como uma fonte área locada na respectiva célula da grade. O mesmo procedimento foi feito nas vias secundárias, somente sendo feito o referido cálculo quando uma célula da grade estava na fronteira de um ou mais municípios.

2.3. Especificação química

O SMOKE pode processar poluentes gasosos como monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), compostos orgânicos voláteis (COV), Amônia (NH_3), dióxido de enxofre (SO_2), material particulado (MP), poluentes como MP de diâmetro menor ou igual a 2,5 micra ($\text{PM}_{2.5}$) e PM menor do que 10 micra (PM_{10}); bem como um série de poluentes tóxicos como mercúrio, cádmio, benzeno e formaldeído. O modelo não tem limitação em relação ao número ou tipos de poluentes que pode ser processado em seu sistema, permitindo acomodar uma variedade de mecanismos químicos. Dentro da perspectiva do inventário de emissões, o mecanismo químico é o mapeamento dos poluentes provenientes do inventário de emissões, o qual pode ser desdobrado para as espécies de interesse do usuário. Os mecanismos químicos disponíveis para uso do CMAQ versão 4.6 são o *Carbon Bond* (CB), o *Regional Acid Deposition Model* (RADM) e o *State Air Pollution Research Center mechanism, version 1999* (SAPRC-99).

O *Carbon Bond* (CB05), versão 5, Yarwood *et al.* (2005) foi utilizado neste trabalho mas há possibilidade de se usar outros mecanismos químicos no SMOKE com pequenas adaptações no arquivo *ASSIGNS* (SMOKE v2.7 *User's Manual*). As especificações de $\text{PM}_{2.5}$ e COV, ou seja, as percentagens de cada componente químico nestes poluentes foram derivadas de referências americanas (*SPECIATE V4.2 database, USEPA, 2009*). Na falta de

uma informação específica, a relação entre NO/NO_x foi considerada igual a 0,62 para todas as categorias que emitem óxidos de Nitrogênio, seguindo o “*default*” de *USEPA_2006*.

2.4. Alocação temporal

O propósito do SMOKE é converter a resolução do inventário de emissões para a resolução exigida pelo modelo de qualidade do ar. Inventários de emissões são normalmente disponibilizados em emissões totais anuais para cada fonte emissora por poluente. Encontram-se, também, em emissões totais diárias ou por hora. Os MQA_s , entretanto, quase sempre requerem emissões horárias, em cada célula da grade (e em cada camada do modelo) e para cada espécie química. Consequentemente, o processador de emissões transforma o inventário de emissões por meio da alocação temporal, especificação química, e alocação espacial para alcançar as condições de entrada requeridas pelo MQA . No caso do SMOKE a alocação temporal segue a abordagem clássica de perfis temporais. Perfis mensais, semanais de trabalho, de fins de semana e diários que são definidos no arquivo específico do SMOKE (*\$APTPRO*). Estes perfis temporais são aplicados nas fontes emissoras de poluentes mais relevantes seguindo a informação do arquivo de referência cruzada (*\$APTREF*), o qual liga o código de SSC de cada poluente com o correspondente perfil em *\$APTPRO* (Borge *et al.*, 2008). As fontes de chaminés industriais, normalmente, têm funcionamento de 24 horas diárias inclusive em fins de semana e feriados. Entretanto muitas fontes têm funcionamento intermitente e são necessárias as descrições dos seus perfis horários de funcionamento. O caso das vias urbanas foi retratado seguindo o fluxo de tráfego de veículos da principal via da RGV (chamada de terceira ponte). No SMOKE os perfis temporais são tratados em UTC (*Universal Time Coordinates*).

2.5. Alocação espacial

A escolha do método de alocação espacial de emissões regionais em células de uma grade depende das características da fonte e da resolução da grade (Zheng *et al.*, 2009). Para grandes plantas industriais, as emissões decorrentes de chaminés foram 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 todas as vias de tráfego, as emissões comerciais e as residenciais foram tratadas como fontes do tipo área. Na abordagem de emissões em vias de tráfego, utilizou-se o Geographic Information System (GIS) com base em formações de fluxos de emissão como substitutos espaciais nas emissões de fontes móveis na RGV. Esta abordagem apresenta a mais razoável alocação espacial regional para emissões de fonte móveis, especialmente em altas resoluções (Zheng *et al.*, 2009). 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 (Borge *et al.*, 2008). Os quatro arquivos que usados pelo GRDMAT e a sequência das informações estão na Fig. 7.

2.6. Modelo meteorológico e camadas verticais

Para as fontes consideradas do tipo área, foi assumido que as emissões dos poluentes são liberadas para a atmosfera na camada vertical mais baixa do modelo tridimensional de células (3D). Entretanto para emissões de fontes pontuais, há que se considerar a existência importante de empuxo e momento, os quais podem ser convenientemente representados. O programa SMOKE LAYPOINT usa o arquivo \$PTINV com a grade e os dados horários meteorológicos gerados pelo modelo WRF (*Weather Research Forecasting*), adaptado pelo pré-processador MCIP (*Metereology Chemistry Interface Processor*) para calcular a ascensão horária da pluma das fontes pontuais. Neste trabalho foi utilizada a versão 3.5.1 para o modelo WRF e a versão 4.6 para o MCIP. A ascensão da pluma é expressa em termos de frações para cada fonte, levando em conta o empuxo e o momento bem como a razão de mistura e a estabilidade atmosférica (Borge *et al.*, 2008). A distribuição vertical das camadas atmosféricas foi feita com 21 níveis de modo que as 9 primeiras camadas estejam abaixo de 515 m para permitir uma alta resolução dentro da camada limite atmosférica. As principais parametrizações temporais e espaciais encontram-se na Tabela 6 e foram sugeridas por Salvador *et al.* (2016).

3. Resultados

3.1. Sumário das emissões

Na RGV as fontes pontuais concentram-se, na sua maioria, numa zona chamada de Ponta de Tubarão, situada ao norte da região mais populosa da RGV. As emissões de fontes pontuais representam 15,86% do total das emissões de PM₁₀, 16,34% de PM_{2.5}, 76,04% de SO₂, 48,64% de

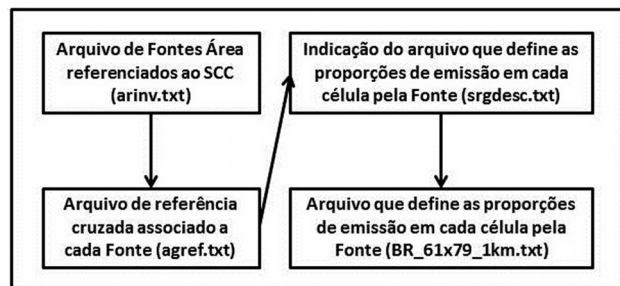


Figura 7 - Sequência de referências cruzadas para alocação de fontes áreas nas células da grade.

Tabela 6 - Parâmetros Temporais e Espaciais utilizadas no WRF na RGV.

Parâmetros Temporais				
Data Inicial	15/07/2012 às 00 UTC			
Data Final	31/07/2012 às 24 UTC			
Duração	408 h			
Resolução das grades	27 km	9 km	3 km	1 km
Número de Colunas	36	55	82	121
Número de Linhas	36	55	82	121
Número de Camadas Verticais	21			
Centro da grade	-20.251147; -40.285506			
Opções Físicas e Dinâmicas - WRFv 3.4.1				
Microfísica	Thompson			
Radiação de Onda Longa	rrtmg			
Radiação de Onda Curta	Dudhia			
Camada - Superfície	Monin-Obukhov			
Superfície - Terra	Unified Noah			
Camada Limite	Mellor-Yamada-Janjic Scheme			
Cumulus	Betts-Miller-Janjic			
Camadas do Solo	NOAH Land Surface Model			
Difusão, Dissipação, Advecção	3ª ordem Runge-Kutta			
Turbulência e Mistura	Termo de Difusão de 2ª ordem			
Coefficiente Eddy	Esquema de 1ª ordem Smagorinsk			

NO_x, 49,54% de CO e 6,92% de NMVOC da RGV, sem levar em consideração as emissões biogênicas. As emissões de fontes difusas correspondem 9,51% do total das emissões de PM₁₀, 10,24% de PM_{2.5}, 22,59% de SO₂, 17,98% de NO_x, 0,84% de CO e 39,43% de NMVOC da RGV, sem levar em consideração as emissões biogênicas. As vias, levando em consideração a ressuspensão, desgaste de pneus, escapamento e evaporação representam 74,63% do total das emissões de PM₁₀, 73,42% de PM_{2.5}, 1,37% de SO₂, 33,38% de NO_x, 49,61% de CO e 53,65% de NMVOC da RGV, sem levar em consideração as emissões biogênicas. Somente a ressuspensão corresponde a percentagem de 69,26% de PM₁₀ e a 63,47% de PM_{2.5}. A Tabela 7 resume essa distribuição percentual enquanto a Tabela 8 mostra, de forma mais detalhada os valores absolutos.

A Fig. 8a mostra as emissões nas células da grade devido às fontes biogênicas. A Fig. 8b mostra as emissões de PM₁₀ nas células da grade devido às fontes áreas, pontuais e biogênicas.

Tabela 7 - Percentual de emissões por tipo de fonte considerada.

Tipo de Fonte	PM ₁₀	PM _{2.5}	SO ₂	NO _x	CO	NMVOC
% difusas	9,51	10,24	22,59	17,98	0,84	39,43
% pontuais	15,86	16,34	76,04	48,64	49,54	6,92
% vias	74,63	73,42	1,37	33,38	49,61	53,65

Fonte: Adaptado de EcoSoft (2011).

Tabela 8 - Emissões antropogênicas [kg/h] na RGV.

Processos	CO	PM 10	NOx	SO2	VOC	PM2 5
Indústria de Mineração	1418,4	328,6	1752,0	445,1	173,2	151,1
Indústria Siderúrgica	14422,8	210,1	617,7	2090,9	82,8	120,5
Vias urbanas Principais	5134,5	815,4	530,5	19,8	721,0	585,7
Vias urbanas Secundárias	10831,2	1237,6	1132,5	26,4	1239,7	507,3
Aterros Sanitários	46,1	0,5	0,7	0,0	43,2	0,5
Indústria Química	66,1	9,3	6,8	20,3	296,6	3,7
Indústria Alimentícia	9,0	3,7	19,0	3,1	0,7	3,1
Portos e Aeroportos	146,5	97,3	853,9	740,3	75,8	96,8
Indústria de Minerais	40,7	43,5	22,8	9,4	2,7	15,5
Estoque e Dist. de Combustíveis	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	293,2
Outras Emissões	11,2	2,6	9,0	1,2	0,8	2,1
Total	32147,6	2749,3	4976,9	3358,4	655,2	1487,5

Fonte: Adaptado de EcoSoft (2011).

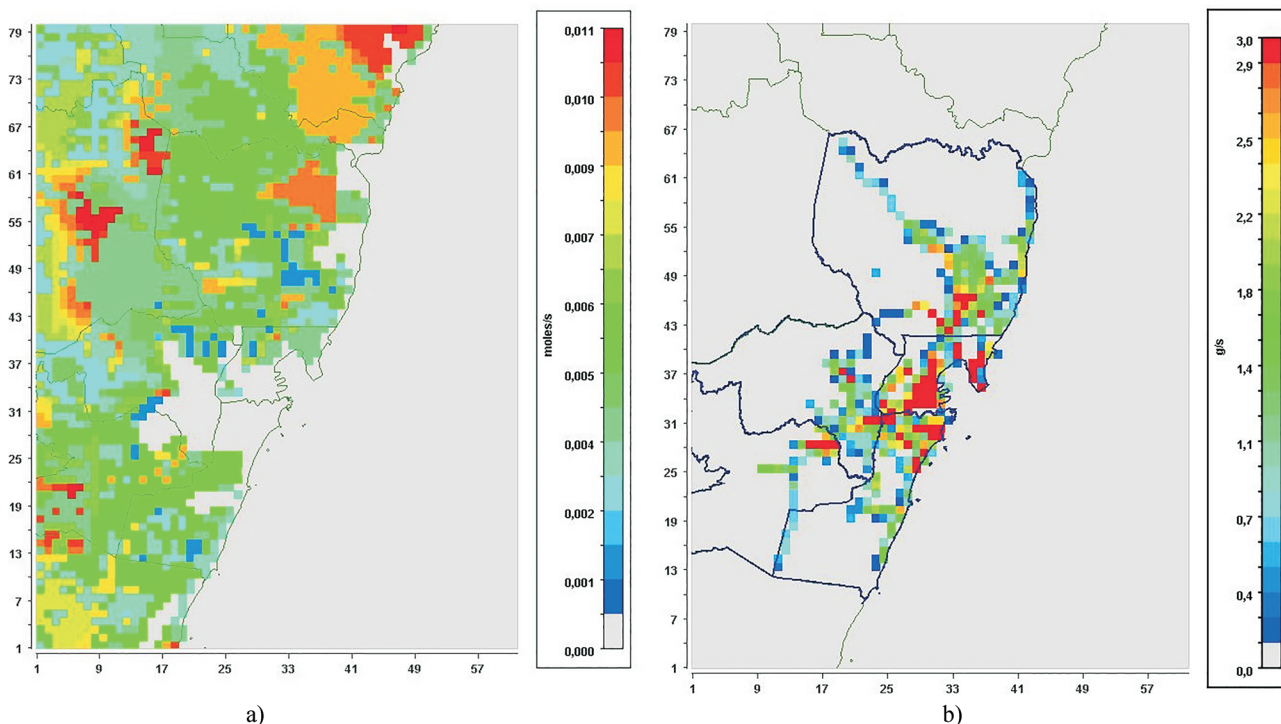


Figura 8 - a) Emissão média biogênicas no período de 20/07/2012 a 31/07/2012. b) Emissão Média de PM₁₀ na RGV no nível do solo do conjunto de fontes pontuais, biogênicas e áreas no período de 20/07/2012 a 31/07/2012, com o inventário do IEMA_2011, usando o SMOKEv2.7.

A Tabela 9 mostra que em 6 estações os valores medidos são inferiores aos simulados e em duas estações ocorre o inverso. Na Fig. 9 vê-se um grande número de células com valores médios do intervalo excedendo o valor de 50 µg/m³, que em média aritmética anual, é o padrão CONAMA_03/90 (Conselho Nacional do Meio Ambiente, Br).

É possível comparar os valores da RGV com outras cidades onde foram feitas pesquisas. Markakis *et al.* (2012), para o inventário de emissões da cidade de Istambul, Turquia, encontraram um percentual de 17,36% de PM₁₀ em relação a todas as emissões da região da grande

Istambul como sendo de transporte rodoviário e de 28,62% de PM_{2.5} em relação a esta referência. Guttikunda *et al.* (2013), em Nova Delhi, Índia, em relação à concentração de PM₁₀, encontraram 13% para as exaustões veiculares e 22% para ressuspensão em vias. Para o PM_{2.5} a relação foi de 17% para a exaustão de veículos e 6% para a res-suspensão. Para a Catalunha, Espanha, Parra *et al.* (2006) analisando as partículas totais em suspensão (PTS) chegaram a 66,8% para a contribuição da tráfego rodoviário. Para a Espanha, Borge *et al.* (2008) chegaram a 18,1% de PM₁₀ e 22,1% de PM_{2.5} para a contribuição do transporte rodoviário. Zheng *et al.* (2009), na região do Pearl

River Delta, China chegaram a 21,7% e 35,5% do total de PM₁₀ e PM_{2.5} para as fontes móveis. Kanakidou *et al.* (2011) estudando emissões em transportes rodoviários che-

Tabela 9 - Comparação dos valores de concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) média medidos e simulados com o Inventário do IEMA usando o modelo fotoquímico CMAQ_v4.6, durante o período.

Estações	Medidos	Simulados	Diferença	Dif. Percentual (%)
Laranjeiras	43	39,68	-3,32	-7,72
Carapina	20	41,26	21,60	108,00
Jardim Camburi	27,2	43,06	15,86	58,30
Enseada	28	64,91	36,91	131,82
Vitória_Centro	23,7	29,72	6,02	53,50
Vila Velha_Ibes	31	38,44	7,44	25,4
Vila Velha_Centro	22	39,80	17,8	80,90
CEASA	54	22,49	-31,51	-58,35

garam às percentagens de 13,3%, 17,4% e 35,9% do total das emissões de PM₁₀ para as cidades de Atenas (Grécia), Istambul (Turquia) e Cairo (Egito). Amato *et al.* (2009), analisando as emissões somente em vias na cidade de Barcelona, Espanha, quantificaram a contribuição da ressuspensão nas concentrações de PM₁₀ e PM_{2.5}. O estudo revela que a ressuspensão foi responsável por 17% da concentração de PM₁₀ e de 8% de PM_{2.5} na Região Metropolitana de Barcelona (RMB) e que o tráfego nas vias corresponde 46% da concentração de PM₁₀ e de 50% de PM_{2.5}. A RMB tinha a concentração de veículos por km² de 6100, em 2006. Este valor é superior as principais cidades da Europa. Além disso, a composição da massa de ressuspensão foi redistribuída em diversas fontes e não somente a derivada de veículos. De acordo com Andrade *et al.* (2012), o inventário oficial de emissões da CETESB (Companhia Estadual de Tecnologia de Saneamento Ambiental do estado de São Paulo) para São Paulo_SP, Brasil,

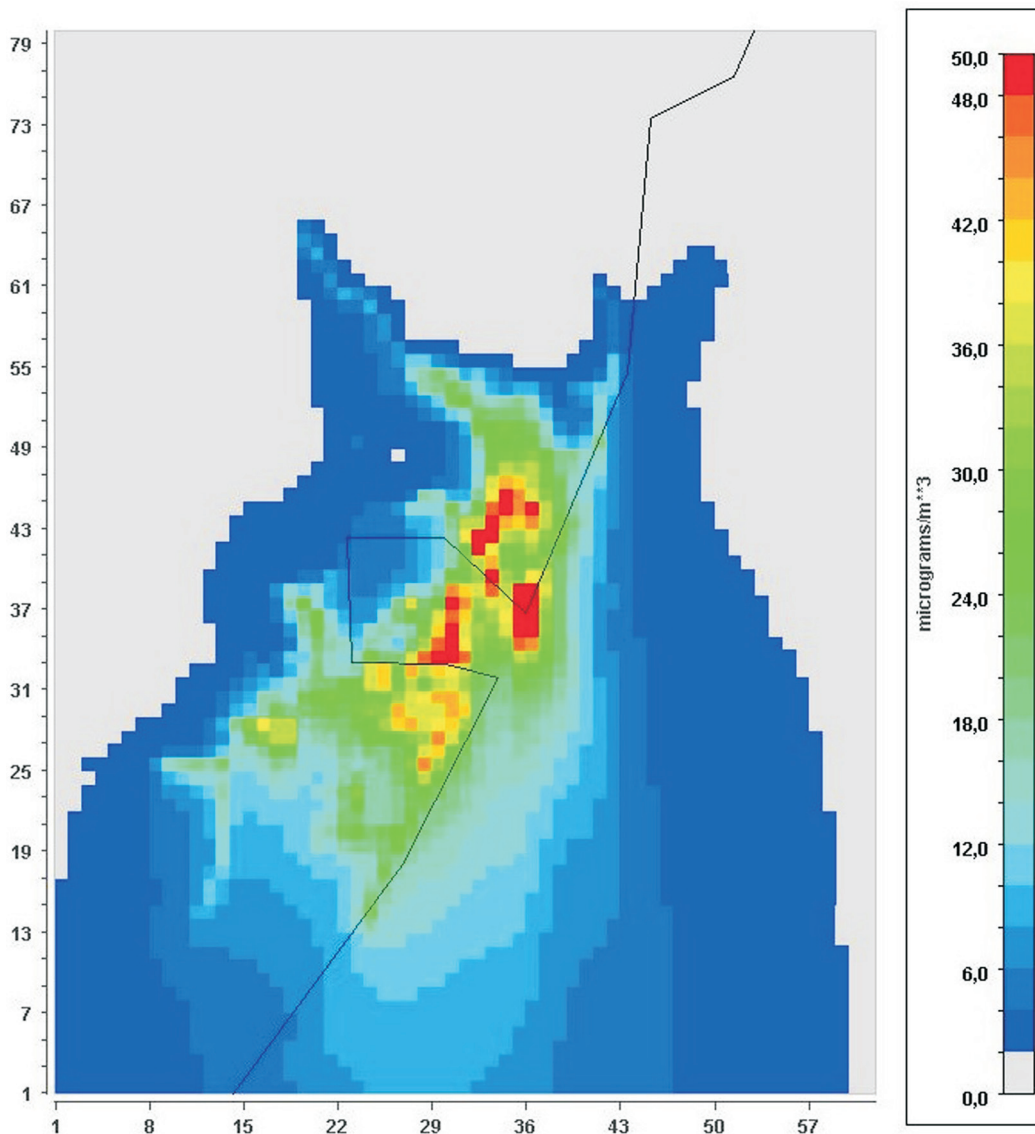


Figura 9 - Concentração de PM₁₀ na RGV, no período de 20/07/2012 a 31/07/2012, usando os dados do inventário do IEMA_2011.

apresenta que, em 2007, a queima de combustíveis foi responsável por mais de 90% de todas as emissões de gases e 40% da concentração total de PM₁₀ na RMSP (Região Metropolitana de São Paulo) foi atribuída à emissão primária da queima de combustíveis (por veículos) e 25% atribuída à aerossóis secundários (CETESB 2009). Usando modelos receptores, para identificar as fontes distintas relacionadas com frações de PM_{2.5} e correlacioná-las com a taxa de mortalidade infantil, este artigo identifica como principais fatores de contribuição como sendo de emissões de solo e de material incrustado, emissões veiculares, queima de biomassa e queima de combustíveis em indústrias (SO₂). A magnitude da contribuição de PM_{2.5} feita por emissões veiculares foi identificada para as cidades de São Paulo (40%), Rio de Janeiro (50%), Belo Horizonte (17%) e Recife (37%).

3.2. Fator de Emissão (FE)

Bukowiecki *et al.* (2010) estudaram o tráfego de veículos na cidade Zurique na Suíça, analisando os fatores de emissão de vias interurbanas e urbanas (*street canyon*), em mg. km⁻¹. veículo⁻¹. Os resultados mostraram um grande impacto induzido por veículos, na ressuspensão de partículas nas estradas. Em relação às vias urbanas, para a emissão de PM₁₀ (LDV (*light duty vehicles*): 24 ± 8 mg. km⁻¹. veículo⁻¹, HDV (*heavy duty vehicles*): 498 ± 86 mg. km⁻¹. veículo⁻¹) foi assinalada a percentagem de 21% para a frenagem de veículos, 38% devido a ressuspensão e 41% decorrente de exaustão veicular. Nas vias interurbanas (LDV: 50 ± 13 mg. km⁻¹. veículo⁻¹, HDV: 288 ± 72 mg. km⁻¹. veículo⁻¹), as respectivas contribuições foram de 3% para a frenagem, 56% para ressuspensão e 41% para a exaustão. Não houve indicação de contribuição relevante para desgaste de pneus ou para a abrasão de pavimentos danificados. Para a frota de veículos, incluindo veículos leves e pesados, os valores encontrados foram de 71 e 86 mg. km⁻¹. veículo⁻¹ de PM₁₀, em vias urbanas (*street canyon*) e auto-estradas (*free way*), respectivamente. O percentual de HDV nas vias urbanas foi de 9,99% e nas vias interurbanas de 15,2%. Segundo Amato *et al.* (2013), vias urbanas típicas apresentam fatores de emissão de PM₁₀ dentro da faixa de 77 a 480 mg. km⁻¹. veículo⁻¹ sendo a média de 196 mg. km⁻¹. veículo⁻¹. Cada valor foi concebido como relacionado com a média de veículos que circula em cada local. Separando por cidade pesquisada, os autores encontraram 158 ± 90 mg. km⁻¹. veículo⁻¹ em Córdoba-Espanha, 180 ± 113 mg. km⁻¹. veículo⁻¹ em Málaga-Espanha, 189 ± 27 mg. km⁻¹. veículo⁻¹ em Sevilha-Espanha e 347 ± 144 mg. km⁻¹. veículo⁻¹ em Granada-Espanha. Chen *et al.* (2013) no túnel de Fu Gui-shan da cidade de Nanjing, China, estudaram os FE no verão e no inverno de 2010. Os valores encontrados foram 687 mg/km.veículo no verão, variando de 512 a 839 mg/km.veículo e 714 mg/km.veículo no inverno, variando de 483 a

1021 mg/km.veículo. O valor de FE, em relação a PM₁₀, estimado para os veículos a gasolina foi de 513 mg/km.veículo enquanto para os veículos a diesel foi de 914 mg/km.veículo. Abu-Allaban *et al.* (2003b), para diversas rodovias dos EUA encontraram FEs, para a ressuspensão variando de 41 a 780 mg/km.veículo para veículos leves e de 230 a 7800 mg/km.veículo para veículos a diesel pesados. Venkatram *et al.* (1999), na região de Los Angeles_EUA, os FEs, variaram entre 200 para *freeways* até 3000 mg/km.veículo para vias urbanas. Sánchez - Ccoyllo *et al.* (2009) estudaram em dois tuneis de São Paulo os fatores de emissão e encontraram os valores de 16, 197, 127 e 92 mg.km⁻¹ para CE (Carbono Elementar), PMC (partículas com diâmetro entre 2,5 e 10 µm), PM₁₀, e PM_{2.5}, respectivamente. Os valores de emissões de PM₁₀ das vias (74,63%) da RGV e em particular a ressuspensão (69,26,%) parecem superestimados. Amato *et al.* (2009) consideram que as emissões de partículas em rodovias podem ser uma das principais causas das discrepâncias entre as concentrações de PM modelados e medidos. Modeladores sofrem com a falta de estudos experimentais necessários para a estimativa de Fatores de Emissão (FE), que são o ponto de partida para os modelos de dispersão. Thorpe *et al.* (2007) afirmam que as partículas depositadas em vias, as quais servem como origem para as emissões por ressuspensão, contém uma mistura de materiais depositados provenientes de várias fontes, incluindo tráfego nas vias e outras fontes distantes. Segundo Abu-Allaban *et al.* (2003), os baixos fatores de emissão no caso de estudos de túneis podem ser atribuídos ao fato de que nestas experiências tanto a ressuspensão como a frenagem são mínimas. Pant *et al.* (2013) em revisão sobre emissões em tráfego de rodovias citam que a maioria das pesquisas bem como as políticas regulatórias nas últimas décadas foram largamente focadas nas emissões ligadas às exaustões veiculares. As melhorias tecnológicas associadas à coerção legal resultaram no declínio percentual das emissões de exaustão veiculares na contribuição total da concentração de PM no ambiente. Como resultado a contribuição de emissões de não exaustão em rodovias está se tornando cada vez mais importante, embora informações detalhadas ainda sejam escassas (Amato *et al.*, 2012) e é estimado que breve 90% das emissões derivadas de tráfego em rodovias seja derivada de emissões de não exaustão (Rexeis e Hausberg, 2009). Estas emissões incluem partículas geradas por frenagem e desgaste de pneus, abrasão nas superfícies das rodovias, desgaste e abrasão de outros componentes veiculares como a embreagem e a ressuspensão de partículas nas superfícies das rodovias.

Em virtude disto procedeu-se um estudo da ressuspensão em vias na RGV, uma vez que não foi dado acesso aos fatores de emissão utilizados no inventário oficial do IEMA_ES, divulgado em 2011. Optou-se por utilizar os fatores de emissão médios de PM₁₀ encontrados por Abu-Allaban *et al.* (2003), que foram de 2247 para HDV e

224 para LDV tomando como base diversas rodovias nos EUA. Nas emissões de PM_{2.5} usou-se a orientação da USEPA no capítulo “*Emission Factor Documentation for AP-42, Section 13.2.1, Paved Roads*, item 4.2.1.19”, a qual sugere a percentagem de 25% no fator de emissão de PM_{2.5} em relação ao de PM₁₀.

3.3. Média de quilometragem anual

Martins *et al.* (2006) estimaram que aos veículos leves deslocavam-se, em média, 36,7 km por dia e que os veículos pesados trafegavam, em média, 167 km por dia na cidade de São Paulo. Considerando um percentual de 11%, de acordo com o relatório do IEMA_2011, de veículos pesados na composição da frota, implica que um veículo roda por ano 18625 km por ano. Estes valores se aproximam da média dos EUA de 21680 km/ano (FHWA) consultado em 15/01/2013. A revista Mercado automotivo_198 atribui à quilometragem anual de veículos leves um valor aproximado de 22500 km e para veículos pesados 78000 km, no Brasil. Com estes valores e 11% de veículos pesados chega-se ao valor de 28600 km/ano. O Ministério do Meio Ambiente (2011) do Brasil divulgou uma tabela com a quilometragem média dos veículos que circulam no país por tipo de combustível, modelo e ano de fabricação do veículo. Se consideramos a idade da frota da RGV de quatro anos como representativa, chega-se a quilometragem média por veículo ao valor de 21025 km/veículo.ano. A média desses valores corresponde a 22480 km/veículo.ano e será considerado como base para o cálculo das emissões veiculares no estado. O DENATRAN (Departamento Nacional de trânsito) fornece uma frota de veículos para a RGV de 635000, incluindo motocicletas em julho de 2012 (DENATRAN) consultado em 11/02/2013. Admitindo três motocicletas como equivalente a um veículo leve, tem-se a frota média da RGV igual a 557000 veículos à época. Usando a Eq. (1):

$$E_{\text{Ressuspensão}} = (FE) \times (NV_{\text{RGV}}) \times (QA) \quad (1)$$

$$E_{\text{Ressuspensão}_{\text{PM}_{10}}} = 11412,55 \text{ ton / ano}$$

$$E_{\text{Ressuspensão}_{\text{PM}_{2.5}}} = 2853,13 \text{ ton / ano}$$

onde NV_{RGV} = Número de Veículos da RGV, QA = Quilometragem Anual por Veículo, $E_{\text{Ressuspensão}_{\text{PM}_{10}}}$ = Emissão anual de PM₁₀ na RGV devido à ressuspensão em vias em vias de tráfego e $E_{\text{Ressuspensão}_{\text{PM}_{2.5}}}$ = Emissão anual de PM_{2.5} na RGV devido à ressuspensão em vias de tráfego.

A Tabela 10 apresenta um cenário melhor para as concentrações de PM₁₀, pois em cinco células há discrepância entre os valores monitorados nas estações e os valores simulados pelo WRF/SMOKE/CMAQ menores do que 20%. A Fig. 10 retrata a emissão média de PM₁₀ na RGV, no nível do solo do conjunto de fontes pontuais, biogênicas e áreas no período de 20/07/2012 a 31/07/2012, com os novos valores de ressuspensão.

Tabela 10 - Comparação dos valores de concentração ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) medidos e simulados com o Inventário do IEMA, com novos valores para a ressuspensão, usando o modelo fotoquímico CMAQ_v4.6.

Estações	Medidos	Simulados	Diferença	Dif. Percentual (%)
Laranjeiras	43	20,75	22,25	51,74
Carapina	20	22,39	-2,39	-11,95
Jardim Camburi	27,2	24,12	2,78	10,22
Enseada	28	29,42	-1,42	-5,07
Vitória_Centro	23,7	21,84	1,86	7,8
Vila Velha_Ibes	31	30,95	0,05	0,16
Vila Velha_Centro	22	25,54	-3,54	-16,09
CEASA	54	21,02	32,98	61,10

A Fig. 11 mostra que, em apenas células localizadas na região industrial, ocorrem valores de concentração média de PM₁₀ no período excedendo o valor de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, que em média anual, é o padrão CONAMA_03/90 (Conselho Nacional do Meio Ambiente).

4. Conclusões

Os erros em modelos de qualidade do ar provêm de uma série de fatores como a variedade espacial das concentrações dos poluentes, do inventário de emissões, de dados meteorológicos, de parâmetros do mecanismo químico e de rotinas numéricas (Park *et al.*, 2006). Neste trabalho também foram encontradas várias incertezas associadas ao inventário de emissões local, o que não é demérito, ao contrário foi uma evolução, possibilitando desenvolvimento de trabalhos acadêmicos e um incentivo para que outras regiões do país trabalhem na disponibilização e aperfeiçoamento de inventários de emissões e da especificação química dos poluentes. A maioria das análises de emissões em rodovias foram feitas na Europa e nos EUA, havendo um lacuna de informações nas emissões devido ao tráfego em regiões densamente povoadas como a África, Ásia e América do Sul, permitindo um campo em aberto de futuras pesquisas, Pant *et al.* (2013). Este artigo realizou a adaptação e validação do inventário de fontes de emissões da RGV para o SMOKE. Duas estações de monitoramento apresentaram resultados bastante diferentes dos modelados e isto pode ser justificado pela utilização de um único percentual de veículos pesados para toda a RGV, além da utilização de $FE_{\text{médios}}$. Ressalte-se que a estação de Laranjeiras situa-se numa região industrial (CIVIT - Centro Industrial de Vitória) e merece um estudo mais aprofundado, uma vez que em regiões industriais os fatores de emissões médios são maiores, devido à presença mais intensa de caminhões pesados. Quanto à estação de monitoramento de Cariacica, já era esperado esta defasagem uma vez que a mesma localiza-se dentro de uma central de abastecimento de *hortifruti*, com fluxo intenso de caminhões ao seu redor, além de, na época haver uma obra de

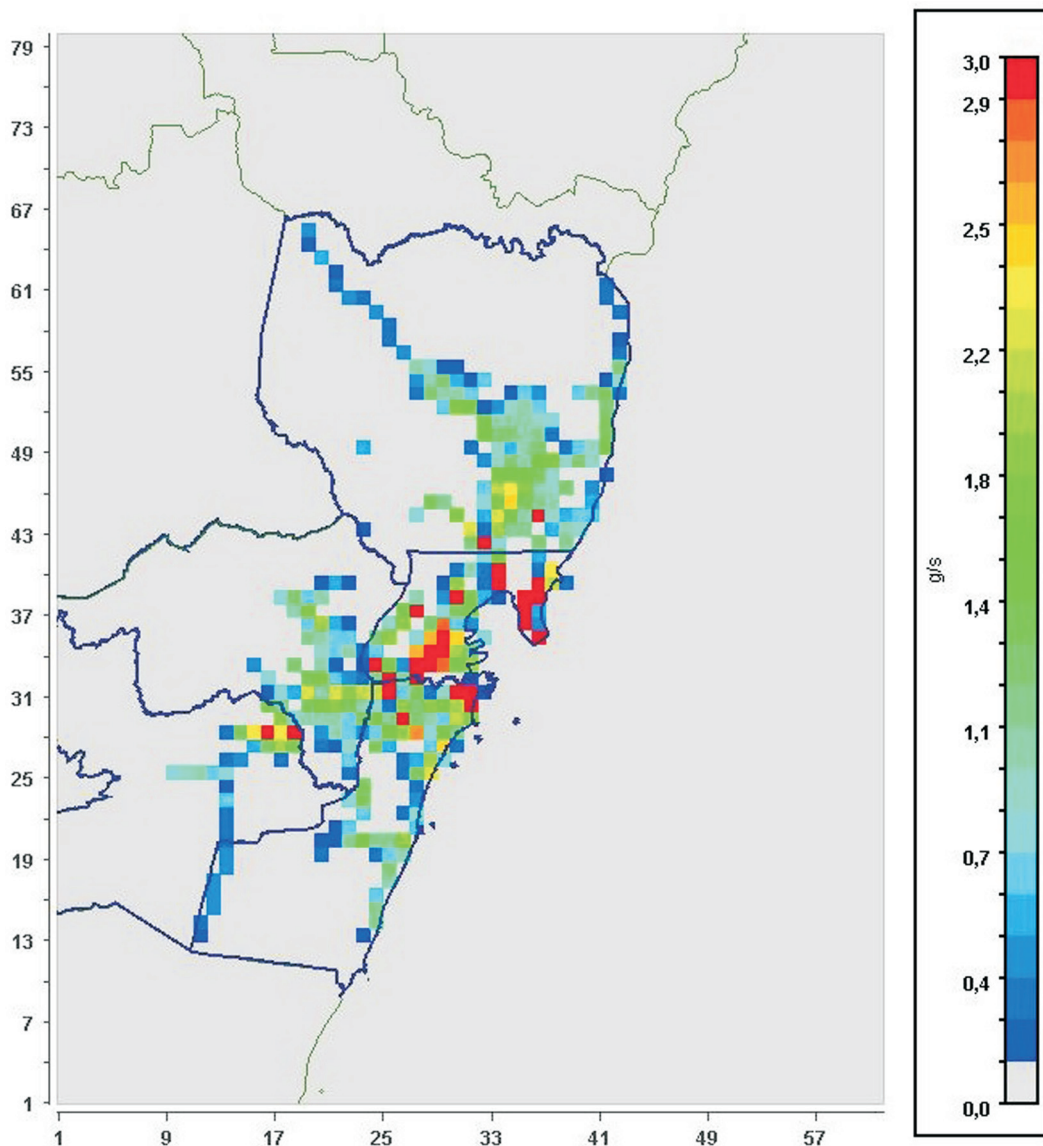


Figura 10 - Emissão Média de PM₁₀ na RGV no nível do solo do conjunto de fontes pontuais, biogênicas e áreas no período de 20/07/2012 a 31/07/2012 com novos valores de ressuspensão, usando o SMOKE_v4.7.

construção civil de grande porte nas proximidades. Assim a aderência do inventário de emissões da RGV com a modelagem fotoquímica, usado neste trabalho, apresenta melhores resultados do que no formato original do IEMA. Como sugestão de novas pesquisas sugere-se, levantamento do fluxo de veículos nas principais vias, pois pode haver grande defasagem do percentual de veículos pesados em relação ao percentual de 11% usado aqui. Outro campo de pesquisa, em aberto, seria o levantamento experimental de fatores de emissão de ressuspensão, pois as emissões de partículas em rodovias podem ser uma das principais causas das discrepâncias entre as concentrações de PM modelados e medidos, Amato *et al.* (2009). A RGV, não é uma das mais populosas do Brasil, mas é a única que disponibiliza o inventário de emissões para pesquisas e sua adaptação para modelagem numérica. O próximo inventário de emissões do IEMA_ES poderia englobar todo o

estado do Espírito Santo (ES_Br), pois são esperados grandes investimentos, nos próximos anos, nas áreas de mineração, portuária, petróleo, refinaria e metal-mecânica, principalmente ao longo de sua costa com o oceano Atlântico. Uma vez disponibilizado o Inventário de Emissões para o estado do ES, a simulação, em modelos fotoquímicos, dos impactos desses empreendimentos seria pouco honeroso e evitariam investimentos de grande porte, no futuro, para mitigar efeitos de poluição não analisados quando do licenciamento ambiental. Espera-se que outras regiões (São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, etc) capitaneadas pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis), disponibilizem e aperfeiçoem seus inventários de emissões para que a academia possa colaborar com pesquisas que permitam o aprofundamento da discussão de uma legislação atual para o efetivo controle e a coerção dos níveis de po-

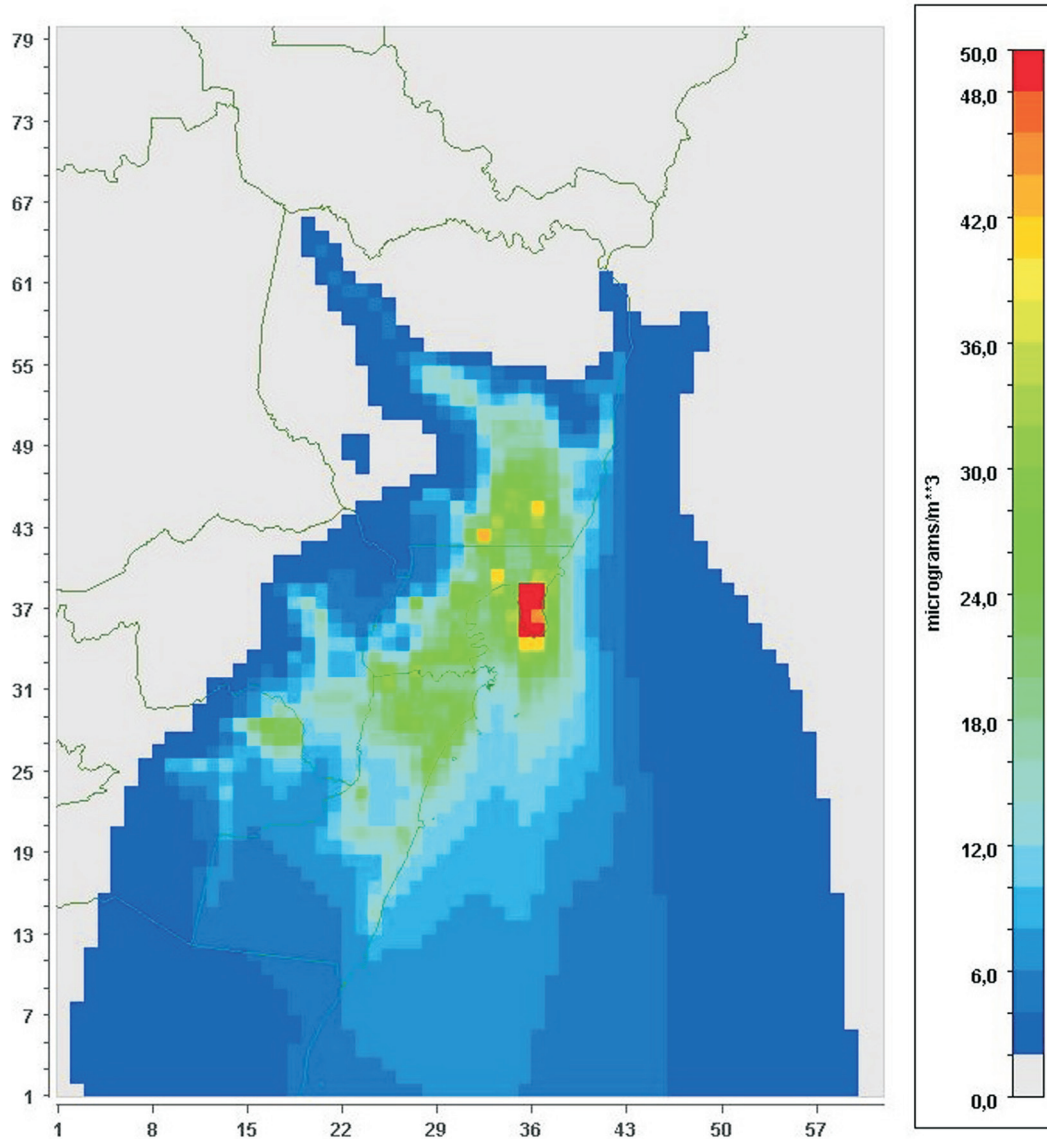


Figura 11 - Concentração de PM₁₀ na RGV no período de 20/07/2012 a 31/07/2012 utilizando os dados do inventário do IEMA_2011, com novos valores para a ressuspensão, usando o modelo fotoquímico CMAQ_v4.6.

luição para um crescimento sustentável do país, preservando assim a saúde e a qualidade de vida da população da geração atual e das gerações futuras.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao IEMA_ES por ter disponibilizado os dados do inventário de emissões de poluentes da RGV. Também são gratos à UFES, pelos esforços em disponibilizar os recursos necessários para o sucesso desse trabalho. Finalmente agradecem a todos que direta ou indiretamente participaram do evento.

Referências

ABU-ALLABAN, M.; GILLIES, J.A.; GERTLER, A.W. Application of a multi-lag regression approach to determine on-

road PM₁₀ and PM_{2.5} emission rates. *Atmospheric Environment*, v. 37, p. 5157-5164, 2003a.

ABU-ALLABAN, M.; GILLIES, J.A.; GERTLER, A.W.; CLAYTON, R.; PROFFITT, D. Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric Environment*, v. 37, p. 5283-5293, 2003b.

AMATO, F.; PANDOLFI, M.; ALASTUEY, A.; LOZANO, A.; GONZÁLEZ, J.C.; QUEROL, X. Impact of traffic intensity and pavement aggregate size on road dust particles loading. *Atmospheric Environment*, v. 77, p. 711-717, 2013.

AMATO, F.; PANDOLFI, M.; ESCRIG, E.; QUEROL, X.; ALASTUEY, A.; PEY, J.; PEREZ, N.; HOPKE, P.K. Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2. *Atmospheric Environment*, v. 43, p. 2770-2780, 2009.

- AMATO, F.; KARANASIOU, A.; MORENO, T.; ALASTUEY, A.; ORZA, J.A.G.; LUMBRERAS, J.; BORGE, R.; BOLDI, E.; LINARES, C.; QUEROL, X. Emission factors from road dust resuspension in a Mediterranean freeway. **Atmospheric Environment**, v. 61, p. 580-587, 2012.
- ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R.M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P.A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Qual Atmos Health**, v. 5, p. 79-88.
- ARÉVALO, G.; SALVADOR, R.; GASSÓ, S.; MILLÁN, M.; BALDASANO, J.M. Application of a high-resolution emission model in Valencia Community (Spain). **Air Pollution**, WIT Press, Rhodes, Greece, p. 31-40, 2004.
- BALDASANO, J.M.; GÜERRECA, L.P.; LÓPEZ, E.; GASSÓ, S.; JIMENEZ-GUERRERO, P. Development of a high-resolution (1 km × 1 km, 1 h) emission model for Spain: the high-elective resolution modelling emission system (HERMES). **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 7215-7233, 2008.
- 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**, v. 23, p. 1026-1044, 2008.
- BUKOWIECKI, N.; LIENEMANN, P.; HILL, M.; FURGER, M.; RICHARD, A.; AMATO, F.; PRÉVÔT, A.S.H.; BALTENSPERGER, U.; BUCHMANN, B.; GEHRIG, R. PM₁₀ Emission factors for non-exhaust particles generated by road traffic in an urban street canyon and along a freeway in Switzerland. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 2330-2340, 2010.
- CHEMEL, C.; SOKHI, R.S.; YU, Y.; HAYMAN, G.D.; VINCENT, K.J.; DORE, A.J.; TANG, Y.S.; PRAIN, H.D.; FISHER, B.E.A. Evaluation of a CMAQ simulation at high resolution over the UK for the calendar year 2003. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 2927-2939, 2010.
- CHEN, F.; HU, W.; ZHONG, Q. Emissions of particle-phase polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the Fu Guishan Tunnel of Nanjing, China. **Atmospheric Research**, v. 124, p. 53-60, 2013.
- CHENG S.; CHEN D.; LI J.; WANG H.; XIURUI G.X. The assessment of emission-source contributions to air quality by using a coupled MM5-ARPS-CMAQ modeling system: A case study in the Beijing metropolitan region, China. **Environmental Modelling & Software**, v. 22, p. 1601-1616, 2007.
- COSTA, M.; BALDASANO, J.M. Development of a source emission model for atmospheric pollutants in the Barcelona area. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 2, p. 309-318, 1996.
- CURTIS, L.; WILLIAM, R.; SMITH-WILLIS P.; FENYVES, E.; PAN, Y. Adverse health effects of outdoor air pollutants. **Environment International**, v. 32, p. 815-830, 2006.
- FRANÇOIS, S.; GRONDIN, E.; FAYET, S.; PONCHE, J.L. The establishment of the atmospheric emission inventories of the ESCOMPTE program. **Atmospheric Research**, v. 74, p. 5-35, 2005.
- 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**, v. 67, p. 101-111, 2013.
- IM U.; MARKAKIS, K.; UNAL A.; KINDAP, T.; POUPKOU, A.; INCECIK, S.; YENIGUN, O.; MELAS, D.; THEODOSI, C.; MIHALOPOULOS, N. Study of a winter PM episode in Istanbul using the high resolution WRF/CMAQ modeling system. **Atmospheric Environment**, v. 44, p. 3085-3094, 2010.
- JIMÉNEZ, P.; JORBA, O.; PARRA, R.; BALDASANO, J.M. Evaluation of MM5-EMICAT2000-CMAQ performance and sensitivity in complex terrain: High-resolution application to the northeastern Iberian Peninsula. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 5056-5072, 2006.
- KANAKIDOU, M.; MIHALOPOULOS, N.; KINDAP, T.; UNAL, A.; IM, U.; VREKOUSSIS, M.; MELAS, D.; KOUVARAKIS, G.; YOUSSEF, A.F.; RICHTER, A.; HATZIANASTASSIOU, N.; HILBOLL, A.; EBOJIE, F.; WITTROCK, F.; SAVIGNY, C.V.; BURROWS, J.P.; LADSTAETTER-WEISSENMAYER, A.; MOUBASHER, H. Megacities as hot spots of air pollution in the East Mediterranean. **Atmospheric Environment**, v. 45, p. 1223-1235, 2011.
- 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**, v. 3, p. 112-125, 2012.
- MARTINS, L.D.; ANDRADE, M.F.; FREITAS, E.D.; PRETTO, A.; GATTI, L.V.; ALBUQUERQUE, E.; TOMAZ, E.; GUARDANI, M.L.; MARTI S.M.R.H.B.; JUNIOR, O.M.A. Emission Factors for Gas-Powered Veículos Traveling Through Road Tunnels in São Paulo, Brazil. **Environment Science Technology**, v. 40, p. 6722-6729, 2006.
- PANT, P.; HARRISSON, R.M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. **Atmospheric Environment**, v. 77, p. 78-97 (Review), 2013.
- PARRA, R.; JIMENEZ, 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**, v. 140, p. 200-219, 2006.
- POPE III, A.C.; RODERMUND, D.L.; GEE, M.M. Mortality Effects of a Copper Smelter Strike and Reduced Ambient Sulfate Particulate Matter Air Pollution. **Environmental Health Perspectives**, v. 115, n. 5, p. 679-683, 2010.
- QIN, Y.; KIM, E.; HOPKE, P.K. The Concentrations and Sources of PM_{2.5} in Metropolitan New York City. **Atmospheric Environment**, v. 40, p. 312-332, 2006.
- REXEIS, M.; HAUSBERGER, S. Trend of vehicle emission levels until 2020 - Prognosis based on current vehicle measurements and future emission legislation, **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 4689-4698, 2009.
- SALVADOR, N.; LORIATO, A.G.; SANTIAGO, A.; ALBUQUERQUE, T.T.A.; REIS, N. C.; SANTOS, J. M.; LANDULFO, E.; MOREIRA, G.; LOPES, F.; HELD, G.; MOREIRA, D. M. Study of the Thermal Internal Boundary Layer in Sea Breeze Conditions Using Different Parameterizations: Application of the WRF Model in the Greater Vitoria Region, **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 31, n. 4(suppl.), 593-609, 2016.
- SÁNCHEZ-CCOYLLO, O.R.; YNOUE, R.Y.; MARTINS, L.D.; ASTOLFO, R.; ASTOLFO, R.M.; FREITAS, E.D.; BOR-

- GES, A.S.; FORNARO, A.; FREITAS, H.; MOREIRA, A.; ANDRADE, M.F. Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in Sao Paulo, Brazil. **Environ Monit Asses**, v.149, p. 241-249. DOI 10.1007/s10661-008-0198-5, 2009.
- SANTOS, J.M.; REIS, N.C. Caracterização e Quantificação de Partículas Sedimentadas na Região da Grande Vitória. **Relatório Técnico. Fundação Espírito-Santense de Tecnologia**, Vitória-ES, Brasil, 2011.
- USEPA (US Environmental Protection Agency), 2006. **SPECIATE 4.0**, consultado em diversas datas.
- VENKATRAM, A.; FITZ, D.; BUMILLER, K.; DU, S.; BOECK, M.; GANGULY, C. Using a dispersion model to estimate emission rates of particulate matter from paved roads. **Atmospheric Environment**, v. 33, p. 1093-1102, 1999.
- YARWOOD, G.; RAO, S. Updates to the Carbon Bond Chemical Mechanism: cb05, Final Report. **International Conference on Chemical Mechanisms**, December 6, 2006.
- YING, Q.; LU, J.; ALLEN, P.; LIVINGSTONE, P.; KADUWELA, A.; KLEEMAN, M. Modeling Air Quality During the California Regional PM10/PM2.5 AirQuality Study (CRPAQS) Using the UCD/CIT Source-Oriented Air Quality Model - Part I. Base case model results. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 8954-8966, 2008.
- ZHENG, J.; ZHANG, L.; CHE, W.; ZHENG, Z.; YIN, S. A highly resolved temporal and spatial air pollutant emission inventory for the Pearl River Delta region, China and its uncertainty assessment. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 5112-5122, 2009.
- WANG, X.; MAUZERALL, D.L.; HU, Y.; RUSSELL, A.G.; LARSON, E.D.; WOOD, J.H.; STREETS, D.G.; GUENTEN, A. A high-resolution emission inventory for eastern China in 2000 and three scenarios for 2020. **Atmospheric Environment**, v. 39, p. 5917-5933, 2005.

Fontes da Internet

- FHWA: <http://www.fhwa.dot.gov/ohim/onh00/bar8.htm>
 DENATRAN: <http://www.denatran.gov.br/frota.htm>
 SPECIATE 4.0: <http://www.epa.gov/ttn/chief/software/speciate/index.html>
 IEMA_ES: <https://iema.es.gov.br/qualidadedoar>

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium provided the original work is properly cited.