

QUALAMET: Modelagem do Impacto das Emissões Veiculares com diferentes combustíveis na qualidade do ar utilizando informações de medições ambientais e de inventários de emissões.

Edmilson D. Freitas¹, Maria F. Andrade¹, Sergio A. I. Espinosa¹, Thiago Nogueira¹,
Rafaela Squizzato¹, Leila D. Martins³, Rita Y. Ynoue¹, Maria A. F. Silva Dias¹,
Ricardo de Camargo¹, Daniel A. Schuch¹, Jayne Souza Silva¹, Serenna L. P. Alves¹,
Pedro C. Vicentini², Rogério N. Carvalho², Angel Liduvino Vara Vela¹, Jorge A.
Martins³

1. Universidade de São Paulo, 2.Cenpes-Petrobras, 3.Universidade Tecnológica
Federal do Paraná

RESUMO

Este projeto tem o objetivo de obter um diagnóstico sobre o impacto das emissões veiculares na qualidade do ar em regiões urbanas do sudeste do país e suas vizinhanças, por meio da coleta de dados ambientais e subsequente modelagem atmosférica e estudo de cenários. Para isso, foi montado um laboratório móvel de última geração (LuMIAR), com o qual estão sendo efetuadas medidas ambientais de diversos poluentes atmosféricos, em pontos em que ainda não existiam dados de monitoramento pelos órgãos ambientais, ou em que estes não fossem suficientes para uma boa caracterização da qualidade do ar. Também foi feita a atualização dos inventários de fontes poluidoras da Região Metropolitana de São Paulo, trazendo melhora significativa às informações anteriormente existentes. Os resultados obtidos nas campanhas experimentais realizadas com o LuMIAR permitiram identificar comportamentos até então desconhecidos sobre o transporte de poluentes na atmosfera. Além disso, foram usados para a calibração do modelo de qualidade do ar WRF/Chem, tornando-o capaz de realizar diagnósticos mais precisos e também habilitando-o para uso em tomadas de decisões e definições de políticas de controle de emissões veiculares. O modelo foi então aplicado para verificar os possíveis benefícios ambientais pela implantação da nova Regulamentação do PROCONVE (fases L7, L8, P8 e M5), considerando cenários projetados para o ano de 2036. Os resultados indicam que a simples renovação da frota até 2036 contribuiria para a melhoria da qualidade do ar, porém, com a implantação das novas fases o benefício será bem maior. Comparativamente a 2016, as reduções nas concentrações ambientais serão de 77% para CO, 83% para NMHC, 68% para NOx e 69% para ozônio, demonstrando que haverá benefícios à sociedade em relação a esses gases. Por outro lado, verificou-se a necessidade outras ações para redução das concentrações de PM₁₀ e PM_{2.5} por outras fontes, como industriais e a ressuspensão de poeira do solo.

Aplicabilidade

O projeto QUALAMET tem aplicação direta em procedimentos de avaliação e monitoramento da Qualidade do Ar, sendo capaz de fornecer previsões de curto prazo sobre a ocorrência de situações críticas que possam resultar em risco à saúde da população. É aplicado também na definição e avaliação de Políticas de Controle de Emissões, como o PROCONVE e o PROMOT, fornecendo suporte aos tomadores de decisão, tanto do governo quanto da iniciativa privada.

Objetivo

O projeto tem o objetivo de ampliar o conhecimento existente sobre emissões veiculares e a conseqüente concentração de poluentes na atmosfera, fazendo o monitoramento contínuo de gases e partículas e desenvolvendo modelos de emissões e de qualidade do ar que possam servir de suporte para a gestão de medidas de controle, baseadas em dados científicos.

1. INTRODUÇÃO

Nos centros urbanos, os veículos são a fonte mais importante de poluição do ar [1]. A qualidade do ar das áreas metropolitanas brasileiras é significativamente impactada pelos diversos meios de transporte, com implicações sérias ao setor produtivo e, principalmente, à saúde das pessoas. A maior aglomeração urbana da América do Sul está localizada no sudeste do Brasil, constituindo a chamada Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). No total, em 2016, ano que este projeto foi iniciado, a RMSP possuía mais de 20 milhões de habitantes, de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [2]. Simulações de qualidade do ar realizadas nesta região confirmam que a principal fonte de poluição do ar é o transporte rodoviário [3, 4, 5]. Uma forma importante de caracterização dessa contribuição para a poluição atmosférica é através da construção de inventários de emissões. Um inventário de emissões é uma caracterização espacial e temporal da liberação da massa de poluentes na atmosfera, que serve como uma ferramenta de tomada de decisão e fornece insumos para a modelagem da qualidade do ar [6]. Portanto, aprimorar a descrição dos processos presentes no inventário de emissões contribui para melhorar a avaliação das políticas ambientais, avaliar os impactos das emissões no clima atual e futuro e sobre a população e ecossistemas. Com base nesses inventários, é possível o estabelecimento de padrões de emissão de poluentes atmosféricos, baseados em informações confiáveis, com critérios aceitos pela comunidade científica e por tomadores de decisão, visando garantir uma melhor qualidade do ar dentro de critérios econômicos razoáveis. Basicamente, podemos classificar os inventários de emissões em dois tipos: 1) “bottom-up” e; 2) “top-down”. Um elemento chave para desenvolver inventários de emissões veiculares do tipo “bottom-up”, com alta resolução temporal e espacial, é a disponibilidade de dados de tráfego. Alguns estudos usam simulações de tráfego nas escalas macro [7] e micro [8, 9] para estimar as emissões veiculares. Outros usam contagens de tráfego para alocar

ou produzir fluxo de veículos para estimar posteriormente as emissões [10]. No entanto, a maioria dos estudos geralmente se limita às abordagens “top-down” mais simples, com base em informações agregadas sobre o tráfego [11, 12]. Obviamente, as emissões do setor de transporte baseadas em estimativas e fatores de emissão mais representativos do fluxo de tráfego melhorariam a modelagem da qualidade do ar atual e projeções para o futuro.

Diversas iniciativas foram desenvolvidas neste sentido em nível internacional, em que os chamados programas Auto-Oil, desenvolvidos a partir da década de 1990, uniram a indústria automobilística e de petróleo em estudos para determinar o efeito dos combustíveis automotivos sobre a qualidade do ar, fornecendo informações importantes para sustentar avanços na legislação ambiental dos EUA, Europa e Japão, com impactos positivos na tecnologia dos veículos e na especificação dos combustíveis. Entretanto, por falta de estudos nacionais, no Brasil os limites de emissões e as especificações dos combustíveis têm sido pautados majoritariamente na experiência internacional. Para maiores avanços na qualidade do ar, faz-se necessário obter soluções tecnológicas adequadas às peculiaridades da frota, tipos de combustíveis e ambiente urbano no Brasil. Sendo assim, estudos nacionais podem ajudar não só na avaliação, mas também na previsão dos efeitos da legislação e de políticas públicas.

Com a finalidade de promover estudos realizados de forma transparente, imparcial e integrada com os diversos segmentos da indústria e entes públicos, estabeleceu-se o Programa Brasileiro de Combustíveis, Tecnologias Veiculares e Emissões (PCVE), do qual fazem parte o Ministério de Minas e Energia - MME, o Ministério do Meio Ambiente - MMA, a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - ANP, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, a PETROBRAS e a Associação Brasileira de Engenharia Automotiva – AEA. Em atendimento às premissas do PCVE, foram firmados diversos projetos envolvendo a indústria, universidades e centros de pesquisa. Em um desses projetos, intitulado “Investigação do impacto da utilização de diferentes tipos de combustível sobre a qualidade do ar dos dois principais centros urbanos do sudeste do Brasil, através da modelagem numérica do tempo e da qualidade do ar”, foram testados diferentes tipos de veículos, de diversas idades, e combustíveis que estão em uso, além de outros que ainda não estavam disponíveis no mercado. O objetivo era verificar como os diferentes combustíveis alteram a composição e quantidade das emissões oriundas de sua queima e como essas emissões poderiam impactar a qualidade do ar.

Naquele projeto, a análise sobre os possíveis impactos foi realizada através do uso de modelos numéricos de qualidade do ar, os quais, em princípio, necessitam de medidas precisas sobre as condições atmosféricas e concentração de poluentes em diversas localidades, em vários intervalos ou instantes de tempo. Essas informações são necessárias para definir a condição inicial e de fronteira dos modelos de qualidade do ar. Dependendo dessas condições, o resultado pode sofrer variações significativas e, portanto, para que não haja equívocos sobre a avaliação de impactos causados pela queima de determinado combustível, é preciso que tais condições sejam as mais precisas possíveis.

Ocorre que, antes do início deste projeto, não existiam medidas suficientes para uma definição precisa dessas condições iniciais, destacando, assim, a grande necessidade e o benefício que a instalação de um laboratório móvel poderia proporcionar. Ressalta-se ainda que, para a obtenção de uma modelagem com resultados satisfatórios, também é necessário dispor de dados de entrada suficientemente confiáveis, especialmente no que tange às fontes de emissão de poluentes. Infelizmente, as informações disponíveis para a completa caracterização das fontes poluidoras dentro da área de estudo, como localização e massa de poluentes emitidos, eram bastante precárias antes da implantação do projeto.

Desta forma, embora os resultados de modelagem obtidos dentro do primeiro projeto tenham apresentado uma boa correspondência entre as concentrações de poluentes simuladas e as medidas em estações fixas de monitoramento da qualidade do ar, ainda era necessário seu aprimoramento, pois os pontos para a verificação dos resultados foram limitados às regiões onde havia estações instaladas. Ressalta-se também que há necessidade de melhorias na qualidade dos dados de entrada dos modelos, com inventários de emissões de fontes fixas e móveis mais abrangentes e detalhados.

Sendo assim, foi elaborado o Projeto QUALAMET: “Modelagem do Impacto das Emissões Veiculares com diferentes combustíveis na qualidade do ar utilizando informações de medições ambientais e de inventários de emissões”, envolvendo o Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo e a Petrobras, tendo como grande apoiadora técnica a Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O projeto visa preencher lacunas previamente identificadas, melhorando o desempenho e a confiança nos modelos já obtidos, através da comparação entre os valores obtidos com o um laboratório móvel das concentrações de poluentes medidos e os resultados simulados, permitindo a melhoria dos processos considerados nos modelos através de suas calibrações e validações. Após tal calibração, pode-se aplicar o modelo para a construção de cenários, envolvendo ações que visem a melhoria da qualidade do ar, como, por exemplo, os programas PROCONVE e PROMOT [13], fornecendo subsídios que ajudarão a avaliar melhor o resultado das legislações relativas ao controle das emissões veiculares e a especificação de combustíveis menos poluentes, assim como de políticas governamentais pelas quais se pretenda induzir uma diminuição da emissão veicular, através de ações como a renovação da frota, atuação nos modais de transporte urbano e na matriz energética, entre outros.

2. METODOLOGIA UTILIZADA

2.1. Laboratório móvel (LuMIAR)

Uma das atividades mais importantes do projeto foi a montagem de um laboratório móvel, com equipamentos considerados “o estado da arte” em monitoramento ambiental. Grande parte dos equipamentos é de fabricação da Empresa Thermo Scientific (TS), permitindo o monitoramento dos seguintes poluentes: Óxido de Nitrogênio (NO) – Monitor TS 42i; Dióxido de Nitrogênio (NO₂) – Monitor TS 42i; Dióxido de Enxofre (SO₂) – Monitor TS 43i; Monóxido de Carbono (CO) – Monitor TS

48i; Ozônio (O₃) – Monitor TS 49i; Hidrocarbonetos (NMHC + CH₄) – Monitor TS 55i; Material Particulado (PM_{2.5}, PM₁₀) – Monitor TEOM TS 1405-D. Além dos equipamentos da Thermo Scientific, foi também instalado o monitor INNOVA 1512, fabricado pela Lumasense Technologies, com medidas das concentrações de Etanol, Monóxido de Carbono (CO) e Dióxido de Carbono (CO₂). Também, foram instalados equipamentos para medidas de variáveis meteorológicas. São elas: Radiação, Temperatura, Umidade, Pressão atmosférica, todas a 3 m acima da superfície, e Vento a 10 m acima da superfície. A Figura 1 mostra os equipamentos instalados no Laboratório Móvel.



Figura 1: Disposição dos equipamentos do Laboratório Móvel.

No dia no dia 04 de abril de 2019, no IAG-USP, foi realizada a cerimônia de inauguração do Laboratório Móvel para pesquisa e monitoramento da qualidade do AR (LuMIAR). Depoimentos sobre o PCVE e o LuMIAR durante o evento de inauguração, destacando a importância do programa e benefícios esperados com o uso do laboratório, podem ser vistos em vídeo através do link https://www.youtube.com/watch?v=TItsvd0a_1Y&fbclid=IwAR3VY982dALZSn7MKZWzU0WAjHTco577G74xyLIlvOsgoBLBHi1J2h-Ykz4.

Após sua inauguração, o LuMIAR foi deslocado para o município de Botucatu, onde foram iniciadas as campanhas experimentais do projeto.

2.2. Modelagem de emissões e da qualidade do ar

Durante o projeto, as emissões relativas ao transporte rodoviário estão sendo estabelecidas utilizando simulações de modelos de demanda de viagens de veículos leves e caminhões, fornecidas pela Companhia de Engenharia de Tráfego de São Paulo (CET, <http://cetsp.com.br/>) e Ônibus Urbanos (UB) da São Paulo Transportes S/A (SPTrans, <http://www.sptrans.com.br/>). Também, foi aprimorado o Modelo de Emissões Veiculares (VEIN, [14]), que é um pacote escrito em linguagem R, de livre acesso (disponível em <https://CRAN.R-project.org/package=vein>). Posteriormente foram feitas simulações da qualidade do ar usando o modelo meteorológico Weather Research and Forecast (WRF[15]) com seu módulo fotoquímico ativado (WRF-Chem [16]). Os dados de entrada para o WRF-Chem são dispostos em formato netCDF e foram gerados usando o modelo Eixport [17]. Foram considerados 4 cenários. O

primeiro considerando o ano base de 2016 e os outros 3 considerando o crescimento da frota e a implantação ou não das novas fases do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - PROCONVE (veículos leves e pesados) e pelo Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares PROMOT (motocicletas), sendo o último cenário considerando uma situação em que não haveria emissões de partículas pela ressuspensão a partir do solo. Em relação aos combustíveis, é importante destacar que as simulações realizadas mantiveram o perfil relativo ao ano base de 2016, sendo os fatores de emissão de poluentes mantidos constantes ao longo do tempo para gasolina, etanol e diesel.

3. RESULTADOS

3.1. Resultados das campanhas de monitoramento

O primeiro período de medidas com o LuMIAR foi realizado no município de Botucatu, SP, entre 04 de junho e 26 de agosto de 2019. O local escolhido para a instalação foi o Campus da Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, em função de sua posição geográfica em relação à Região Metropolitana de São Paulo e a cidade de Londrina – PR. Após concluídas as medidas em Botucatu, no dia 27 de agosto de 2019 o Laboratório foi deslocado para o município de Londrina – PR, sendo posto em funcionamento na sede da Embrapa Soja, localizada numa região ao norte do centro da cidade de Londrina, local em que fontes veiculares são praticamente inexistentes. O Laboratório Móvel operou nesta localidade até o dia 18 de dezembro de 2019. Em relação aos resultados, a região rural de Londrina mostrou padrões muito semelhantes àqueles observados em Botucatu. A análise dos dados medidos revelou que as concentrações de ozônio e de material particulado são muito parecidas nas duas localidades, provavelmente definindo um padrão para esse tipo de região, com altas concentrações de ozônio e concentrações muito baixas de material particulado. Outra característica importante observada nas concentrações de ozônio foi o ciclo diurno deste poluente nas duas localidades. Ao contrário do que observamos nos grandes centros urbanos, em que as concentrações deste gás atingem valores máximos no período da tarde e com concentrações indo muito próximo a zero no período noturno, tanto em Botucatu quanto em Londrina, as concentrações noturnas ficam em torno de $50 \mu\text{g m}^{-3}$, caracterizando uma amplitude bem menor do que aquela observada em centros urbanos. A Figura 2 mostra uma comparação entre os valores médios das concentrações de ozônio para Botucatu e para a estação do Ibirapuera, com dados fornecidos pela CETESB, ilustrando esse comportamento diferencial entre áreas com características mais rurais e grandes centros urbanos.

3.2. Resultados da validação do modelo

Como mencionado anteriormente, os modelos VEIN e WRF/Chem foram e têm sido amplamente utilizados durante o desenvolvimento do projeto. Foram feitas simulações de diversas situações de interesse e comparações com valores observados, tendo sido buscada em cada etapa a melhoria dos modelos com o uso dos dados coletados pelo laboratório móvel e também com os dados disponíveis dos órgãos ambientais, como a CETESB em São Paulo e o INEA no Rio de Janeiro. Após o procedimento de calibração, foi feita a validação do modelo, tendo como base o ano de 2016.

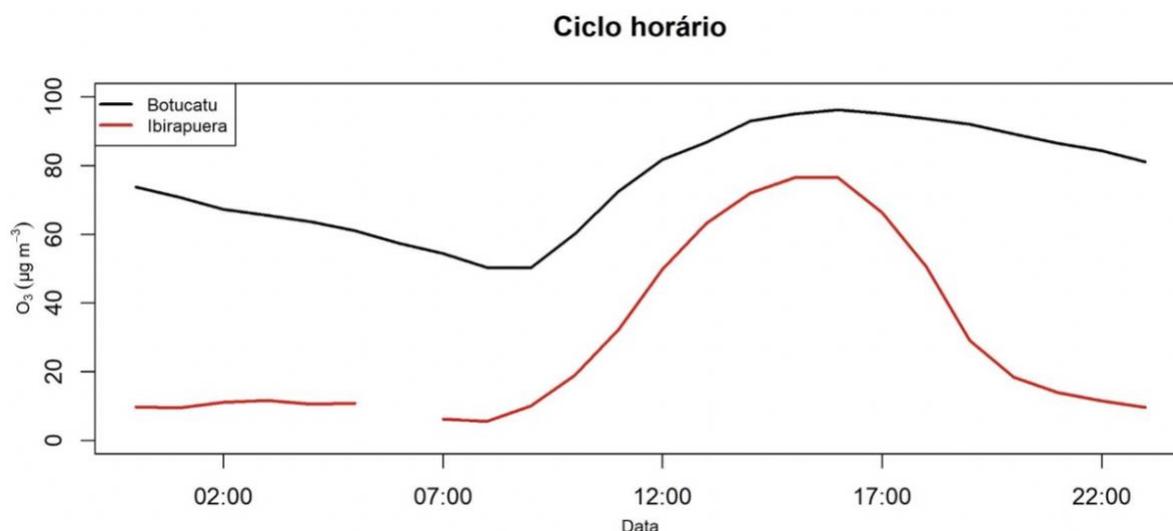


Figura 2: Concentrações médias de Ozônio para o período entre julho e agosto de 2019, medidos em Botucatu, comparadas com as concentrações médias obtidas na estação Ibirapuera da CETESB no mesmo período.

Como exemplo desta avaliação, a Tabela 1 apresenta os resultados estatísticos obtidos da comparação entre as concentrações de dois poluentes simulados pelo modelo e àquelas obtidas da rede de monitoramento da CETESB. De forma geral, observa-se um bom desempenho do modelo para a maior parte dos poluentes. Exceção feita ao material particulado fino ($PM_{2.5}$) e grosso (PM_{10}), para os quais, dada a grande escassez de dados, ainda não foi possível obter um bom ajuste. Destaque para a simulação do ozônio, em que foram obtidos valores de correlação superiores a 0.8 na maior parte das estações, com erro médio quadrático muito próximo dos valores de desvio padrão, um dos critérios utilizados para validação de modelos numéricos. Também, observa-se os valores relativamente pequenos do erro médio.

Tabela 1: Resultados Estatísticos para o ciclo diário médio.

Poluente	Estação	Correlação	Viés Médio	SD	RMSE
CO	CERQUEIRA CESAR	0.89	0.16	0.07	0.18
CO	IBIRAPUERA	0.33	-0.13	0.17	0.21
CO	MOOCA	0.54	0.24	0.1	0.26
CO	OSASCO	0.7	0.25	0.34	0.42
CO	PARQUE D.PEDRO II	0.67	0.29	0.1	0.31
CO	PINHEIROS	0.46	0.4	0.31	0.5
CO	SANTO AMARO	0.47	0.21	0.23	0.31
Poluente	Estação	Correlação	Viés Médio	SD	RMSE
O3	CAPAO REDONDO	0.88	29.46	23.11	37.13
O3	CID.UNIVERSITARIA-USP-IPEN	0.74	11.62	39.58	40.45
O3	IBIRAPUERA	0.9	22.67	18.44	28.97
O3	INTERLAGOS	0.82	28.91	25.13	37.94
O3	ITAIM PAULISTA	0.98	41.28	27.08	49.06
O3	ITAQUERA	0.96	29.3	20.8	35.67
O3	MOOCA	0.93	22.48	16	27.39
O3	N.SENHORA DO O	0.79	-16.13	49.53	51.06
O3	PARQUE D.PEDRO II	0.91	10.44	16.83	19.49
O3	PINHEIROS	0.79	-4.55	37.44	36.94
O3	SANTANA	0.82	8.16	30.39	30.82
O3	SANTO AMARO	0.67	16.71	35.53	38.56

Assim, considera-se que o modelo apresenta de forma bastante satisfatória a maior parte dos poluentes atmosféricos, sendo, após a sua calibração, uma ferramenta adequada para a simulação de cenários, como os cenários para estudo da efetividade do PROCONVE, anteriormente mencionado neste trabalho.

3.3. Resultados das simulações de Cenários PROCONVE

Para a simulação dos cenários visando identificar os eventuais benefícios obtidos com a implantação do PROCONVE (fases L7, L8, P8 e M5), Fatores de Emissão estimados para o ano de 2036, ano em que as fases da nova legislação estarão implantadas, foram inseridos no Modelo VEIN [14] para que fossem criados os arquivos de emissão veicular, posteriormente utilizados no modelo WRF/Chem [16], com o qual foram obtidas as concentrações dos principais poluentes atmosféricos.

3.3.1. Emissões

Com base em informações de frota prevista para 2036, fatores de envelhecimento, distribuição da frota por tipo de veículo, quilometragem rodada média, distribuição temporal típica para a Região Metropolitana de São Paulo, e os fatores de calibração do modelo obtidos das comparações com dados observados, além de outros fatores importantes para a definição das emissões veiculares, foram calculadas as emissões totais (ton/ano) para cada um dos poluentes atmosféricos, e para cada cenário futuro. A Figura 3 mostra as emissões utilizadas em cada um dos cenários.

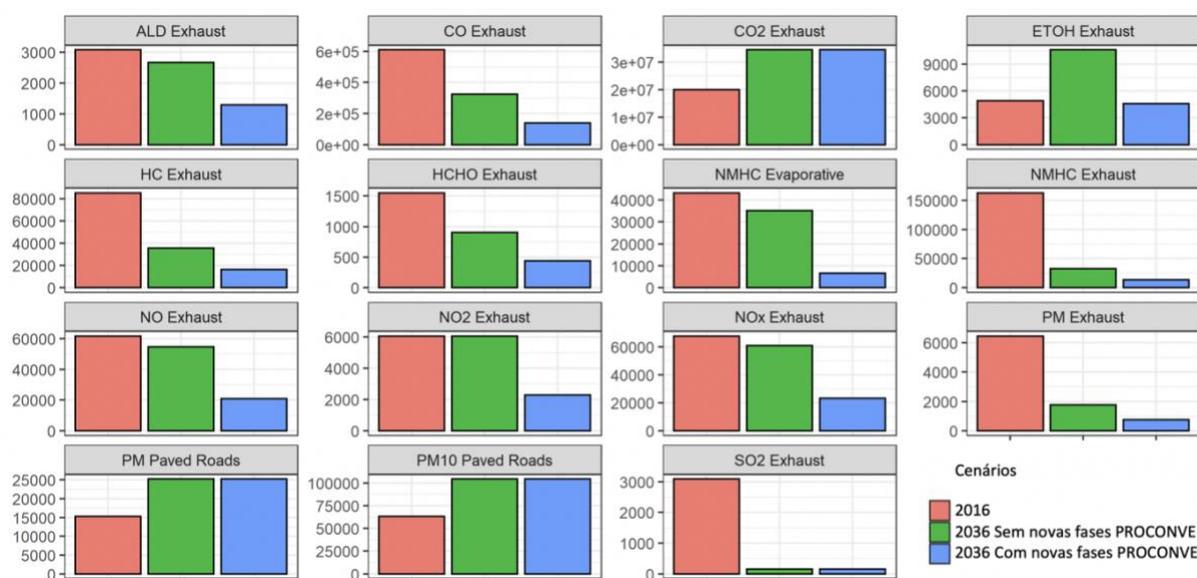


Figura 3: Emissões utilizadas (ton/ano) para os diferentes poluentes e cenários simulados.

3.3.2. Configurações do modelo WRF-Chem.

Como mencionado anteriormente, as simulações numéricas foram realizadas com o modelo WRF-Chem [16]. Os campos meteorológicos obtidos do Global Forecast System (GFS) de 0.5 graus de resolução horizontal foram considerados como

condições iniciais e de contorno para alimentar duas grades de 9 e 3 km, utilizadas durante as simulações.

As parametrizações Físicas e Químicas foram selecionadas com base em diversos estudos anteriores, mas principalmente na configuração numérica do modelo WRF-Chem operacional do IAG-USP [3]. As Tabelas 2 e 3 listam os principais parâmetros de configuração do modelo.

Tabela 2: Opções Físicas e Químicas utilizadas durante as simulações.

Atributos	Opção WRF-Chem
Física	
Radiação	RRTMG [18]
Camada superficial	Monin–Obukhov [19]
Camada limite	Yonsei University [20]
Cumulus	Grell 3D Ensemble scheme [21]
Microfísica	Morrison 2-moments [22]
Química	
Fase gasosa	CBMZ [23] e RAMD2 [24]
Modelo de aerossol ^a	MADE/SORGAM [25; 26]
Fotólise	Fast-J photolysis [27; 28]
Emissão	
Antropogênica ^b	VEIN (Ibarra-Espinosa et al., 2018 [14])
Biogênica	Guenther [29]

^a Para estudar a formação e evolução do aerossol atmosférico, o modelo de aerossol MADE/SORGAM foi acoplado com o mecanismo químico na fase gasosa RAMD2.

^b A emissão antropogênica foi considerada apenas na grade de 3 km.

Tabela 3: Configuração das grades.

Atributos	Grade 9 km	Grade 3 km
Área de simulação	Sudeste do Brasil	RMSP
Coordenadas do centro	-23.55; -45.00	-23.70; -46.50
Número de pontos em x (lon), y (lat)	150, 100	64, 52
Número de níveis verticais	34 camadas desde a superfície até 50 hPa (≈ 20.5 km)	34 camadas desde a superfície até 50 hPa (≈ 20.5 km)
Espessura da primeira camada	56 m	56 m
Simulação base (BASE)	Condições iniciais (CI) e de contorno (CC) do modelo global GFS 0.5	CI do modelo global GFS 0.5; CC do modelo global (para o caso do aerossol) e da grade de 9 km.

^a O primeiro dia de simulação foi considerado como spin-up.

3.3.3. Simulações dos cenários com o modelo WRF-Chem.

A Figura 4 mostra o resultado das simulações nos diferentes cenários para as concentrações de Ozônio – O₃ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) nas localidades correspondentes a algumas estações da rede da CETESB, utilizadas na validação do modelo. Fica claro o efeito a implantação do PROCONVE nas concentrações que seriam obtidas em 2036, sendo os valores simulados nos horários de concentrações máximas de três a quatro vezes menores. Caso as novas fases do PROCONVE não fossem implantadas, observaríamos concentrações um pouco menores que as concentrações observadas em 2016 (cerca de 50%), mas ainda maiores do que aquelas observadas com a implantação do Programa.

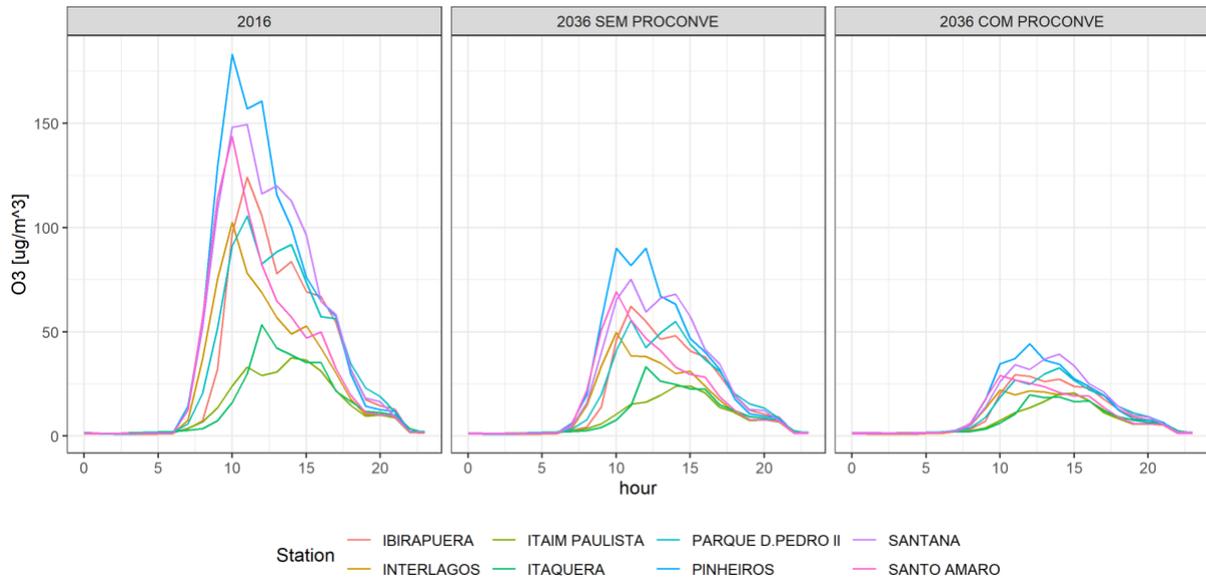


Figura 4. Comparação entre as concentrações médias de Ozônio – O₃ (µg/m³) simuladas para os anos de 2016 (Cenário Controle) e 2036 (Cenários com e sem PROCONVE) para diferentes estações.

Em termos médios, verifica-se que o PROCONVE poderá contribuir para uma redução de até 69% nas concentrações de Ozônio em relação ao ano de 2016 (Figura 5).

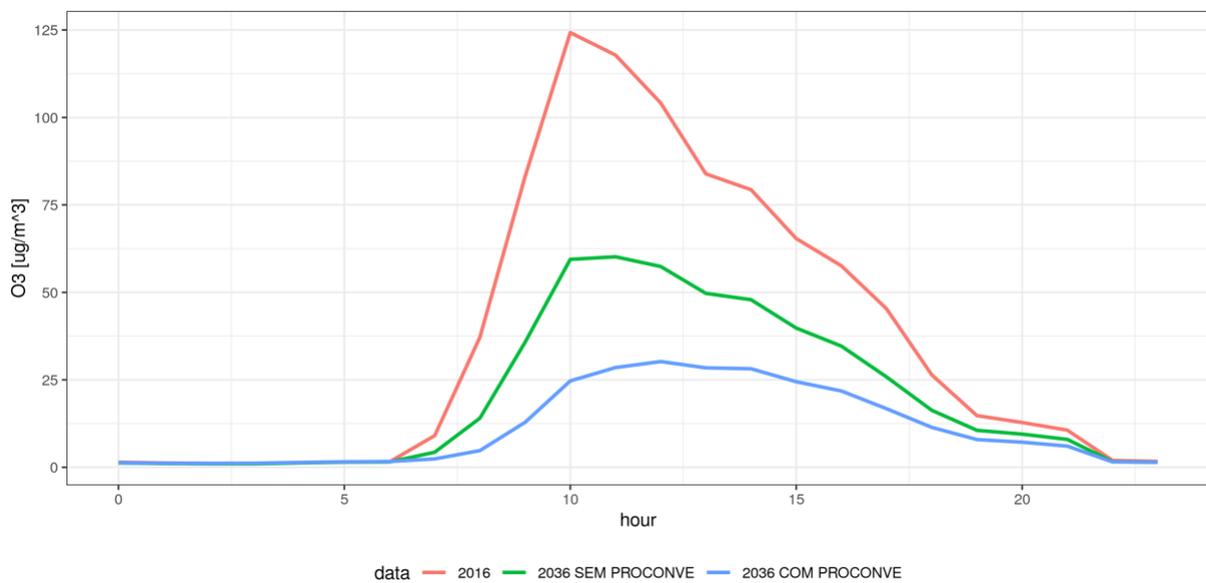


Figura 5. Comparação entre as concentrações médias de Ozônio – O₃ (µg/m³) em todas as estações simuladas para os anos de 2016 (Cenário Controle) e 2036 (Cenários com e sem PROCONVE).

Resultados similares foram obtidos para os demais poluentes gasosos, sendo as reduções médias iguais a 77% para o CO, 83% para o NMHC e 68% para o NOx.

A Figura 6 mostra o resultado das simulações nos diferentes cenários para as concentrações de Material Particulado Grosso – PM₁₀ (µg/m³) nas localidades correspondentes a algumas estações da rede da CETESB, utilizadas na validação do modelo. Ao contrário do que acontece com os gases, verifica-se que em 2036, independentemente a implantação ou não do PROCONVE, haverá aumento nas concentrações de PM₁₀, sendo os valores simulados nos horários de concentrações máximas de 25 a 30% maiores que aquelas observadas em 2016. Isso se deve ao fato de que a maior contribuição para a emissão de partículas tem origem na ressuspensão a partir do solo, não sendo previsto nenhum controle no PROCONVE para este tipo de contribuição. No cenário em que a ressuspensão a partir do solo foi eliminada, verificamos valores muito próximos à zero nas concentrações de material particulado grosso, demonstrando a principal fonte deste poluente. Em termos médios, novamente verifica-se que o PROCONVE não contribuirá para uma redução nas concentrações de PM₁₀, sendo observado um aumento em relação ao ano de 2016 (Figura 7), da ordem de 40%, quando considerados os totais diários. Este aumento se deve ao maior número de veículos em circulação naquele ano.

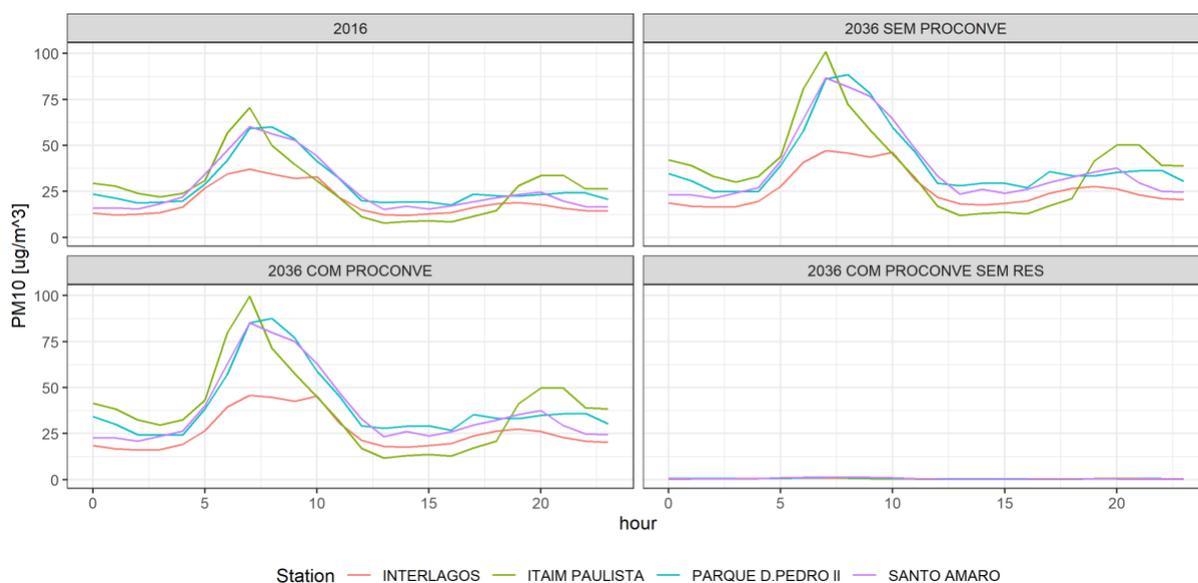


Figura 6. Comparação entre as concentrações médias de Material Particulado Grosso – PM₁₀ (µg/m³) simuladas para os anos de 2016 (Cenário Controle), 2036 (Cenários com e sem PROCONVE) e 2036 Com PROCONVE e sem a ressuspensão do solo para diferentes estações.

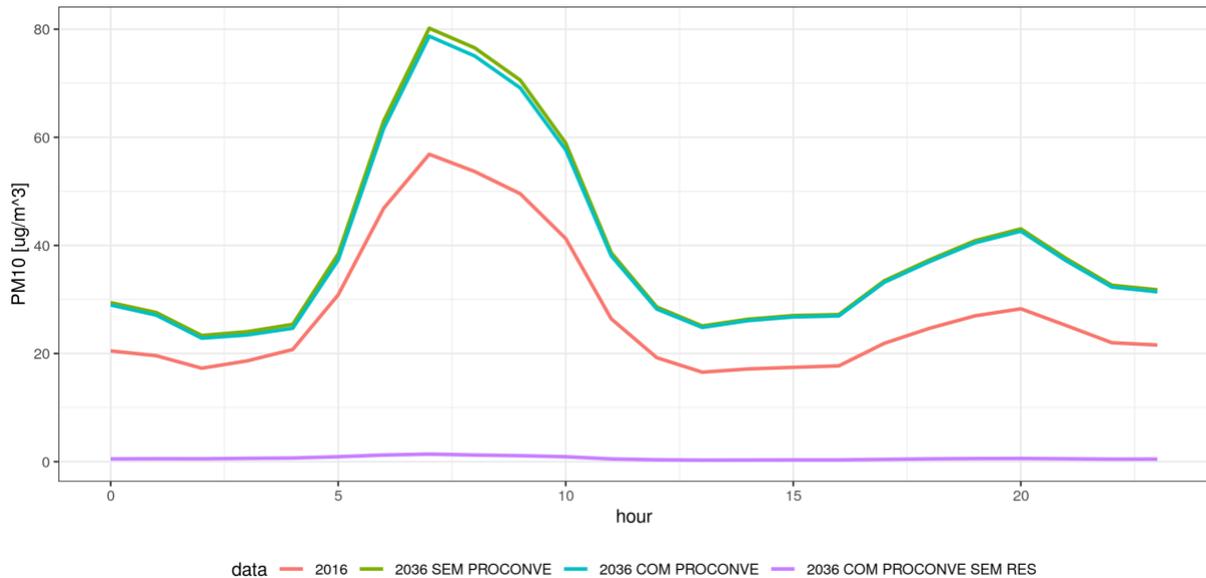


Figura 7. Comparação entre as concentrações médias de Material Particulado Grosso – PM₁₀ (µg/m³) em todas as estações simuladas para os anos de 2016 (Cenário Controle), 2036 (Cenários com e sem PROCONVE) e 2036 com PROCONVE e sem a ressuspensão do solo.

Os resultados médios para PM_{2.5} (Figura 8) são bastante semelhantes e mostram que, quando consideramos a ressuspensão do solo, haverá um aumento de cerca de 12% nas concentrações totais diárias em 2036. Deste modo, verificamos que os motores a combustão deixariam de ser a principal fonte de emissão de partículas, sendo necessárias outras ações para redução nas concentrações destes poluentes.

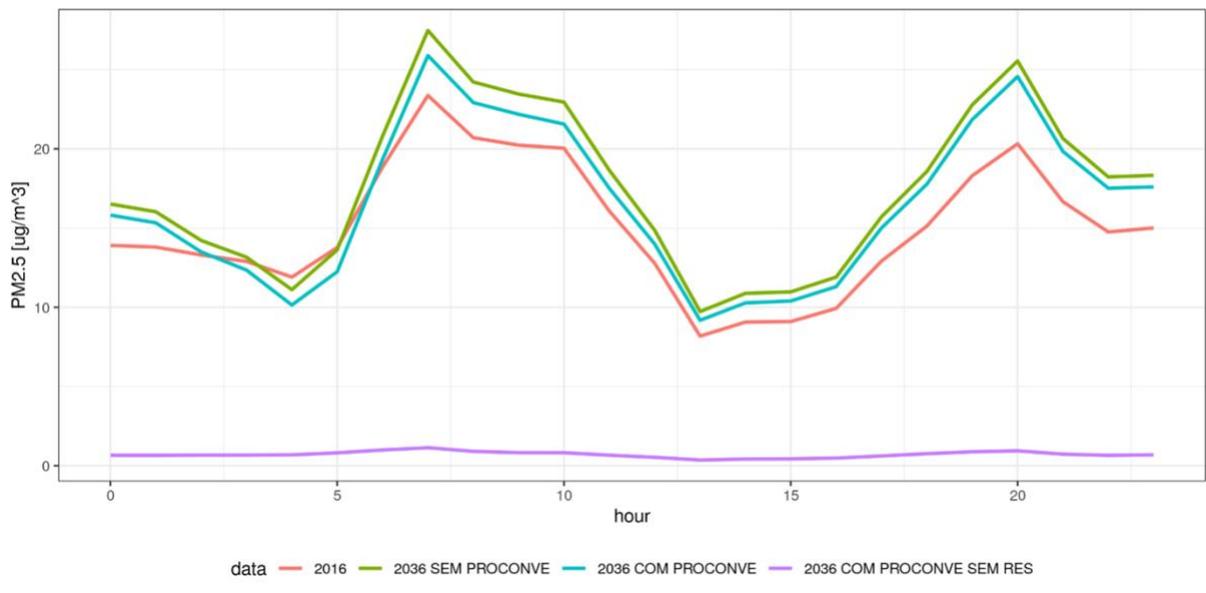


Figura 8. Comparação entre as concentrações médias de Material Particulado Fino – PM_{2.5} (µg/m³) em todas as estações simuladas para os anos de 2016 (Cenário Controle), 2036 (Cenários com e sem PROCONVE) e 2036 com PROCONVE e sem a ressuspensão do solo.

4. CONCLUSÕES

Neste trabalho, foram apresentados detalhes do projeto QUALAMET: Modelagem do Impacto das Emissões Veiculares com diferentes combustíveis na qualidade do ar utilizando informações de medições ambientais e de inventários de emissões. O projeto tem como objetivo ampliar o conhecimento existente sobre emissões veiculares e a consequente concentração de poluentes na atmosfera, fazendo o monitoramento contínuo de gases e partículas e desenvolvendo modelos de emissões e de qualidade do ar que possam servir de suporte para a gestão de medidas de controle, baseadas em dados científicos.

O projeto tem como meta realizar medidas ambientais fora dos grandes centros urbanos, ou em locais em que não há monitoramento suficiente. Até o momento, foram feitas amostragens em Botucatu-SP e Londrina-PR, já concluídas, e estão em andamento amostragens em São Paulo-SP e Itaboraí/Maricá-RJ.

Os resultados do monitoramento realizado até o momento mostram características peculiares em regiões consideradas “rurais”, como os locais de amostragem estabelecidos. Nessas localidades, as concentrações de poluentes, com destaque para o ozônio e para o material particulado, apresentam características semelhantes, com altas concentrações de ozônio e baixa concentração de partículas, quando da ausência de eventos muito específicos, como por exemplo, queima de biomassa em função de incêndios florestais ou atividades agrícolas, com grande movimentação do solo. Em relação ao ozônio, verifica-se comportamento bastante distinto daquele observado em grandes centros urbanos, sendo as concentrações maiores tanto durante o dia quanto à noite, sendo este último período do dia caracterizado por concentrações em torno de $50 \mu\text{g m}^{-3}$. Estes resultados constituem peça fundamental para a avaliação e correta calibração dos modelos de emissões e de qualidade do ar utilizados.

Das simulações dos cenários para o ano de 2036, podemos concluir que o PROCONVE produzirá uma importante diminuição das emissões automotivas, com consequente redução nas concentrações dos principais poluentes atmosféricos. Comparativamente a 2016, as reduções nas concentrações ambientais serão de 77% para o CO, 83 % para o NMHC, 68 % para o NOx e 69 % para o ozônio. Este último resultado levará à conformidade a qualidade do ar na RMSP com a meta da Organização Mundial de Saúde (OMS) e do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) relativa ao ozônio. Por outro lado, apesar da redução substancial das emissões de PM10 e PM2.5 pelos motores, o aumento da frota até 2036 levará a um acréscimo proporcional na ressuspensão de partículas pela circulação dos veículos, resultando em um aumento de 40 % e 12 %, respectivamente, na concentração atmosférica desses poluentes. O presente trabalho demonstra que, usando combustíveis adequados e controle de emissões das novas fases do PROCONVE, os motores a combustão deixariam de ser a principal fonte de emissão de partículas, sendo necessárias outras ações mitigadoras. Mesmo os veículos elétricos, sem emissões no escapamento, contribuiriam com a ressuspensão de partículas dos pneus e dos freios para a atmosfera.

REFERÊNCIAS

- [1] ANDRADE, M. F., MIRANDA, R. M., FORNARO, A., KERR, A., OYAMA, B., ANDRE, P. A. and SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM_{2.5} mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, **2012**, *5*, 79-88. doi: <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0104-5>.
- [2] IBGE, 2016. IBGE Divulga as Estimativas Populacionais Dos Municípios Em 2016. Agência IBGE notícias. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2016. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/9497-ibge-divulga-as-estimativas-populacionais-dos-municipios-em-2016>. Último acesso em 22/04/2020.
- [3] ANDRADE, M. F., YNOUE, R. Y., FREITAS, E. D., TODESCO, E., VARA VELA, A., IBARRA, S., MARTINS, L. D., MARTINS, J. A. and CARVALHO, V. S. B. Air quality forecasting system for southeastern Brazil. *Frontiers in Environmental Science*, **2015**, *3*, 14. doi: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2015.00009>.
- [4] VARA-VELA, A., ANDRADE, M. F., KUMAR, P., YNOUE, R. Y. AND MUÑOZ, A. G. Impact of vehicular emissions on the formation of fine particles in the Sao Paulo Metropolitan Area: a numerical study with the WRF-Chem model. *Atmos. Chem. Phys.*, **2016**, *16*, 777-797. doi: <https://doi.org/10.5194/acp-16-777-2016>.
- [5] HOSHYARIPOUR, G., BRASSEUR, G., ANDRADE, M. F., GAVIDIA-CALDERÓN, M., BOUARAR, I. and YNOUE, R. Y. Prediction of ground-level ozone concentration in São Paulo, Brazil: Deterministic versus statistic models. *Atmospheric Environment*, **2016**, *145*, 365-375. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.061>
- [6] CETESB, Emissões veiculares no Estado de São Paulo, 2016. In *Série Relatórios*; São Paulo; 2017; 219 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/wp-content/uploads/sites/28/2013/12/relatorio-ar-2016.pdf>. Último acesso em 22/04/2020.
- [7] CORVALÁN, R. M., OSSES, M. and URRUTIA, C. M. Hot Emission Model for Mobile Sources: Application to the Metropolitan Region of the City of Santiago, Chile. *Journal of the Air & Waste Management Association*, **2002**, *52*, 167-174. doi: <https://doi.org/10.1080/10473289.2002.10470774>.
- [8] PANIS, L. I., BROEKX, S. and LIU, R. Modelling instantaneous traffic emission and the influence of traffic speed limits. *Science of The Total Environment*, **2006**, *371*, 270-285. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.08.017>.
- [9] NYHAN, M., SOBOLEVSKY, S., KANG, C., ROBINSON, P., CORTI, A., SZELL, M., STREETS, D., LU, Z., BRITTER, R., BARRETT, S. R. H. and RATTI, C. Predicting vehicular emissions in high spatial resolution using pervasively measured transportation data and microscopic emissions model. *Atmospheric Environment*, **2016**, *140*, 352-363. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.018>.
- [10] KINNEE, E. J., TOUMA, J. S., MASON, R., THURMAN, J., BEIDLER, A., BAILEY, C. and COOK, R. Allocation of onroad mobile emissions to road segments for air toxics modeling in an urban area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, **2004**, *9*, 139-150. doi:<https://doi.org/10.1016/j.trd.2003.09.003>.
- [11] GÓMEZ, C. D., GONZÁLEZ, C. M., OSSES, M. and ARISTIZÁBAL, B. H. Spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle emission inventory in a medium-sized Andean city. Comparison of GIS-based top-down methodologies. *Atmospheric Environment*, **2018**, *179*, 142-155. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.049>.
- [12] ABOU RAFEE, S. A., MARTINS, L. D., KAWASHIMA, A. B., ALMEIDA, D. S., MORAIS, M. V. B., SOUZA, R. V. A., OLIVEIRA, M. B. L., SOUZA, R. A. F., MEDEIROS, A. S. S., URBINA, V., FREITAS, E. D., MARTIN, S. T. AND

- MARTINS, J. A. Contributions of mobile, stationary and biogenic sources to air pollution in the Amazon rainforest: a numerical study with the WRF-Chem model. *Atmos. Chem. Phys.*, **2017**, *17*, 7977-7995. doi: <https://doi.org/10.5194/acp-17-7977-2017>.
- [13] IBAMA, Manual PROCONVE/PROMOT. 2011. Disponível em https://aea.org.br/inicio/wp-content/uploads/2019/10/manualProconvePromot_portugues.pdf. Último acesso em 22/04/2020.
- [14] IBARRA-ESPINOSA, S., YNOUE, R., O'SULLIVAN, S., PEBESMA, E., ANDRADE, M. F. and OSSES, M. VEIN v0.2.2: an R package for bottom-up vehicular emissions inventories. *Geosci. Model Dev.*, **2018**, *11*, 2209-2229. doi: <https://doi.org/10.5194/gmd-11-2209-2018>.
- [15] SKAMAROCK, W. C., KLEMP, J. B., DUDHIA, J., GILL, D. O., BARKER, D. M., DUDA, M. G., HUANG, X., WANG, W. and POWERS, J. G., A description of the Advanced Research WRF Version 3. In *NCAR/Tech. Notes*; 2008.
- [16] GRELL, G. A., PECKHAM, S. E., SCHMITZ, R., MCKEEN, S. A., FROST, G., SKAMAROCK, W. C. and EDER, B. Fully coupled “online” chemistry within the WRF model. *Atmospheric Environment*, **2005**, *39*, 6957-6975. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027>.
- [17] IBARRA-ESPINOSA, S., SCHUCH, D. and FREITAS, E. D. eixport: An R package to export emissions to atmospheric models. *Journal of Open Source Software*, **2018**, *3*. doi: <https://doi.org/10.21105/joss.00607>.
- [18] CLOUGH, S. A., SHEPHARD, M. W., MLAWER, E. J., DELAMERE, J. S., IACONO, M. J., CADY-PEREIRA, K., BOUKABARA, S. and BROWN, P.D. Atmospheric radiative transfer modeling: a summary of the AER codes. *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer*, **2005**, *91*, 233-244. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jqsrt.2004.05.058>.
- [19] JIMÉNEZ, P. A., DUDHIA, J., GONZÁLEZ-ROUCO, J. F., NAVARRO, J., MONTÁVEZ, J. P. and GARCÍA-BUSTAMANTE, E. A Revised Scheme for the WRF Surface Layer Formulation. *Monthly Weather Review*, **2011**, *140*, 898-918. doi: <https://doi.org/10.1175/MWR-D-11-00056.1>.
- [20] HONG, S., NOH, Y. and DUDHIA, J. A New Vertical Diffusion Package with an Explicit Treatment of Entrainment Processes. *Monthly Weather Review*, **2006**, *134*, 2318-2341. doi: <https://doi.org/10.1175/MWR3199.1>.
- [21] GRELL, G.A. and DEVENYI, D. A generalized approach to parameterizing convection combining ensemble and data assimilation techniques. *Geophysical Research Letters*, **2002**, *29*, 38-1–38-4. doi: <https://doi.org/10.1029/2002GL015311>.
- [22] MORRISON, H., THOMPSON, G. and TATARSKII, V. Impact of Cloud Microphysics on the Development of Trailing Stratiform Precipitation in a Simulated Squall Line: Comparison of One- and Two-Moment Schemes. *Monthly Weather Review*, **2009**, *137*, 991-1007. doi: <https://doi.org/10.1175/2008MWR2556.1>.
- [23] ZAVERI, R. A. and PETERS, L. K. A new lumped structure photochemical mechanism for large-scale applications. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **1999**, *104*, 30387-30415. doi: <https://doi.org/10.1029/1999JD900876>.
- [24] CHANG, J. S., BINKOWSKI, F. S., SEAMAN, N. L., MCHENRY, J. N., SAMSON, P. J., STOCKWELL, W. R., WALCEK, C. J., MADRONICH, S., MIDDLETON, P.B., PLEIM, J. E. and LANSFORD, H. H. The regional acid deposition model and engineering model. In *State-of-Science/Technology, Report 4*; National Acid Precipitation Assessment Program; Washington DC; **1989**.

- [25] ACKERMANN, I. J., HASS, H., MEMMESHEIMER, M., EBEL, A., BINKOWSKI, F. S. and SHANKAR, U. Modal aerosol dynamics model for Europe: development and first applications. *Atmospheric Environment*, **1998**, 32, 2981-2999. doi:[https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00006-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00006-5).
- [26] SCHELL, B., ACKERMANN, I. J., HASS, H., BINKOWSKI, F. S. and EBEL, A. Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **2001**, 106, 28275-28293. doi: <https://doi.org/10.1029/2001JD000384>.
- [27] BARNARD, J. C., CHAPMAN, E. G., FAST, J. D., SCHMELZER, J. R., SLUSSER, J. R. and SHETTER, R. E. An evaluation of the FAST-J photolysis algorithm for predicting nitrogen dioxide photolysis rates under clear and cloudy sky conditions. *Atmospheric Environment*, **2004**, 38, 3393-3403. doi:<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.034>.
- [28] WILD, O., ZHU, X. and PRATHER, M. J. Fast-J: Accurate Simulation of In- and Below-Cloud Photolysis in Tropospheric Chemical Models. *Journal of Atmospheric Chemistry*, **2000**, 37, 245-282. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1006415919030>.
- [29] GUENTHER, A. B., ZIMMERMAN, P. R., HARLEY, P. C., MONSON, R. K. and FALL, R. Isoprene and monoterpene emission rate variability: Model evaluations and sensitivity analyses. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, **1993**, 98, 12609-12617. doi: <https://doi.org/10.1029/93JD00527>.