



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Camilo Bastos Ribeiro

**AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DO PROGRAMA BRASILEIRO DE CONTROLE DE
EMISSIONES VEICULARES**

Florianópolis

2024

Camilo Bastos Ribeiro

**AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DO PROGRAMA BRASILEIRO DE CONTROLE DE
EMISSIONES VEICULARES**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Leonardo Hoinaski, Dr.

Florianópolis

2024

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Ribeiro, Camilo Bastos

Avaliação da eficácia do programa brasileiro de
controle de emissões veiculares / Camilo Bastos Ribeiro ;
orientador, Leonardo Hoinaski, 2024.

99 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Qualidade do ar. 3.
Emissões atmosféricas. 4. Política ambiental. I. Hoinaski,
Leonardo. II. Universidade Federal de Santa Catarina.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III.
Título.

Camilo Bastos Ribeiro

Avaliação da eficácia do programa brasileiro de controle de emissões veiculares

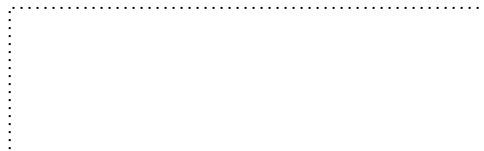
O presente trabalho em nível de Doutorado foi avaliado e aprovado, em 17 de maio de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Pedro Luiz Borges Chaffe, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)

Profa. Taciana Toledo de Almeida Albuquerque, Dra.
Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

Profa. Rita Yuri Ynoue, Dra.
Universidade de São Paulo (USP)

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.



Coordenação do Programa de Pós-Graduação



Prof. Leonardo Hoinaski, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2024.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, Arilton e Mônica, que me deram suporte para chegar até aqui.

Agradeço à minha namorada, Bruna, pela companhia, amizade, incentivo e suporte emocional em todos os momentos.

Agradeço ao professor Leonardo, pela oportunidade de fazer parte do LCQAr, pela parceria, paciência e todos os ensinamentos no decorrer dessa jornada.

Agradeço aos amigos do LCQAr, em especial ao Robson, Otávio e Thiago, que sempre se dispuseram para compartilhar o conhecimento e me auxiliar durante o trabalho.

Agradeço ao Felipe, Thales e Ana, que ingressaram comigo no doutorado e compartilharam a luta para chegar até aqui.

Agradeço aos amigos da nataçã, em especial ao Igor, Alexandre, Ubiratan, Maurício, Silas, Carlos, Mário e Vô Luís, que compartilharam momentos que ficarão marcados na memória. Tudo ficou mais leve quando compartilhamos risadas e braçadas às 6h da manhã.

Agradeço aos meus amigos Will e Igor, pela parceria e conversas nos momentos bons e ruins ao longo dessa jornada.

Agradeço à UFSC e ao PPGEA, pela estrutura e recursos fornecidos ao longo do doutorado.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida no decorrer do trabalho.

RESUMO - Estudos anteriores sugerem que as restrições dos Programas de Controle de Emissões Veiculares (PCEV) foram eficazes para melhorar a qualidade do ar. No entanto, em países em desenvolvimento na América do Sul, como o Brasil, as evidências sobre a eficácia dos PCEV's ainda são escassas. O objetivo desta tese é investigar a eficácia do PCEV brasileiro na melhoria da qualidade do ar em escala nacional. Na etapa 1 da tese, o foco está em uma comparação do PCEV brasileiro com outros programas internacionais relevantes, destacando as restrições de padrões de emissões e os cronogramas de conformidade dos veículos. Na etapa 2 da tese, o foco está em uma análise de longo prazo sobre as mudanças de $MP_{2,5}$ em todo o Brasil, destacando a influência das restrições de padrões de emissões em áreas urbanas brasileiras. A metodologia emprega uma análise de tendência para detectar as mudanças de $MP_{2,5}$ em todos os municípios brasileiros e, em seguida, uma análise de componentes principais integrada à uma análise de regressão para atribuir os efeitos de múltiplas variáveis sobre as mudanças de $MP_{2,5}$ em regiões urbanas brasileiras. Os resultados da etapa 2 sugerem um aumento nas concentrações de $MP_{2,5}$ (até 14%), alinhado com um aumento intensivo (mais de 70%) da frota veicular entre 2001 e 2010. Durante este período, foi detectado um padrão semelhante em mais de 50% das manchas urbanas no Sudeste e outros grandes centros nas regiões Sul e Centro-Oeste. Entre 2011 e 2020, a estabilização ou redução de $MP_{2,5}$ está associada a uma suavização do crescimento da frota, combinada com as contínuas restrições do PCEV. Na etapa 3 da tese, o foco está na avaliação do impacto da renovação tecnológica da frota veicular na qualidade do ar em diferentes regiões do Brasil. A metodologia baseia-se na estimativa de emissões e modelagem da qualidade do ar em diferentes cenários, incluindo um cenário com a renovação da frota veicular no Brasil. Os resultados da etapa 3 sugerem um impacto significativo da renovação da frota veicular na redução das concentrações e frequência de violações dos padrões de qualidade do ar de CO, NO₂ e O₃. No entanto, os resultados também sugerem que, a melhoria tecnológica veicular não é suficiente para controlar as concentrações e frequência de violações de $MP_{2,5}$. Em geral, esse estudo mostra que as restrições de fatores de emissões e renovação da frota veicular no Brasil podem contribuir para a melhoria da qualidade do ar em regiões urbanas. No entanto, em paralelo, é necessário controlar o ritmo de crescimento da densidade da frota veicular, garantindo um balanço entre a aposentadoria dos veículos mais antigos e o licenciamento de novos veículos. Além disso, é urgentemente necessário reforçar a estrutura técnica dos órgãos ambientais para garantir a conformidade dos veículos em uso com os padrões de emissões do PCEV.

Palavras-chave: Emissões atmosféricas; Poluição do ar; Política ambiental; Controle de emissões.

ABSTRACT - Previous studies suggest that the restrictions of Programs to Control Vehicle Emissions (PCVEs) have been effective in improving air quality. However, in developing countries in South America, such as Brazil, evidence regarding the PCVEs effectiveness remains scarce. This thesis aims to investigate the Brazilian PCVE effectiveness in improving air quality on a national scale. In Stage 1, the focus is comparing the Brazilian PCVE with other relevant international programs, highlighting emissions standards restrictions and vehicle compliance schedules. In Stage 2, the focus is a long-term analysis of PM_{2.5} changes throughout Brazil, emphasizing the influence of emissions standards restrictions in Brazilian urban areas. This stage employs trend analysis to detect PM_{2.5} changes in all Brazilian cities, followed by principal component analysis integrated with regression analysis to attribute the effects of multiple variables on PM_{2.5} changes in Brazilian urban regions. The results of Stage 2 show an increase in PM_{2.5} concentrations (up to 14%), aligned with an intensive increase (over 70%) in the vehicle fleet between 2001 and 2010. During this period, a similar pattern was detected in over 50% of urban areas in the Southeast and other major centers in the South and Midwest regions. Between 2011 and 2020, the stabilization or reduction of PM_{2.5} is associated with a smoothing of fleet growth, combined with ongoing PCVE restrictions. In Stage 3, the focus is evaluating the impact of technological fleet renewal on air quality in different Brazilian regions. The methodology is based on emission estimation and air quality modeling in different scenarios, including a scenario with vehicular fleet renewal in the entire Brazil. The results of Stage 3 suggest a significant impact of fleet renewal on reducing concentrations and reducing violations of air quality standards for CO, NO₂, and O₃. However, the results also suggest that vehicular technological renewal is not enough to control PM_{2.5} concentrations and the frequency of air quality standards violations in Brazil. Overall, this study shows that emissions restrictions and fleet renewal in Brazil can contribute to improving air quality in urban regions. However, it is also necessary to control the pace of fleet density growth, ensuring a balance between retiring older vehicles and licensing new ones. Additionally, urgent reinforcement of the environmental agencies technical structure is needed to ensure vehicle compliance with PCVE emissions standards.

Keywords: Atmospheric emission; Air pollution; Environmental Policy; Emission control.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Padrões de emissões de (a) poluentes orgânicos, (b) NO _x , (c) CO e (d) PM para VP e VLC ciclo Otto e diesel.	24
Figura 2 - Padrões de emissões de (a) HC, (b) NO _x , (c) CO e (d) PM para veículos pesados.	25
Figura 3 - Padrões de emissões de a) CO e b) MP para veículos leves de passageiros nos PCEV's do Brasil, EUA, China e UE.....	49
Figura 4 - Padrões de emissões de a) CO e b) MP para veículos pesados nos PCEV's do Brasil, EUA, China e UE.	50
Figura 5 - Mudanças nas concentrações de MP _{2,5} durante (a) 2001-2010 e (c) 2011-2020 no Brasil detectadas pela análise de tendência. Aglomerados espaciais de mudanças de MP _{2,5} durante (b) 2001-2010 e (d) 2011-2020 detectadas pela análise de autocorrelação. Pontos quentes e pontos frios representam as cidades vizinhas com tendências positivas e negativas mais altas, respectivamente.	56
Figura 6 - Distribuição espacial do coeficiente de regressão associado à densidade da frota de veículos (β frota) durante (a) 2001-2010 e (b) 2011-2020. A figura mostra apenas pontos urbanos brasileiros com significância na análise de regressão.....	57
Figura 7 - Influência de (a) densidade de HDV e (b) densidade de LDV nas mudanças de MP _{2,5} em P1 e P2. Os gráficos de dispersão mostram a razão entre o β frota em P1 e P2 (eixo x); e a razão entre a tendência da frota em P1 e P2 (eixo y). Os Quadrantes 1 e 2 indicam uma suavização na tendência da frota de veículos entre P1 e P2, enquanto os Quadrantes 3 e 4 indicam uma intensificação. Os Quadrantes 1 e 3 indicam uma mudança de sinal em β frota, enquanto os Quadrantes 2 e 4 indicam um padrão de manutenção de β frota entre P1 e P2. Incluímos apenas pontos urbanos com significância na análise de regressão e tendência em ambos os períodos avaliados. Os mapas mostram a distribuição espacial de pontos urbanos detectados em cada quadrante.	59
Figura 8 - Variabilidade interanual da (a) densidade de HDV e (b) densidade de LDV nas regiões brasileiras Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste. O gráfico de linha representa a média espacial das áreas urbanas em cada região. A porcentagem nos lados esquerdo e direito indica a magnitude da tendência da frota durante P1 e P2, respectivamente.	59
Figura 9 - (a) Variabilidade interanual de MP _{2,5} nas regiões brasileiras Sul, Sudeste, Centro-	

Oeste e Nordeste. O gráfico de linha representa a média espacial das áreas urbanas em cada região. A porcentagem nos lados esquerdo e direito indica a magnitude da tendência do MP_{2,5} durante P1 e P2, respectivamente. Fatores de emissão de (b) HDV, (c) veículos comerciais e (d) veículos de passageiros implementados pelo PCVE brasileiro; P4 a P7 indicam os estágios do PCEV implementados para HDV; L3 a L6 indica os estágios do PCEV implementados para LDV (incluindo veículos comerciais e de passageiros)..... 60

Figura 10 - Percentual médio de emissões veiculares de a) NO_x e b) CO em relação às emissões totais nos estados brasileiros. Os percentuais foram calculados a partir da diferença das taxas de emissões estimadas nos cenários 1, 2 e 3..... 64

Figura 11 - Distribuição espacial do percentual de redução das taxas de emissões de a) NO_x e b) CO. Os percentuais foram calculados a partir da diferença das taxas de emissões estimadas nos cenários 2 e 3..... 65

Figura 12 - Percentual médio de redução das taxas de emissões veiculares de a) NO_x e b) CO nos estados brasileiros. Os percentuais foram calculados a partir da diferença das taxas de emissões estimadas nos cenários 2 e 3. 66

Figura 13 - Distribuição espacial das concentrações médias mensais de a) NO₂, b) CO, c) MP_{2,5}, d) O₃. As médias mensais de CO e O₃ foram calculadas a partir das máximas médias móveis (8h) diárias. As colunas 1, 2 e 3 representam os cenários 1, 2 e 3. 70

Figura 14 - Frequência de violações dos PQAr em todos os pixels na grade de simulação da qualidade do ar. A primeira coluna mostra as violações dos padrões intermediários de a) NO₂, c) O₃, e) MP_{2,5}. A segunda coluna mostra as violações dos padrões finais de b) NO₂, d) O₃, f) MP_{2,5}. As violações de NO₂ são horárias, enquanto as violações de O₃ e MP_{2,5} são diárias. .. 72

Figura 15 - Frequência média de violações dos PQAr nos estados brasileiros. A primeira coluna mostra as violações dos padrões intermediários de a) NO₂, c) O₃, e) MP_{2,5}. A segunda coluna mostra as violações dos padrões finais de b) NO₂, d) O₃, f) MP_{2,5}. As violações de NO₂ são horárias, enquanto as violações de O₃ e MP_{2,5} são diárias. 73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estágios implementadas no PROCONVE para veículos leves e pesados.....	22
Tabela 2 - Estudos sobre a eficácia de PCEV na redução das emissões veiculares e melhoria da qualidade do ar.....	28
Tabela 3 - Fontes e detalhes dos conjuntos de dados meteorológicos adotados nesta etapa do estudo.....	35
Tabela 4 - Descrição geral das características dos cenários adotados no estudo.....	39
Tabela 5 - Padrões de qualidade do ar adotados no estudo.	44
Tabela 6 - Cronograma (1988 a 2025) dos estágios implementados nos PCVE's dos EUA, UE, China e Brasil.	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AERONET - Aerosol Robotic Network
BC - Black Carbon
BRAIN - Brazilian Inventories
BRAVES - Brazilian Vehicular Emission Inventory
CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CMAQ – The Community Multiscale Air Quality Modeling
CO - Monóxido de Carbono
COV - Composto Orgânico Volátil
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente
EDGAR - Emissions Database for Global Atmospheric Research
EUA - Estados Unidos da América
HC - Hidrocarbonetos
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
I/M - Inspeção e Manutenção
MERRA-2 - Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications – V.2
MISR - Multi-angle Imaging Spectro Radiometer
MODIS - Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer
MPAC - Ministério de Proteção Ambiental da China
MP₁₀ - Material Particulado Inalável
MP_{2,5} - Material Particulado Fino
NASA - National Aeronautics and Space Administration
netCDF - Network Common Data Form
NMVOCs - Compostos orgânicos voláteis não-metano
NMOG - Compostos orgânicos não-metano
NO_x - Óxidos de nitrogênio
O₃ - Ozônio troposférico
OC - Organic Carbon
OMS - Organização Mundial da Saúde
PCEV - Programa de Controle de Emissões Veiculares
PROCONVE - Programa de Controle de Emissões Veiculares Brasileiro

RMBH - Região Metropolitana de Belo Horizonte

RMGV - Região Metropolitana da Grande Vitória

RMSP - Região Metropolitana de São Paulo

SO₂ - Dióxido de enxofre

SO_x - Óxidos de enxofre

UE - União Europeia

WRF – Weather Research & Forecasting Model

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	18
2.1 OBJETIVO GERAL	18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
2.3 HIPÓTESES	18
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	19
3.1 EMISSÕES VEICULARES	19
3.2 PROGRAMAS DE CONTROLE DE EMISSÕES VEICULARES (PCEV)	21
3.3 PROGRAMA BRASILEIRO DE CONTROLE DE EMISSÕES VEICULARES.....	22
3.3.1 Categorias e pesos de veículos regulamentados	22
3.3.2 Poluentes regulamentados e padrões de emissões	23
3.3.3 Ciclos de testes de dinamômetro	25
3.3.4 Emissões evaporativas	26
3.3.5 Sistemas de Diagnóstico a Bordo (On-board Diagnostics – OBD) e Sistemas Portáteis de Medição de Emissões (Portable Emissions Measurement Systems – PEMS)	27
3.3.6 Estrutura de testes de conformidade	28
3.4 EFICÁCIA DE PCEV	28
3.5 TENDÊNCIAS NA QUALIDADE DO AR	29
4 METODOLOGIA	31
4.1 METODOLOGIA ETAPA 1	32
4.2 METODOLOGIA ETAPA 2	33
4.2.1 Dados.....	33
4.2.2 Análise estatística.....	36
4.3 METODOLOGIA ETAPA 3.....	39
4.3.1 Estimativas de emissões.....	39
4.3.2 Simulação da qualidade do ar	43
4.3.3 Análise de violação dos padrões de qualidade do ar	43
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
5.1 RESULTADOS E DISCUSSÃO ETAPA 1.....	46
5.1.1 Comparação dos PCEV's dos EUA, UE, China e Brasil	46

5.1.2 Eficácia dos PCVE's	52
5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO ETAPA 2	55
5.2.1 Mudanças nas concentrações de PM_{2.5}	55
5.2.2 Influência do crescimento da frota de veículos e restrições do PCEV	56
5.2.3 Discussão	61
5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO ETAPA 3	63
5.3.1 Cenários de emissões	63
5.3.2 Cenários de qualidade do ar	67
5.3.3 Violações dos padrões de qualidade do ar	71
6 CONCLUSÕES	74
6.1 CONCLUSÕES ETAPA 1	74
6.2 CONCLUSÕES ETAPA 2	75
6.3 CONCLUSÕES ETAPA 3	76
7 LIMITAÇÕES	77
7.1 LIMITAÇÕES ETAPA 2	77
7.2 LIMITAÇÕES ETAPA 3	78
8 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	79
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80
APÊNDICES	91

1 INTRODUÇÃO

A poluição atmosférica ameaça a saúde pública, o progresso econômico e o clima (WHO, 2023). Os impactos na saúde associados à poluição atmosférica variam de acordo com a região e os grupos populacionais expostos (BURNETT et al., 2018). Nas regiões urbanas, as emissões veiculares são fontes prioritárias de poluição atmosférica (ANENBERG et al., 2019), responsáveis por efeitos crônicos e agudos na saúde (XU et al., 2016).

Com o objetivo de reduzir os impactos associados à poluição atmosférica, os Programas de Controle de Emissões Veiculares (PCEV's) são implementados desde a década de 1970. Os Estados Unidos da América (EUA) e a União Europeia (UE) são pioneiros na restrição dos padrões de emissões associados ao PCEV. Eles orientam outros grandes países em desenvolvimento no planejamento de políticas de controle de emissões veiculares (DALLMANN et al., 2017; LYU et al., 2020). A eficácia dos PCEV's varia de acordo com o país e região, principalmente devido às diferenças no nível de restrição dos padrões de emissões e na estrutura técnica dos órgãos ambientais para garantir a conformidade dos veículos (RIBEIRO et al., 2022).

É imperativo avaliar a eficácia dos PCEV's na redução das emissões e na melhoria da qualidade do ar, fornecendo evidências para ajustar as políticas. HASHEMINASSAB et al., (2014) relataram uma redução nas concentrações de material particulado (MP) em Los Angeles e Rubidoux associada às restrições do PCEV dos Estados Unidos. A redução de MP também foi detectada em outras regiões dos Estados Unidos durante os primeiros estágios do PCEV (YANG et al., 2018). Estudos anteriores também relataram reduções de emissões veiculares (WU et al., 2016) e melhoria da qualidade do ar (ZHANG et al., 2019) associadas ao PCEV da China e ao Plano de Ação de Prevenção da Qualidade do Ar Chinês. A eficácia das restrições dos padrões de emissões na Índia foi recentemente relatada por GAJBHIYE et al., (2023), que sugerem a redução das emissões veiculares de 2017 a 2021.

CARVALHO et al., (2015) detectaram tendências decrescentes nas concentrações de CO, NO₂, SO₂ e MP₁₀ entre 1996 e 2009 na Região Metropolitana de São Paulo (MASP), Brasil. Embora a frota de veículos tenha aumentado no MASP, a melhoria da qualidade do ar foi associada às restrições do PCEV, que reduziram 90% das emissões primárias exaustivas dos veículos leves nesse período. ANDRADE et al., (2017) também analisaram as tendências interanuais de CO, NO₂, SO₂, MP₁₀ e O₃, com base nos dados da rede de monitoramento da

qualidade do ar e estudos científicos no MASP. Os autores relataram que, apesar da eficácia do PCEV na redução de poluentes primários, as concentrações de poluentes secundários (O₃ e partículas finas) aumentaram ao longo do tempo nesta região. PACHECO et al., (2017) sugerem que o PCEV brasileiro contribui para a redução das emissões veiculares exaustivas e primárias. No entanto, os autores também relataram que, em alguns centros urbanos brasileiros, as emissões veiculares não-exaustivas aumentaram de forma sincronizada com a frota veicular. Mesmo nas regiões com as melhores condições econômicas do Brasil, a frota veicular continua sendo uma fonte dominante para a degradação da qualidade do ar (PACHECO et al., 2017).

Embora as evidências anteriores sugiram uma influência das restrições do PCEV na melhoria da qualidade do ar em algumas metrópoles e em alguns períodos específicos, isso não pode ser generalizado, devido às variações nas condições ambientais e nas características socioeconômicas entre as regiões brasileiras. Ainda faltam esforços para avaliar a eficácia do PCEV em escala nacional.

As mesorregiões brasileiras são muito heterogêneas em termos de condições socioeconômicas, urbanização, densidade demográfica, características das frotas veiculares, bem como condições meteorológicas. Contudo, para uma melhor compreensão sobre a eficácia do PCEV na melhoria da qualidade do ar, é necessário considerar as particularidades de cada região.

Comparar o programa brasileiro com PCEV's internacionais relevantes é o primeiro passo para compreender a eficácia das restrições implementadas. Explorar um conjunto de dados de longo prazo cobrindo todo o território do Brasil também é importante para evidenciar as mudanças na qualidade do ar e a possível influência das restrições associadas ao PCEV.

Atualmente, o programa brasileiro restringe os padrões de emissões de veículos novos, impulsionando a melhoria tecnológica e renovação da frota veicular. No entanto, devido às condições socioeconômicas variáveis, algumas regiões ainda possuem uma grande parcela de veículos antigos em circulação. Nesse caso, simular o impacto da renovação da frota veicular também representa uma oportunidade para avaliar a eficácia do PCEV.

O objetivo desta tese é investigar a eficácia do PCEV brasileiro. O foco está na avaliação da eficácia do programa na melhoria da qualidade do ar em diferentes regiões do Brasil, destacando algumas evidências do passado para ajustar as políticas de controle de emissões veiculares. O trabalho baseia-se em análises de diversos conjuntos de dados integrados, cobrindo todo o território do Brasil.

A tese está organizada em 3 etapas, cada uma associada a um objetivo específico. Na etapa 1, o foco está em uma comparação do programa brasileiro de controle de emissões veiculares com outros programas internacionais relevantes (USA, UE e China), destacando as restrições de padrões de emissões, os cronogramas de conformidade de veículos, bem como o estado da arte sobre a eficácia dessas restrições na qualidade do ar. Na etapa 2, o foco está em uma análise de longo prazo sobre as mudanças de $MP_{2,5}$ em todo o Brasil, destacando a influência das restrições de padrões de emissões em áreas urbanas brasileiras. Na etapa 3, o foco está em uma análise de cenários, destacando o impacto da renovação tecnológica da frota veicular na qualidade do ar em diferentes regiões do Brasil. A metodologia, resultados, conclusões e limitações estão organizados seguindo cada uma dessas etapas.

2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficácia do programa brasileiro de controle de emissões veiculares.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.2.1 Objetivo específico 1. Comparar o programa brasileiro de controle de emissões veiculares com os programas da União Europeia, Estados Unidos e China.

2.2.2 Objetivo específico 2. Avaliar o efeito das restrições dos padrões de emissões veiculares sobre as mudanças de longo prazo das concentrações de $MP_{2,5}$ no Brasil.

2.2.3 Objetivo específico 3. Avaliar o efeito da renovação tecnológica veicular sobre as concentrações de CO , NO_2 , $MP_{2,5}$ e O_3 no Brasil.

2.3 HIPÓTESES

2.3.1 Hipótese 1. O programa brasileiro possui limitações comparado aos programas de países desenvolvidos.

2.3.2 Hipótese 2. As restrições dos padrões de emissões exaustivas não foram suficientes para reduzir as concentrações de $MP_{2,5}$ em escala nacional.

2.3.3 Hipótese 3. A renovação tecnológica da frota veicular é suficiente para controlar os impactos de poluentes primários na qualidade do ar no Brasil.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 EMISSÕES VEICULARES

As emissões veiculares são originadas durante o ciclo de exaustão do motor (emissões de escapamento/exaustivas); pela evaporação de fluidos e combustível durante o uso, repouso e abastecimento dos veículos (emissões evaporativas); como resultado do desgaste de pneus, freios, estradas; e pela ressuspensão de partículas depositadas em vias de tráfego veicular (PANT e HARRISON, 2013). Os principais poluentes emitidos pelos veículos rodoviários são os Compostos Orgânicos Voláteis (COV), Hidrocarbonetos (HC), Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Carbono (CO₂), óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP). As emissões evaporativas estão associadas aos compostos orgânicos mais voláteis na composição dos fluidos ou combustíveis utilizados nos veículos; nesse caso, os veículos leves ciclo Otto são mais relevantes, devido ao tipo de combustível utilizado para abastecer o sistema.

Os veículos rodoviários se tornaram cada vez mais eficientes ao longo do tempo, tendo em vista o consumo de combustível e emissões de escapamento (GREENE et al., 2020; YANG e BANDIVADEKAR, 2017). Entretanto, de maneira direta ou indireta, eles continuam emitindo quantidades significativas de poluentes atmosféricos em centros urbanos (LYU et al., 2020; PARRISH et al., 2009). Os veículos pesados¹ ciclo diesel são responsáveis por uma parcela crescente do total emitido pelo setor de transporte rodoviário, devido ao maior avanço tecnológico e algumas medidas regulatórias rígidas implementadas para controlar as emissões de veículos leves² (ICCT, 2021).

A estimativa espaço-temporal das emissões veiculares possibilita identificar grandes emissores e as regiões com as maiores taxas de emissões veiculares (JIANG et al., 2020; SUN et al., 2020); avaliar horários de pico, sazonalidades e tendências nas emissões em diferentes regiões (IBARRA-ESPINOSA et al., 2021; WU et al., 2016); avaliar a eficácia de programas

¹ A categoria de veículos pesados inclui ônibus, motor-casa, caminhões e veículos comerciais com peso bruto acima de ~3.900kg.

² Veículos leves são veículos de passageiros e veículos comerciais até ~3.900kg. Essa classe inclui a maioria dos veículos de passageiros, picapes, utilitários comerciais e esportivos, vans e mini-vans e motocicletas (DieselNet, 2022).

de controle de emissões (PÉREZ-MARTÍNEZ et al., 2017; WU et al., 2016); uso como dado de entrada em simulação numérica da qualidade do ar (ANDREÃO et al., 2020), etc.

HUNNEUS et al., (2020) compararam a magnitude e a distribuição espacial das estimativas de emissões de inventários globais e inventários locais na América do Sul. Os autores verificaram discrepâncias entre as estimativas globais e locais. Na maioria dos casos, os inventários globais subestimam as emissões locais em cidades urbanizadas e detectam variações espaço-temporais menos detalhadas. Essas diferenças estão associadas principalmente aos dados de entrada mais genéricos nas estimativas globais; isso pode gerar maior incerteza nos fatores de emissão e dados de atividade veicular; maior dificuldade de representar a variação do tráfego e fatores de emissões locais e regionais; menor adaptação como dado de entrada em modelos de simulação numérica da qualidade do ar. Segundo os autores, apesar dessas desvantagens, as estimativas de maior escala utilizam dados de entrada mais acessíveis e permitem avaliar de forma abrangente o comportamento espaço-temporal das emissões.

VASQUES e HOINASKI (2021) desenvolveram o *BRAzilian Vehicular Emissions Inventory Software (BRAVES)* para estimar as emissões veiculares em todo o território do Brasil. O BRAVES usa uma abordagem probabilística que leva em conta as características da frota, consumo de combustível, deterioração do veículo e intensidade de uso para calcular as emissões de escapamento, pneus, estradas, desgaste dos freios, ressuspensão do solo, reabastecimento e emissões evaporativas. Os autores mostram uma boa concordância do BRAVES em relação aos inventários estaduais e locais disponíveis no Brasil. Os autores também destacam resultados importantes em escala nacional: (i) em uma comparação das taxas de emissões por categoria de frota veicular, os veículos leves emitem a maior parte de CO e COV, enquanto os veículos pesados contribuem com a maior proporção de NO_x, SO₂, MP e CO₂ equivalente (eq.). O mesmo padrão é observado em todas as regiões brasileiras; (ii) existe grande variabilidade espacial das emissões veiculares entre os estados brasileiros; (iii) com exceção de CO₂ eq. e MP, todos os estados mostraram tendências de redução nas emissões veiculares; (iv) as emissões de CO₂ eq. aumentaram em 12 estados entre as mesorregiões Sul, Centro-Oeste e Norte.

PANG et al., (2014) avaliaram as tendências das emissões veiculares exaustivas de COV no sul da Califórnia entre 1995 e 2003. Os dados revelaram reduções de até 80% nas taxas de emissões médias de COV dos veículos em 2003, comparado com a frota de 1995. Essas

reduções são associadas, principalmente, à aposentadoria de veículos sem catalisador (49%) e implementação de restrições dos padrões de emissões no EUA (27%). Os autores também destacam que os veículos mais antigos (no mínimo 10 anos de idade) correspondem à maior parte dos que excedem os padrões de emissões; portanto, a identificação e controle desses veículos pode contribuir ainda mais para reduzir as emissões futuras de COV.

SUN et al., (2020) avaliaram a variação espaço-temporal das emissões veiculares em Langfang, China. Nessa região, exceto para o CO, as emissões veiculares de COV, NO_x e MP aumentaram de 2011 a 2017. Os autores destacam a importância de restringir a população de veículos em uso nessa região, visto que, a quantidade e a composição das emissões são muito diferentes em nível municipal, comparado às médias nacionais. Esses resultados indicam que as condições locais municipais devem ser consideradas na formulação da política para controle de emissão veicular, além do planejamento nacional.

3.2 PROGRAMAS DE CONTROLE DE EMISSÕES VEICULARES (PCEV)

Os PCEV estabelecem limites máximos e requisitos de emissões, variáveis de acordo com o tipo de uso e peso bruto dos veículos. Um cronograma de conformidade entre as agências ambientais e os fabricantes de veículos é necessário para garantir que todos os veículos sigam os padrões e requisitos de emissões desde a fase de protótipo/projeto até o final da vida útil (HE et al., 2017). As regulamentações de controle de emissões veiculares são muito desiguais ao redor do mundo. Alguns países, mesmo com um número significativo de veículos em operação, não possuem seus próprios PCEV bem estabelecidos em nível nacional (DALLMANN, 2020).

Os PCEV's dos EUA e da EU são pioneiros e referência internacional no controle de emissões veiculares (ICCT, 2022ab; RODRIGUEZ et al., 2019). Entre os países em desenvolvimento, o Brasil e a China implementaram importantes restrições para o controle de emissões veiculares (DALLMANN e FAÇANHA, 2017). A China experimentou um grande aumento no registro de veículos nas últimas décadas, enquanto o Brasil é o quarto maior produtor de veículos do mundo, representando ~48% da frota de veículos em uso na América Central e do Sul (OICA, 2020). Os PCEV's da China e Brasil podem fornecer informações valiosas para a implementação de políticas de controle de emissões em economias emergentes (LYU et al. 2020).

Vários estudos conduzidos pelo Conselho Internacional de Transporte Limpo (ICCT) fornecem recomendações para os PCEV's internacionais (DALLMANN e FAÇANHA 2017; HE et al. 2017; MOCK e GERMAN 2015; RODRÍGUEZ et al., 2019). Os resultados da etapa 1 desta tese também destacam algumas qualidades e limitações, bem como os aspectos comuns dos PCEV nos EUA, UE, China e Brasil.

3.3 PROGRAMA BRASILEIRO DE CONTROLE DE EMISSÕES VEICULARES

Em 1986, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) criou o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) (DIESELNET, 2022d). No âmbito do programa, os padrões e requisitos de emissões para veículos leves e pesados foram implementados como uma sucessão de fases (Tabela 1). Alguns itens importantes na estrutura do PROCONVE foram destacados nos subitens seguintes.

Tabela 1 - Estágios implementadas no PROCONVE para veículos leves e pesados.

Ano ^(a)	Fase implementada ^(b)	Legislação
1988	L-1	CONAMA 18/1986
1989	P-1	
1992	L-2	
1996	P-2	
1997	L-3	CONAMA 8/1993
2000	P-3	
2002	P-4	
2006	P-5	
2007	L-4	CONAMA 315/2002
2009	L-5	
2012	P-7	
2015	L-6	CONAMA 415/2009
2022	L-7, P-8	CONAMA 492/2018
2025	L-8	

^(a)Ano de implementação da fase em 100% dos veículos.

^(b)As fases implementadas para veículos leves e pesados são representadas como L e P, respectivamente.

Fonte: DIESELNET (2022d).

3.3.1 Categorias e pesos de veículos regulamentados

Os padrões e requisitos de emissões regulamentados no PROCONVE variam em relação aos tipos de uso, classes de peso e sistema mecânico dos veículos. Os veículos leves

enquadrados no PROCONVE são os veículos até 12 passageiros (VP), veículos comerciais leves (VCL) até 1700kg (classe I) e de 1760kg até 3856kg (classe II). Os padrões de emissões para VP ciclo Otto são regulamentados em todas as fases do PROCONVE, enquanto os padrões para VCL ciclo Otto iniciaram no final do estágio L2. Em geral, os padrões para VP e VCL ciclo diesel foram implementados a partir de L2. Nos estágios L7 e L8, os padrões são praticamente iguais para veículos leves ciclo diesel e Otto, com exceção dos padrões de gases orgânicos em L7. Os veículos com peso superior à 3856kg são enquadrados como veículos pesados no PROCONVE, sejam eles de passageiros ou comerciais, ciclo Otto ou ciclo diesel.

3.3.2 Poluentes regulamentados e padrões de emissões

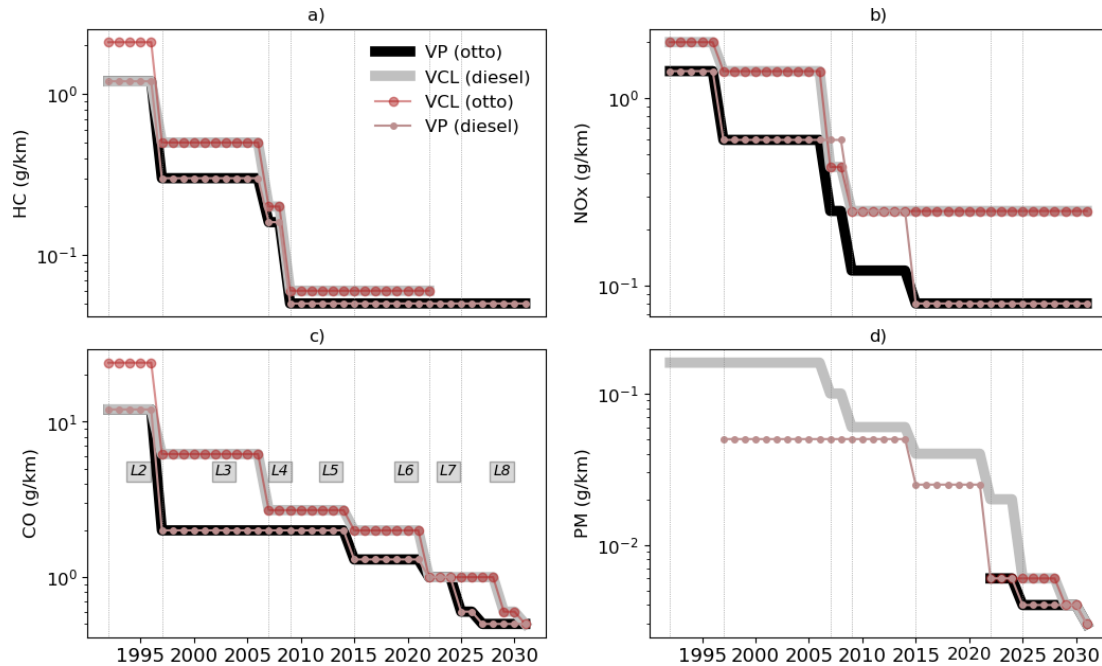
Os padrões de emissões para poluentes orgânicos, NO_x, CO e PM são regulamentados para todas as categorias de veículos no PROCONVE. Ao longo do tempo, existem algumas modificações e inclusões de padrões referentes ao tipo de sistema mecânico de veículos leves. Em relação aos gases orgânicos, os padrões regulamentados para veículos leves incluem HC e aldeídos até o estágio L6. Em L7 e L8 serão adotados padrões de emissão para Gases Orgânicos Não-Metano + NO_x (NMOG+NO_x). Os padrões de NMOG envolvem as três classes principais de gases orgânicos emitidos por veículos leves (hidrocarbonetos, álcoois e aldeídos). Os padrões de HC requerem apenas as análises de hidrocarbonetos por detector de ionização de chama (FID). No entanto, os padrões para aldeídos e NMOG (além de HC) requerem que a concentração de espécies oxigenadas (álcoois e aldeídos) sejam analisadas a partir de outros métodos (cromatografia gasosa e cromatografia líquida de alta performance) complementares ao FID (DALLMANN e FAÇANHA, 2017).

A Figura 1 mostra o perfil temporal dos padrões de emissões de poluentes orgânicos, NO_x, CO e PM, para os veículos leves enquadrados no PROCONVE. Em L7, o padrão de NMOG+NO_x para VP é de 0,08g/km e para VLC é de 0,32g/km (ciclo diesel) e 0,14g/km (ciclo Otto). Nas metas de L8, os padrões de NMOG+NO_x são iguais para VP e VLC ciclo diesel e Otto (0,03g/km). Os padrões para CO (0,5g/km) e MP (0,003g/km) em L7 e L8 são iguais para VP e VLC (classe II) e para os tipos de sistemas.

A Figura 2 mostra o perfil temporal dos padrões de emissões de HC, NO_x, CO e PM para os veículos pesados enquadrados no PROCONVE. Em P7, os padrões de HC, NO_x, CO e PM são de 0,46g/kWh, 2g/kWh, 1,5g/kWh e 0,02g/kWh, respectivamente. Nas metas de P8,

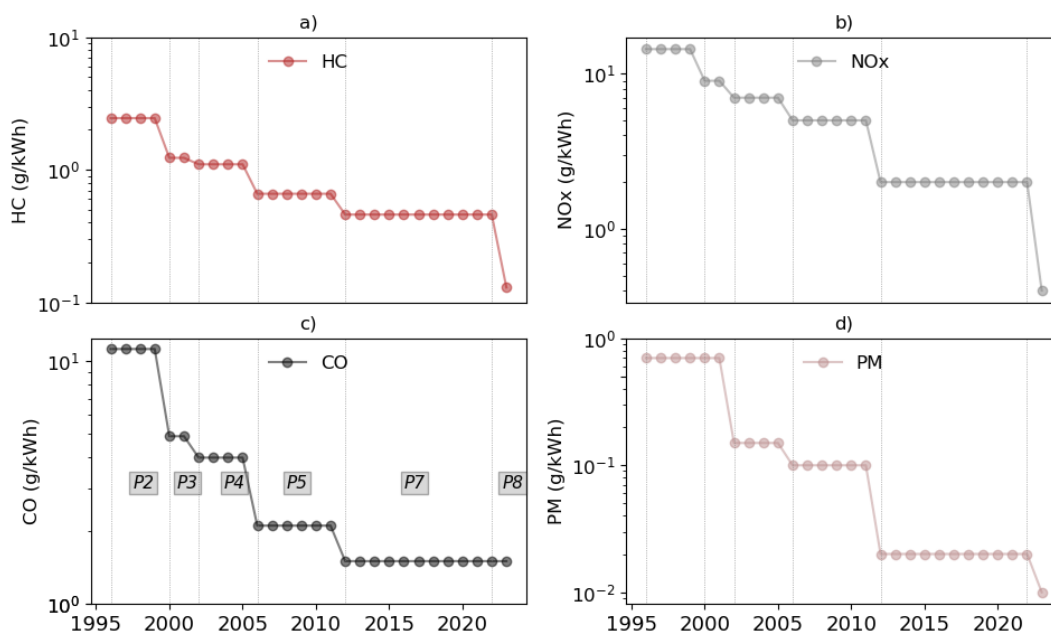
enquanto os padrões de CO foram mantidos em 1,5g/kWh, para HC, NOx e PM foram reduzidos significativamente para 0,13g/kWh, 0,4g/kWh e 0,01g/kWh, respectivamente.

Figura 1 - Padrões de emissões de (a) poluentes orgânicos, (b) NOx, (c) CO e (d) PM para VP e VLC ciclo Otto e diesel.



Fonte: DIESELNET (2022d).

Figura 2 - Padrões de emissões de (a) HC, (b) NO_x, (c) CO e (d) PM para veículos pesados.



Fonte: DIESELNET (2022d).

3.3.3 Ciclos de testes de dinamômetro

Os testes de dinamômetro são exigidos nas etapas de fabricação/montagem e na inspeção/manutenção (I/M) dos veículos em uso. Os ciclos de testes de dinamômetro para a conformidade dos veículos leves seguem a norma NBR6601, que são baseados nos ciclos de testes *Federal Test Procedure* (FTP-75), adotado no PCEV do EUA. Mais detalhes sobre as condições experimentais do FTP-75 podem ser encontrados no estudo de KÜHLWEIN et al., (2014).

Em relação aos veículos pesados, durante o estágio P1, as emissões foram testadas usando duas normas brasileiras, NBR 7026 e 7027. Entre os estágios P2 e P4, o ciclo de teste baseado no Regulamento n.49 (R49) da Comissão Europeia foi adotado. O teste R49 é realizado em um dinamômetro de motor operado através de uma sequência de 13 velocidades e condições de carga. As emissões de escape medidas em cada modo são expressas em g/kWh. O resultado do teste representa uma média ponderada dos 13 modos.

Entre os estágios P5 e P7, foram adotados os ciclos de testes Estacionário Europeu (ESC) e Transitório Europeu (ETC) para testar motores a diesel.

No estágio P8, os ciclos ESC e ETC foram substituídos pelos ciclos Estacionário Harmonizado Mundial (WHSC) e Transitório Harmonizado Mundial (WHTC). Além disso, o estágio P8 inclui requisitos de Conformidade em Serviço (ISC). Todos os detalhes e condições experimentais dos ciclos de testes adotados até P8 podem ser encontrados em DIESELNET, (2022d).

As emissões exaustivas de veículos leves e pesados são altamente sensíveis aos ciclos de direção e às condições de testes de dinamômetro. Para os veículos leves, os ciclos de direção adotados na NBR6601 podem ser considerados agressivos e representativos. Isso é justificado devido às condições de testes adotarem vários períodos com velocidade e aceleração constantes e consideram 3 fases de funcionamento do motor (motor frio, estabilizado e motor quente) (DALLMANN e FAÇANHA, 2017). Para os veículos pesados, os ciclos de direção WHSC e WHTC foram projetados com condições mais representativas que ESC e ETC, principalmente por adotar mais fases de funcionamento do motor durante os ensaios. Os ciclos menos agressivos podem fornecer resultados mais previsíveis e condensados, enquanto os ensaios mais agressivos podem ser mais dispersos e menos previsíveis, aproximando-se cada vez mais das condições reais de operação em rodovias (MAZER et al., 2019).

3.3.4 Emissões evaporativas

Os requisitos para emissões evaporativas comumente incluem as categorias: diurno, permeação, imersão a quente, perda de funcionamento e emissões de reabastecimento (DALLMANN e FAÇANHA, 2017).

Em relação aos veículos leves, até o estágio L6, não foram implementados requisitos nas categorias perda de funcionamento, emissões de reabastecimento e permeação (DALLMANN e FAÇANHA, 2017).

Diante da grande contribuição das emissões evaporativas de COV de veículos ciclo Otto, o PROCONVE ainda necessita reforçar os requisitos e métodos de controle no planejamento pós-L7/L8. O estudo de DALLMANN e FAÇANHA (2017) apresenta as descrições, parâmetros de influência e métodos de controle para cada categoria de emissões evaporativas.

3.3.5 Sistemas de Diagnóstico a Bordo (On-board Diagnostics – OBD) e Sistemas Portáteis de Medição de Emissões (Portable Emissions Measurement Systems – PEMS)

Os sistemas OBD auxiliam no monitoramento dos componentes de controle de emissões nos veículos e representam uma ferramenta importante para programas de I/M de veículos em uso. Os parâmetros comumente utilizados em sistemas OBD são: eficiência do catalisador, sensor de O₂, detecção de falha de ignição, monitoramento do sistema de combustível, diagnóstico elétrico, monitor de ar, diagnóstico de desequilíbrio do cilindro, taxa de desempenho do motor em uso (DALLMANN e FAÇANHA, 2017).

Em relação aos veículos leves, a partir do estágio L6, o monitoramento da eficiência do catalisador, sensor de O₂, detecção de falha de ignição e diagnóstico elétrico são requisitados. Comparado aos PCEV's de grandes mercados automobilísticos como a EUA, UE e Japão, os limites nas especificações para sistemas OBD no Brasil são menos restritivos. Nesse caso, no PROCONVE, os sistemas OBD têm menor probabilidade de relatar falhas nos componentes de controle de emissões e funcionamento do motor (DALLMANN e FAÇANHA, 2017).

Com o objetivo de complementar os testes de laboratório na homologação de veículos leves e pesados, os requisitos de teste de condução real incluem ensaios na estrada (a partir de PEMS). Os PEMS representam ferramentas importantes para analisar a influência das condições de terreno e operação dos veículos sobre as emissões exaustivas. Para os veículos leves, os requisitos de teste de condução real no PROCONVE são implementados a partir de L7, exigindo que um teste PEMS na estrada seja realizado em pelo menos um veículo em cada família de motores, demonstrando a conformidade com os limites de emissão (DALLMAN, 2020; MILLER e POSADA, 2019).

Para os veículos pesados, a partir do estágio P8, os requisitos de sistemas OBD são reforçados, visando a medição das condições de tráfego real e medição de ruído. Nesse estágio, os sistemas OBD também devem assegurar a precisão dos sensores de temperatura do ar e do motor, rotação, velocidade, umidade, tipo de combustível, etc. (BRASIL, 2021).

3.3.6 Estrutura de testes de conformidade

Os testes de conformidade dos veículos com os padrões e requisitos de emissões são exigidos nas etapas de fabricação/montagem e I/M dos veículos em uso. No entanto, de acordo com o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR) e o PROCONVE, os programas de I/M dos veículos em uso devem ser implementados pelas agências ambientais estaduais. Nesse contexto, as ações entre os fabricantes de veículos e agências ambientais estaduais são muito desiguais entre as regiões brasileiras. A falta de I/M periódica de veículos em uso ainda é uma realidade em vários estados brasileiros (DALLMAN, 2020).

3.4 EFICÁCIA DE PCEV

A Tabela 2 resume alguns estudos relevantes que avaliaram a eficácia de PCEV na redução das emissões veiculares e melhoria da qualidade do ar.

Tabela 2 - Estudos sobre a eficácia de PCEV na redução das emissões veiculares e melhoria da qualidade do ar.

Autores/Ano	País/Região	Poluente	Período avaliado
-Andrade et al., 2017	Brasil/RMSP	CO, PM, NO _x , SO _x , O ₃	1990-2015
-Carvalho et al., 2015	Brasil/RMSP ^a	CO, PM, NO _x , SO _x , O ₃	1996-2009
-Cai e Xie, 2013	China	CO, HC, NO _x , PM	2006-2009
-Hasheminassab et al., 2014	EUA/Los Angeles	PM	2002-2012
-Hooftman et al., 2018	UE	NO _x	-
-Pacheco et al., 2017	Brasil/RMSP, RMRJ ^b , RMBH ^c	PM	2005-2015
-Pérez-Martínez et al., 2015	Brasil/RMSP	CO, NO _x , MP ₁₀ e O ₃	2000-2013
-Ribeiro et al., 2016	Brasil/RMSP	CO	1996-2013
-Pang et al., 2014	EUA/Sul da Califórnia	VOCs	1999,2003
-Parrish et al., 2009	71 cidades no EUA	NMHC	1980-2000
-Skeete, 2017	UE	CO ₂ , NO _x	-
-Sun et al., 2020	China/Beijing, Tianjin, Langfang	CO, VOC, NO _x , PM	2011-2025
-Wu et al., 2016	China	CO, HC, NO _x , PM	1998-2013

^aRegião Metropolitana de São Paulo; ^bRegião Metropolitana de Rio de Janeiro; ^cRegião Metropolitana de Belo Horizonte.

A eficácia de PCEV é comumente avaliada por meio de análises de tendências nas emissões veiculares ou na qualidade do ar. Além dos estudos resumidos na Tabela 1, a seção

3.5 desta tese destaca alguns estudos relevantes que detectaram tendências na qualidade do ar e os métodos adotados.

3.5 TENDÊNCIAS NA QUALIDADE DO AR

Para detectar tendências nos dados de qualidade do ar, os pesquisadores usaram ferramentas como regressão linear simples, regressão por partes e regressão suavizada (CARVALHO et al., 2015; MASIOL et al., 2018), testes de tendência monotônica de Mann-Kendall com estimador de declive de Theil-Sen (EMAMI et al., 2018; WAKED et al., 2016), decomposição sazonal de séries temporais (FONTES et al., 2017; JESUS et al., 2020) e comparação de conjuntos de dados históricos (AL-TAANI et al., 2019; PARRISH et al., 2009). O teste de Mann-Kendall com o estimador de Thiel-Sen é considerado uma técnica não-paramétrica robusta que estima as tendências monotônicas e é insensível a valores discrepantes, fornecendo a inclinação média de todas as inclinações calculadas a partir de todos os pares de valores possíveis (EMAMI et al., 2018; SEN, 1968; THEIL, 1950).

MASIOL et al., (2018) utilizaram o método de Mann-Kendall, Theil-Sen e regressão por partes para estimar as tendências e sazonalidade das concentrações de $MP_{2,5}$ e seus componentes medidos no solo em Rochester (Nova Iorque), entre 2001 e 2015. Foram detectadas tendências negativas nas concentrações de $MP_{2,5}$ ($-5\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$; -41%) entre 2001 e 2015. Os autores associam essa redução principalmente às reduções no sulfato particulado emitido pela queima de combustíveis fósseis (redução de 65%). Através da regressão por partes, foram detectadas as reduções mais significativas nas concentrações entre 2008 e 2010. Segundo os autores, essa redução foi devida principalmente à desativação de uma termoeletrica a carvão e implementação de regulamentações para melhorar as tecnologias catalíticas em novos caminhões.

PELÁEZ et al., (2020) avaliaram as tendências nas concentrações de NO_2 , SO_2 , MP_{10} e $MP_{2,5}$, CO e O_3 monitoradas em 11 regiões metropolitanas na América do Sul, durante 2010 e 2017. A partir de regressão linear, os autores verificaram coeficientes de inclinação negativos para Bogotá, São Paulo e Salvador, entretanto, as demais cidades não apresentaram ajuste linear significativo. Durante o período de estudo, na maioria das cidades, as concentrações de MP_{10} e NO_2 não possuem grandes variações nas médias anuais. Com exceção de Medellín e Rio de Janeiro, o SO_2 teve uma tendência negativa nas grandes cidades sul-americanas. O CO também

decreceu em quatro das dez cidades com registros de monitoramento. Segundo os autores, na maioria dos países da América do Sul, o monitoramento da qualidade do ar é restrito às grandes cidades, variável em relação às técnicas e protocolos de medição de poluentes e o com difícil acesso à informação.

O sensoriamento remoto por satélites pode fornecer observações da atmosfera de longo prazo em regiões com monitoramento no solo inexistente ou pouco representativo (AL-TAANI et al., 2019; YIN, 2021). Algumas técnicas de reanálise são capazes de assimilar dados de concentrações de poluentes, uso da terra, topografia e meteorologia para aproximar as observações dos satélites às concentrações na superfície (RIENECKER et al., 2011; SEKIYAMA et al., 2010). Os modelos de reanálise da qualidade do ar possuem vantagens em comparação com as observações de satélite independentes, tais como a eliminação de quebras de dados espaço-temporais, redução da interferência das nuvens, melhoramento da resolução temporal dos dados em grade, estimativas disponíveis para séries temporais de longo prazo, redução de viés e os erros aleatórios, etc. (GUEYMARD e YANG, 2020). As concentrações superficiais de MP estimadas por modelos de reanálise comumente subestimam as medições no solo (NAVINYA et al., 2020; SONG et al., 2018). No entanto, as concentrações de MP estimativas em modelos de reanálise e as concentrações medidas no solo possuem uma boa correlação em escala horária, com variações diurnas capturadas (SONG et al., 2018), bem como escalas mensais e anuais (QIN et al., 2019; NAVINYA et al., 2020).

4 METODOLOGIA

Para abordar os objetivos e testar as hipóteses levantadas nesta tese, foram elaboradas 3 etapas metodológicas. Cada etapa está associada a um objetivo específico (descritos na seção 2). A etapa 1 foi conduzida através de uma revisão da literatura. O objetivo dessa etapa é comparar o programa brasileiro de controle de emissões veiculares com programas internacionais relevantes, bem como o estado da arte sobre a eficácia desses programas (Objetivo 1). A primeira etapa também serviu como ponto de partida para levantar os principais métodos adotados para avaliar a eficácia dos programas de controle de emissões veiculares. A etapa 2 foi realizada através de uma análise de longo prazo sobre a eficácia do programa brasileiro de controle de emissões veiculares em escala nacional. O objetivo dessa etapa é detectar as mudanças de longo prazo das concentrações superficiais de $MP_{2.5}$ e, em seguida, estimar a relação dessas mudanças com as restrições dos padrões de emissões veiculares adotadas no programa brasileiro (Objetivo 2). Durante essa etapa, foram adotados diversos conjuntos de dados públicos disponíveis. A etapa 3 foi realizada através de uma comparação de cenários envolvendo estimativas de emissões e simulações da qualidade do ar em escala nacional. O objetivo dessa etapa é avaliar o impacto da renovação tecnológica da frota veicular sobre as concentrações de CO , NO_2 , $MP_{2.5}$ e O_3 (Objetivo 3). As etapas 1 e 2 foram conduzidas para levantar evidências sobre as características relevantes e a eficácia do programa brasileiro de controle de emissões veiculares. A etapa 3 foi conduzida para simular um cenário desejado com as restrições do programa. A etapa 3 permite uma comparação entre um cenário atual real e um cenário fictício de renovação tecnológica de toda a frota de veículos no Brasil.

4.1 METODOLOGIA ETAPA 1

A metodologia da etapa 1 foi conduzida a partir de uma revisão da literatura. Todas as informações foram coletadas para cada programa individualmente e, em seguida, essas informações foram comparadas e resumidas. As informações sobre o cronograma de implementação dos estágios dos PCEV's, padrões de emissões associados à cada estágio e estrutura técnica dos PCEV's nos EUA, UE, China e Brasil foram obtidas em TransportPolicy (<https://www.transportpolicy.net>) e DieselNet (<https://dieselnet.com/standards/>). TransportPolicy é uma colaboração entre a DieselNet e o Conselho Internacional de Transporte Limpo (ICCT), que fornece informações abrangentes e atualizadas sobre as regulamentações dos PCEV's em todo o mundo. Outras informações (todas citadas e referenciadas no texto) foram obtidas em artigos revisados por pares e publicações do ICCT.

4.2 METODOLOGIA ETAPA 2

A metodologia da etapa 2 foi conduzida a partir de dois passos. O primeiro passo foi detectar as mudanças decadais nas concentrações superficiais de $MP_{2.5}$ usando análise de tendência. Este foi o ponto de partida para avaliar o sinal e a magnitude das mudanças de longo prazo de $MP_{2.5}$ em todas as regiões brasileiras.

O segundo passo foi estimar a influência de múltiplas variáveis importantes nas mudanças de longo prazo de $MP_{2.5}$. Foram adotadas as taxas de emissão de $MP_{2.5}$, parâmetros meteorológicos, densidade da frota veicular e restrições dos fatores de emissões impostas pelo PCEV brasileiro. Foi então possível avaliar o efeito dissociado das restrições dos fatores de emissões sobre as mudanças nas concentrações de $MP_{2.5}$. Além dos fatores de emissões, o efeito da densidade da frota veicular também foi avaliado detalhadamente. No segundo passo, foram filtradas apenas as regiões urbanas, que geralmente são mais influenciadas pelas emissões veiculares.

As informações detalhadas sobre os dados adotados nesta etapa estão descritas na seção 4.2.1. As técnicas de análise adotadas nesta etapa estão descritas na seção 4.2.2.

4.2.1 Dados

Foram adotados dados de concentrações superficiais de $MP_{2.5}$ fornecidos por VAN DONKELAAR et al., (2021); dados de taxas de emissões fornecidos pelo Banco de Dados de Emissões para Pesquisa Atmosférica Global (EDGAR) (EDGAR 2023); dados meteorológicos fornecidos por FUNK et al., (2015) e MCNALLY (2018); dados de frota de veículos fornecidos pela Secretaria Nacional de Trânsito do Brasil (SENATRAN 2023); e fatores de emissões impostos pelo PCEV brasileiro (TRANSPORTPOLICY, 2023). Todos os conjuntos de dados foram alinhados espacialmente para os municípios no Brasil (Figura APÊNDICE A). A Secretaria Nacional de Trânsito do Brasil (SENATRAN) fornece dados de frota de veículos por município em formato .csv. Nesse caso, foi criado um arquivo geoespacial combinando o ID do município e sua respectiva geometria disponibilizada no arquivo shapefile GADM (<http://gadm.org.data.html>). Os mesmos polígonos municipais foram utilizados para alinhar espacialmente as concentrações, taxas de emissões e dados meteorológicos. Para os fatores de emissão, a mesma variação interanual foi atribuída para todos os municípios.

4.2.1.1 Concentrações de $MP_{2.5}$ na superfície

Os dados de concentração de $MP_{2.5}$ foram adotados para: (i) avaliar mudanças decadais (de 2001 a 2010 e de 2011 a 2020) em todos os municípios brasileiros; (ii) avaliar a relação entre mudanças decadais de $MP_{2.5}$, densidade da frota veicular e restrições dos fatores de emissões associadas ao PCEV brasileiro. Foram adotados os gridmaps de concentrações de $MP_{2.5}$ na superfície (VAN DONKELAAR et al., (2021)) na versão V5.GL.03, com estimativas globais em resolução espacial de $0.01^\circ \times 0.01^\circ$. O conjunto de dados está disponível em <https://sites.wustl.edu/acag/datasets/surface-pm2-5/>. Antes das análises, os gridmaps foram recortados para o território do Brasil. Em seguida, a média espacial de $MP_{2.5}$ foi calculada nos municípios brasileiros, considerando todos os pixels dentro de cada município.

Um estudo anterior conduzido por ANDREÃO e ALBUQUERQUE (2021) mostra uma comparação entre essas estimativas de concentração de $MP_{2.5}$ e dados das principais estações de qualidade do ar disponíveis no Brasil entre 2014 e 2018. Segundo os autores, o conjunto de dados subestima as medições de concentração na superfície, com um viés médio variando de $-4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $-0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. O RMSE varia de $3,37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $6,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$. É importante destacar que essas comparações adotaram dados de estações localizadas no Sudeste do Brasil.

4.1.1.2 Taxas de emissão de $MP_{2.5}$

As taxas de emissões de $MP_{2.5}$ foram incluídas como variáveis preditoras na análise de regressão, com o objetivo de dissociar o efeito das emissões nas mudanças de longo prazo nas concentrações de $MP_{2.5}$. Foram adotadas as taxas de emissões de $MP_{2.5}$ do EDGAR na versão 6.1 (EDGAR, 2023). As taxas de emissões do EDGAR são disponibilizadas em toneladas por ano com resolução espacial de $0.1^\circ \times 0.1^\circ$. Foram incluídos dois conjuntos de dados de emissões na análise de regressão: (1) o primeiro, representando as taxas de emissões totais sem o setor de transporte rodoviário, e (2) o segundo, representando apenas as emissões do transporte rodoviário. O primeiro conjunto com taxas de emissões totais inclui: Refinarias de petróleo e indústria de transformação; Refino e distribuição de petróleo; Combustão na indústria de manufatura; Exploração de combustíveis; Carvão fugitivo; Gás fugitivo; Petróleo fugitivo; Aviação, Navios; Transporte terrestre não rodoviário; Geração de energia; Produção de metais não ferrosos; Produção mineral não metálica; Processos químicos; Processos

químicos e de papel/alimentos; Produção de ferro e aço; Produção e aplicação de solventes; Solos agrícolas; Queima de resíduos agrícolas; Incineração de resíduos sólidos; Aterros de resíduos sólidos; Incêndios de combustíveis fósseis; Residencial e outros setores.

4.1.1.3 Parâmetros meteorológicos

Os dados de precipitação, temperatura, umidade do ar e velocidade do vento também foram incluídos como variáveis preditoras na análise de regressão, com o objetivo de dissociar o efeito dos parâmetros meteorológicos nas mudanças de longo prazo nas concentrações de MP_{2,5}. Todas as fontes e detalhes dos conjuntos de dados meteorológicos são descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Fontes e detalhes dos conjuntos de dados meteorológicos adotados nesta etapa do estudo.

Conjunto de Dados	Variáveis (unidade)	Resolução Temporal	Resolução Espacial	Citação	Fonte
CHIRPS	Precipitação (mm)	Mensal	0.05°x0.05°	FUNK et al., (2015)	https://chc.ucsb.edu/data
FLDAS Noah Modelo de Superfície Terrestre	Temperatura do ar na superfície (K), umidade (kg/kg), velocidade do vento (m/s)	Mensal	0.1°x0.1°	MCNALLY, (2018)	https://disc.gsfc.nasa.gov/

4.1.1.4 Densidade da frota de veículos

A densidade de Veículos Pesados (HDV) e Veículos Leves (LDV) foi calculada em cada município brasileiro, adotando frotas de veículos registradas (SENATRAN, 2023) e a área total dos municípios. A frota registrada caracteriza os veículos licenciados pelos departamentos de trânsito estaduais brasileiros. Este conjunto de dados não quantifica o sucateamento de veículos ou mesmo a troca interestadual após o registro. Portanto, os dados provavelmente superestimam a frota circulante em cada estado. Os dados de frotas veiculares são fornecidos em 21 categorias. Essas categorias foram agregadas em dois grupos principais, denominados HDV e LDV. Todas as categorias de veículos e os detalhes sobre motorização e tipo de combustível são descritos na Tabela APÊNDICE B. As tendências decadais na densidade de

HDV e LDV e sua relação com as mudanças de longo prazo em $MP_{2,5}$ foram analisadas em áreas urbanas no Brasil. As análises usando esses conjuntos de dados estão associadas ao segundo passo do objetivo 2.

4.1.1.5 Fatores de emissão

Os fatores de emissão do PCEV brasileiro fornecidos por TransportPolicy (2023) foram adotados. O PCEV brasileiro possui padrões e requisitos separados para HDV e LDV. Desde 1986, oito estágios foram implementados para HDV (P1 a P8) e LDV (L1 a L8) (TRANSPORTPOLICY, 2023). Os fatores de emissão e requisitos foram continuamente restritos durante esses estágios. A Tabela 1 mostra os estágios e normas implementadas pelo PCEV brasileiro. Neste estudo, foram adotados os fatores de emissão atribuídos aos estágios L3 a L6 para LDV, e estágios P4 a P7 para HDV, cobrindo os períodos decadais de análise. É importante destacar que as restrições de fatores de emissão do PCVE se aplicam apenas para veículos novos. Esses dados foram adotados para avaliar a relação entre as mudanças de longo prazo nas concentrações de $MP_{2,5}$ e as restrições de fatores de emissão em áreas urbanas no Brasil (segundo passo do Objetivo 2).

4.2.2 Análise estatística

As análises estatísticas foram conduzidas usando dois períodos decadais: Período 1 (P1): 2001 a 2010; Período 2 (P2): 2011 a 2020. Para o primeiro passo do objetivo 2, todos os municípios brasileiros foram analisados. Para o segundo passo do objetivo 2, as áreas urbanas (mostrados na Figura do APÊNDICE A) foram filtradas. Para essa filtragem dos municípios, foi adotada a delimitação de pontos urbanos fornecida pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2023). No arquivo adotado neste estudo, a metodologia do IBGE é baseada em (i) interpretação de imagens de satélite (RapidEye com resolução de 5m) para identificar características de forma (geometria de objetos) e padrões (disposição espacial) em todo o território brasileiro; (ii) classificação de áreas de acordo com a proximidade entre residências e edifícios, bem como informações adicionais dos setores censitários do IBGE. Devido ao período de análise no presente estudo (2001 a 2020), foi adotada a delimitação do

IBGE em um período intermediário, com imagens de satélite entre os anos de 2011 e 2014 e informações do censo de 2010.

4.2.2.1 Análise de tendência

As tendências monotônicas das concentrações de $MP_{2,5}$ foram estimadas durante o P1 e P2. Para cada período, foram analisadas as tendências de $MP_{2,5}$ em 5572 municípios brasileiros, cobrindo todo o país (primeiro passo do Objetivo 2).

Também foram estimadas as tendências monotônicas da densidade da frota de veículos. Nesse caso, as tendências foram analisadas apenas em 381 municípios urbanos brasileiros (parte do segundo passo).

O teste de Mann-Kendall foi adotado para identificar tendências monotônicas significativas (KENDALL 1975; MANN, 1945), com nível de significância de 0,05. A magnitude das tendências foi estimada pelo método de SEN (1968) e THEIL (1950). As análises de tendência foram conduzidas usando o pacote `pymannkendall` 1.4.3 python (<https://pypi.org/project/pymannkendall/>), fornecido por (HUSSAIN e MAHMUD, 2019).

4.2.2.2 Análise de autocorrelação espacial

O Índice Local de Moran's I (MORAN, 1950) foi adotado para avaliar a agregação espacial e cidades vizinhas com mudanças decadais semelhantes nas concentrações superficiais de $MP_{2,5}$. A entrada nessa análise foi a magnitude das tendências (fornecida pelo método de Theil-Sen analisado anteriormente) das concentrações de $MP_{2,5}$. A análise de autocorrelação espacial e visualizações de aglomerados espaciais foram conduzidas usando o pacote python PySAL (<https://pysal.org/libpysal/>), fornecido por REY e ANSELIN (2010).

4.2.2.3 Análise PCA-GLM

Após a análise de tendência, foi estimada a influência de múltiplas variáveis nas mudanças das concentrações de $MP_{2,5}$. Como descrito anteriormente, foi dissociada a influência das taxas de emissão de $MP_{2,5}$, parâmetros meteorológicos, densidade da frota de veículos e restrições de fator de emissão impostas pelo PCVE brasileiro.

Uma combinação de Análise de Componentes Principais e Modelo Linear Generalizado (PCA-GLM) foi adotada para detectar a influência dessas variáveis preditoras nas mudanças das concentrações de $PM_{2.5}$. A análise PCA-GLM foi conduzida usando pacotes Python: scikit-learn v. 0.24 (<https://scikit-learn.org/0.21/index.html>); pandas v. 1.3.1 (<https://pandas.pydata.org/docs/>); statsmodels v. 0.12.2 (<https://www.statsmodels.org/stable/index.html>).

Inicialmente, os conjuntos de dados de variáveis preditoras foram normalizados e padronizados. As taxas de emissões de $MP_{2.5}$, parâmetros meteorológicos, densidade de HDV e LDV e fatores de emissão foram usados como entradas na PCA e transformados em quatro componentes principais. Essa técnica pode resolver a interferência de colinearidade dessas variáveis antes da análise de regressão (SUN et al., 2019; WILL et al., 2022). A autocorrelação residual do GLM de Pearson foi inspecionada usando o teste de Ljung-Box (https://www.statsmodels.org/dev/generated/statsmodels.stats.diagnostic.acorr_ljungbox.html)

4.3 METODOLOGIA ETAPA 3

A metodologia da etapa 3 foi conduzida a partir de dois passos principais. Inicialmente, as emissões atmosféricas foram estimadas. Em seguida, a qualidade do ar foi simulada utilizando um modelo de transporte fotoquímico. As estimativas de emissões e as simulações da qualidade do ar foram realizadas utilizando três cenários. No primeiro cenário (base), foram consideradas as emissões veiculares, emissões industriais, emissões de queima de biomassa e emissões biogênicas. No segundo cenário, foram consideradas as emissões veiculares em um contexto real. No terceiro cenário, foram consideradas as emissões veiculares em um contexto fictício de renovação tecnológica de toda a frota de veículos leves e pesados. A partir disso, foi possível estimar a contribuição das emissões veiculares em relação às emissões totais, comparando o primeiro e segundo cenário. Ainda, foi possível estimar o impacto da renovação tecnológica veicular, comparando o segundo e terceiro cenário.

Os setores de emissão e métodos de estimativas de emissões, bem como o modelo de simulação da qualidade do ar adotados em cada cenário podem ser visualizados na Tabela 4. A descrição detalhada dos dados e métodos adotados em cada cenário são apresentados nas seções seguintes.

Tabela 4 - Descrição geral das características dos cenários adotados no estudo.

Cenários	Emissões	Estimativa de emissão	Modelagem qualidade do ar
1	- Veiculares - Industriais - Queima de biomassa - Biogênicas	- BRAVES - Compilação de dados disponíveis - FINN - MEGAN	- CMAQ
2	- Veiculares	- BRAVES	- CMAQ
3	- Veiculares	- BRAVES	- CMAQ

4.3.1 Estimativas de emissões

4.3.1.1 Emissões veiculares

As emissões veiculares foram estimadas utilizando o BRAVES (VASQUES e HOINASKI, 2021). O BRAVES estima as emissões exaustivas, emissões de perdas evaporativas, freios, estrada, desgaste de pneus e ressuspensão do solo. O software calcula o fator de emissão ponderado de acordo com a categoria e subcategoria veicular, bem como ano

modelo e tipo de combustível utilizado. As categorias de veículos são segregadas em veículos leves, comerciais leves, motocicletas e veículos pesados. As emissões veiculares foram estimadas em uma escala temporal mensal para todos os municípios no Brasil. Em seguida, as emissões foram desagregadas espacialmente e temporalmente de acordo com HOINASKI et al., (2022).

O BRAVES utiliza como dados de entrada os fatores de emissão e autonomia veicular fornecidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>); o número de veículos fornecidos no relatório da Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas e Similares (<https://www.abraciclo.com.br/site/>), RENAVAM (<https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/transito/conteudo-denatran/estatisticas-frota-de-veiculos-denatran>), Associação Nacional de Veículos Automotores (<https://anfavea.com.br/site/>) e DENATRAN (<https://www.gov.br/transportes/pt-br>); o volume anual de combustível consumido em cada município fornecido pela Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP) (<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/dados-abertos/vendas-de-derivados-de-petroleo-e-biocombustiveis>).

Nos cenários 1 e 2, foram considerados os dados em um contexto real de acordo com todas as fontes de dados de entrada. No cenário 3, os fatores de emissão e a autonomia dos veículos foram alterados para um cenário fictício; nesse caso, para cada categoria e subcategoria de veículos, os fatores de emissão e a autonomia dos veículos anteriores ao ano de 2020 foram substituídos pelos fatores de emissão de 2020.

VASQUES e HOINASKI, (2021) compararam o BRAVES com diferentes inventários de emissões veiculares, desde a escala local até a nacional. Em escala nacional, as estimativas do BRAVES subestimam as estimativas do EDGAR e são ligeiramente superiores às estimativas do inventário nacional do Ministério do Meio Ambiente (MMA). As diferenças entre as estimativas do BRAVES e os inventários estaduais bem desenvolvidos variam de -1% a 35% em São Paulo e de -2% a 52% em Minas Gerais. Além disso, um viés relativamente pequeno entre o BRAVES e o *Vehicular Emissions Inventories* (VEIN) foi observado em São Paulo e Vale do Paraíba (VASQUES e HOINASKI, 2021).

4.3.1.2 Emissões industriais

As emissões industriais foram compiladas a partir de dados disponibilizados pelos órgãos ambientais estaduais do Espírito Santo, Minas Gerais e Santa Catarina. As taxas de emissões das fontes pontuais do Espírito Santo e de Minas Gerais são fornecidas publicamente pelo Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo (IEMA-ES) (<https://iema.es.gov.br/qualidadedoar/inventariodefuentes>) e Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEAM) (<http://www.feam.br/qualidade-do-ar/emissao-de-fontes-fixas>). Os dados do IEMA-ES contêm emissões de Vitória Região Metropolitana de 2015, compilando medições de procedimentos regulatórios e estimativas de emissões.

Em Santa Catarina, os dados de emissões industriais foram fornecidos pelo Instituto de Meio Ambiente (IMA) (<https://www.ima.sc.gov.br/index.php>). Esses dados são coletados no processo de licenciamento de indústrias potencialmente poluidoras. O ano base das taxas de emissões varia de acordo com a disponibilidade. As informações resumidas sobre os tipos de setor industrial, o número de indústrias e as respectivas taxas de emissões em Santa Catarina podem ser encontradas em HOINASKI et al., (2020) e em https://github.com/leohoinaski/IND_Inventory/blob/main/Inputs/BR_Ind.xlsx. As taxas de emissões de grandes fontes estacionárias (unidades de refino, usinas termelétricas, indústrias de cimento e papel) fornecidas por KAWASHIMA et al., (2020) também foram incluídas.

As emissões industriais foram especiadas quimicamente, alocadas verticalmente e desagregadas temporalmente de acordo com HOINASKI et al., (2024).

4.3.1.3 Emissões de queima de biomassa

As emissões de queima de biomassa são fornecidas pelo Fire Inventory do NCAR (FINN) versão 1.5 (WIEDINMYER et al., 2011). As estimativas do FINN contêm emissões diárias de gases residuais e emissões de partículas provenientes de incêndios florestais, incêndios agrícolas e queimadas prescritas. Esse conjunto de dados não inclui o uso de biocombustíveis e queima de lixo. Os conjuntos de dados originais possuem 1km de resolução espacial e estão disponíveis em <https://www.acom.ucar.edu/Data/fire/>.

As emissões foram desagregadas temporalmente e verticalmente de acordo com HOINASKI et al., (2024). Os dados foram convertidos em arquivos netCDF 3D em escala temporal horária.

PEREIRA et al., (2016) sugerem que as emissões de queima de biomassa estimadas pelo FINN estão fortemente relacionadas ao desmatamento em muitas regiões brasileiras. As estimativas do FINN apresentam alta correlação com o Modelo Brasileiro de Emissão de Queima de Biomassa (3BEM) (0,86) e o Sistema Global de Assimilação de Fogo (GFAS) (0,84). As emissões estimadas pela FINN comumente superestimam outros inventários de queima de biomassa. Nesse caso, também pode ocorrer uma superestimação quando o FINN é usado em modelos de qualidade do ar e comparado com observações. No entanto, o uso do FINN como entrada em modelos de qualidade do ar pode capturar a variabilidade temporal dos poluentes emitidos pela queima de biomassa (VONGRUANG et al., 2017).

4.3.1.4 Emissões biogênicas

As emissões biogênicas foram estimadas utilizando o Modelo de Emissões de Gases e Aerossóis da Natureza (MEGAN) versão 3.2 (GUENTHER et al., 2012; SILVA et al., 2020). O MEGAN baseia-se no índice de área foliar e grupos funcionais de plantas. O modelo estima emissões de gases e aerossóis para diferentes condições meteorológicas e tipos de cobertura do solo (GUENTHER et al., 2012). Os dados de entrada, processadores de fator de emissão e módulo de estimativa de emissão estão disponíveis em <https://bai.ess.uci.edu/megan/data-andcode>. O MEGAN é comumente adotado para estimar emissões de fluxos biogênicos, o que é um dado importante para a modelagem da qualidade do ar em muitas regiões do mundo (HOGREFE et al., 2011; KITAGAWA et al., 2022; KOTA et al., 2015). O modelo superestima fluxos biogênicos noturnos. No entanto, as estimativas de emissões do MEGAN estão correlacionadas com medições na Amazônia brasileira durante períodos úmidos e secos. O modelo é capaz de capturar relativamente bem a variabilidade sazonal de poluentes orgânicos em regiões tropicais (SINDELAROVA et al., 2014).

4.3.2 Simulação da qualidade do ar

As concentrações de poluentes na atmosfera foram simuladas utilizando o modelo CMAQ (The Community Multiscale Air Quality Modeling), versão 5.3.2. O modelo foi configurado usando a terceira versão do mecanismo químico Carbon Bond 6 (cb6r3_ae7_aq) (YARWOOD et al., 2010; EMERY et al., 2015), com tratamento AERO7 de aerossol orgânico secundário para química de nuvem padrão (WYAT APPEL et al., 2021). Outras configurações do modelo utilizadas neste trabalho podem ser encontradas em <https://github.com/leohoinaski/CMAQrunner>. As concentrações de poluentes foram simuladas durante o período de 744h, correspondentes aos 31 dias do mês de julho de 2020.

Os dados meteorológicos foram previamente simulados utilizando o modelo Weather Research & Forecasting (WRF). O WRF foi configurado para reproduzir simulações de 36h, onde as 12h iniciais foram dedicadas à estabilização do modelo e posteriormente excluídas dos resultados. Foram empregados trinta e três níveis verticais, espaçados em intervalos de 50 hPa. As parametrizações utilizadas no WRF e mais detalhes sobre os dados de saída do modelo estão descritas em Hoinaski et al., (2024). O Sistema de Previsão Global do Centro Nacional de Pesquisa Atmosférica (NCAR) fornece os dados de entrada com resolução espacial de $0,25^\circ \times 0,25^\circ$ e resolução temporal de seis horas para as simulações com o WRF (SKAMAROCK et al., 2008). Os dados de uso da terra e parâmetros de classificação da imagem foram obtidos do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) e MODIS.

Na simulação do cenário 1, foram incluídas as taxas de emissões veiculares, industriais, queima de biomassa e biogênicas. Nas simulações dos cenários 2 e 3, foram incluídas apenas as emissões veiculares. A performance da simulação do cenário 1 foi avaliada utilizando dados de medições de CO, NO₂, MP_{2,5} e O₃ em São Paulo, Minas Gerais e Espírito Santo (Figuras APÊNDICE C).

4.3.3 Análise de violação dos padrões de qualidade do ar

As análises de violações dos padrões de qualidade do ar foram conduzidas a partir dos limites estabelecidos na CONAMA 491/2018 (BRASIL, 2018). Os padrões adotados nessas análises foram: padrões intermediários 1 (PI-1), que representam os limites temporários adotados atualmente no Brasil; padrões finais (PF), que representam os limites guiados pela

Organização Mundial da Saúde em 2005. As violações de CO, NO₂, MP_{2.5} e O₃ foram analisadas na escala temporal definida pela CONAMA 491/2018, conforme a Tabela 5. As análises de violações foram realizadas para o período de 31 dias, correspondentes ao mês de julho de 2020.

Tabela 5 - Padrões de qualidade do ar adotados no estudo.

Poluente	Período	PI-1	PF	Unidade
CO	08 h ¹	9	9	ppm
NO ₂	01 h	260	200	µg/m ³
MP _{2.5}	24 h	60	25	µg/m ³
O ₃	08 h ¹	140	100	µg/m ³

1 - Máxima média móvel obtida no dia.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados e discussão foram organizados em 3 etapas, cada etapa associada a um objetivo específico e a respectiva metodologia. Os resultados completos das etapas 1 e 2 foram revisados por pares e publicados em revista internacional.

Resultados etapa 1:

Ribeiro, C.B.; Rodella, F.H.C.; Hoinaski, L. Regulating light-duty vehicle emissions: an overview of US, EU, China and Brazil programs and its effect on air quality. **Clean Technologies Environmental Policy**, 24, 851–862 (2022). <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02238-1>

Resultados etapa 2:

Ribeiro, C.B.; Hoinaski, L. PM_{2.5} decadal changes in Brazil: influence of vehicular fleet growth and policy to control vehicular emissions. **Clean Technologies Environmental Policy**, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10098-024-02805-2>

5.1 RESULTADOS E DISCUSSÃO ETAPA 1

5.1.1 Comparação dos PCEV's dos EUA, UE, China e Brasil

Em 1965, os EUA estabeleceram os primeiros padrões e requisitos de emissões veiculares, baseados na lei federal *Clear Air Act*. Cinco anos depois, a UE implementou padrões e requisitos de emissões de veículos, seguindo a diretiva 70/220/CEE de 1970 (TRANSPORTPOLICY, 2020ab). Desde então, os programas dos EUA e da UE guiaram as regulamentações de controle de emissões veiculares na maioria dos países. O PCEV dos EUA adota estágios com períodos mais longos até a implementação de novos padrões e requisitos de emissões veiculares, enquanto a China, o Brasil e a UE adotam vários estágios com períodos mais curtos (Tabela 6). O estágio 2 do PCEV dos EUA foi o estágio mais longo entre todos os programas, durando mais de 10 anos. A estratégia usada pelo PCEV dos EUA busca garantir a consolidação de todos os requisitos em todo o território durante o planejamento do novo estágio.

Durante os estágios 1 e 2, o PCEV dos EUA consolidou o cronograma de conformidade de veículos, regulou os tipos de poluentes mais relevantes, adotou padrões de emissão sem diferença para veículos leves à gasolina e diesel (combustível neutro), etc. Em seguida, o estágio 3 impôs padrões de emissões ambiciosos, exigindo novas tecnologias de monitoramento para controlar as emissões de escape e evaporativas (TRANSPORTPOLICY, 2020a; HE et al., 2017).

De 1992 a 2016, o PCEV da UE implementou 6 novos estágios regulatórios, onde os padrões de emissão foram restringidos progressivamente. No entanto, a distinção entre tipos de combustíveis, poluentes orgânicos regulamentados e programa de conformidade de veículos não foram modificados ou consolidados ao longo dos estágios (DALLMAN e FAÇANHA, 2017). A China seguiu o PCEV da UE até o estágio 5. Desde o estágio 6, a China incluiu requisitos guiados pelo PCEV dos EUA, com padrões de combustível neutro (LYU et al., 2020). O PCEV chinês permite que os municípios implementem um novo estágio mais restritivo antes de ser aplicado em escala nacional. As cidades de Beijing e Shanghai foram as primeiras a implementar novos padrões de emissões veiculares (Tabela 6). Devido ao coronavírus e ao bloqueio, apenas 16 províncias implementaram o estágio China 6, enquanto a implementação em todo o país foi prorrogada para 2021 (TRANSPORTPOLICY, 2020c).

Em 1986, o CONAMA do Brasil criou o PCEV, com oito estágios implementados/planejados desde então. A implementação dos estágios baseia-se em resoluções federais, conforme descrito na Tabela 1 da seção 3.3 (TRANSPORTPOLICY, 2020d; DALLMAN e FAÇANHA, 2017). Apesar do PCEV brasileiro ter alguma influência dos EUA em relação aos testes de dinamômetro e aos tipos de poluentes orgânicos regulamentados, o PCEV brasileiro baseia-se principalmente no programa da UE, compartilhando as mesmas limitações relacionadas à conformidade de veículos e diferentes padrões de emissão para motores a gasolina e diesel (TRANSPORTPOLICY, 2020abd).

Tabela 6 - Cronograma (1988 a 2025) dos estágios implementados nos PCVE's dos EUA, UE, China e Brasil.

País/Região	Fase do programa	Data de implementação
Brasil	L1	1988
Brasil	P1	1989
Brasil/UE	L2/Euro 1	1992
EUA	Tier 1	1994
Brasil/UE	P2/Euro 2	1996
Brasil	L3	1997
Brasil/UE/China	P3/Euro 3/China 1	2000
Brasil/China	P4/China 2 (Beijing)	2002
China	China 2 (Shangai)	2003
EUA/China	Tier 2/China 2 (Nacional)	2004
UE/China	Euro 4/China 3 (Beijing)	2005
Brasil/China	P5/China 3 (Guangzhou)	2006
Brasil/China	L4/China 3 (Nacional)	2007
China	China 4 (Beijing)	2008
Brasil/UE/China	L5/Euro 5/China 4 (Shangai)	2009
China	China 4 (Nacional)	2011
Brasil	P7	2012
China	China 5 (Beijing)	2013
UE/China	Euro 6/China 5 (Shangai)	2014
Brasil	L6	2015
China	China 5 (11 províncias oeste)	2016
EUA	Tier 3	2017
China	China 5 (Nacional)	2018
China	China 6a	2020
Brasil	L7	2022
Brasil/China	P8/China 6b	2023
Brasil	L8	2025

Fonte: DIESELNET, 2020abcd; TRANSPORTPOLICY, 2020abcd.

5.1.1.1 Padrões de emissões

As Figuras 3 e 4 mostram a comparação dos padrões de emissões exaustivas de CO e MP para veículos leves de passageiros (VP) e veículos pesados (DIESELNET, 2020abcd).

Desde 2000, o PCVE da UE adota padrões de CO mais restritivos para VP, enquanto os programas do Brasil e EUA adotam os padrões menos restritivos para esse poluente e essa categoria de veículos. Os padrões de MP para VP eram mais restritivos no PCEV do Brasil até 2003. No entanto, entre 2004 e 2014, os padrões permaneceram estáveis no PCEV do Brasil, enquanto foram restringidos significativamente nos programas do EUA e da UE. A partir de 2015, o PCEV brasileiro restringiu os padrões de MP para VP, no entanto, em níveis mais permissivos comparados aos outros programas.

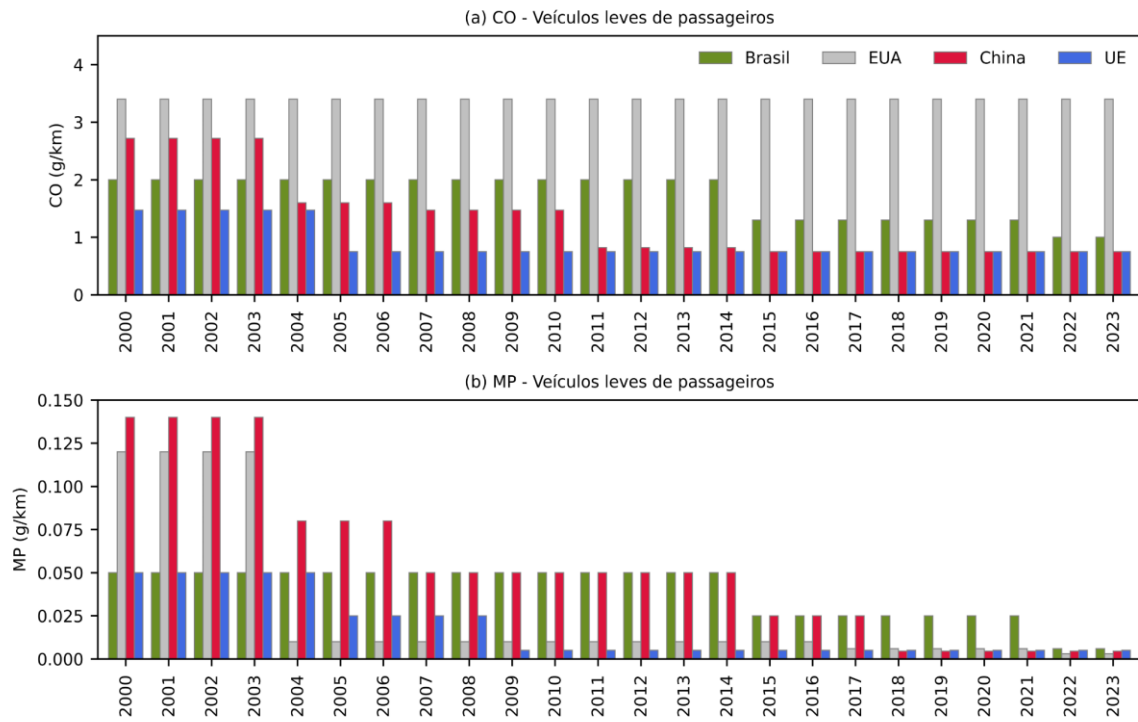
No caso dos veículos pesados, o PCEV do EUA adota padrões de CO menos restritivos, enquanto os programas da UE, China e Brasil adotam padrões similares desde 2006. No entanto, desde 2000, os padrões de MP são significativamente mais restritivos no PCEV do EUA, comparado aos programas da UE, China e Brasil.

Os padrões de emissões de gases orgânicos e NO_x também se tornaram mais restritivos ao longo dos estágios sucessivos dos PCEV's. Os padrões de HC e NO_x foram restringidos significativamente entre os estágios L2 e L6 do PCEV brasileiro. A partir de L7, os padrões de HC e NO_x foram substituídos por OG (*Organic Gases*) + NO_x, similares ao programa dos EUA.

Os PCEV's da UE e China compartilham semelhanças nos padrões de emissões de todos os poluentes regulamentados, diferindo basicamente nas datas de implementação. Ambos os programas apresentam os padrões mais restritivos de NO_x para veículos leves. Os padrões de HC+NO_x para veículos leves ciclo Otto foi regulamentada até o estágio Euro 2. A partir do estágio Euro 3, as emissões de veículos ciclo Otto são controladas por padrões individuais de HC e NO_x.

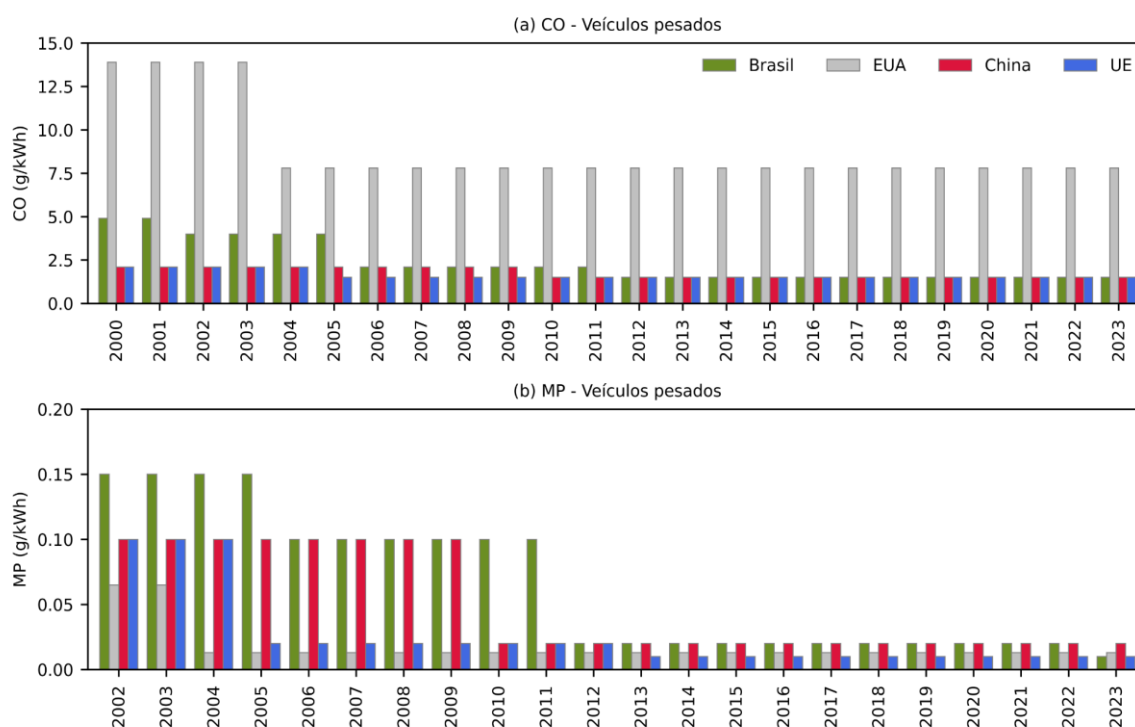
Considerando veículos com o mesmo peso bruto, independentemente das condições operacionais dos testes de dinamômetro, os estágios China 6a e 6b possuem os padrões mais restritivos de NO_x, enquanto o PCEV do EUA possui os padrões mais restritivos para emissões de MP e gases orgânicos (DALLMANN e FAÇANHA, 2017). Enquanto isso, o PCEV brasileiro impõe o nível mais baixo de controle desses poluentes.

Figura 3 - Padrões de emissões de a) CO e b) MP para veículos leves de passageiros nos PCEV's do Brasil, EUA, China e EU.



Fonte: DIESELNET, 2020abcd.

Figura 4 - Padrões de emissões de a) CO e b) MP para veículos pesados nos PCEV's do Brasil, EUA, China e UE.



Fonte: DIESELNET, 2020abcd.

5.1.1.2 Cronograma de conformidade dos veículos

Todos os PCEV's têm um cronograma de conformidade para garantir que os veículos cumpram os requisitos de emissões. O cronograma de conformidade dos PCEV's é baseado em ações entre os reguladores políticos e os fabricantes de veículos durante a etapa de desenvolvimento do protótipo (pré-produção), etapa de produção e pós-produção.

O PCEV dos EUA exige que todos os veículos tenham um certificado de conformidade durante a sua vida útil, incluindo baixas e médias quilometragens. Nesse caso, depois que o veículo começa a circular, uma nova certificação de conformidade é exigida após 16.000km rodados (DIESELNET, 2020a). Na UE, é necessário um novo certificado de conformidade para os veículos após percorrer 80.000km (TRANSPORTPOLICY, 2020b). No Brasil, nenhuma certificação é necessária depois que o veículo começa a circular (DALLMAN, 2020). Nos EUA, os reguladores políticos têm autonomia e estrutura técnica para avaliar e certificar os veículos em condições de baixa e média quilometragem (TRANSPORTPOLICY, 2020a). Algumas dificuldades na avaliação da conformidade dos veículos e susceptibilidade à fraude nos testes

de emissões são compartilhadas pela UE, China e Brasil. Essas dificuldades podem estar associadas à heterogeneidade da estrutura técnica entre os estados/províncias/países (LYU et al., 2020). A avaliação da conformidade dos veículos em uso é uma tarefa difícil sem estrutura técnica e apoio financeiro em muitos estados/províncias (VENTURA et al., 2020), especialmente nos países em desenvolvimento (DALLMAN, 2020).

Muitos estudos demonstraram as discrepâncias entre as emissões veiculares do mundo real e os padrões de emissões regulamentados nos PCEV's da UE (BISHOP et al., 2019; KOUSOULIDOU et al., 2013), da China (HUANG et al., 2013; ZHENG et al., 2018) e do Brasil (PÉREZ-MARTÍNEZ et al., 2015). O PCEV dos EUA é mais eficaz para garantir a conformidade dos veículos com os padrões de emissões, devido à estrutura consolidada da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) e a autoridade legal para garantir a sua execução (BANDIVADEKAR et al., 2015). A EPA dos EUA tem capacidade técnica para avaliar e confirmar os resultados do monitoramento das emissões apresentados pelos fabricantes (~15% dos veículos passam pelos laboratórios da EPA) (HE et al., 2017). No programa dos EUA, os resultados da inspeção dos veículos são transparentes ao público, incluem punições, *recalls* (voluntários ou com processo legal), sanções fiscais e compensações (MAXWELL e HANNON, 2017). Além de ser mais eficiente na conformidade com veículos novos, a estrutura de testes do PCEV dos EUA faz com que os veículos em uso permaneçam sujeitos aos requisitos de inspeção, manutenção e durabilidade da EPA (MOCK e GERMAN, 2015).

Na UE e na China (exceto em algumas regiões), os reguladores ambientais ainda não têm os seus programas de testes bem estabelecidos (MOCK e GERMAN, 2015; RODRÍGUEZ et al., 2019). Na UE, as discrepâncias nas taxas de emissões de NOx dos veículos ciclo diesel estão diretamente associadas às falhas dos programas de conformidade (YANG et al., 2017). Com o objetivo de controlar os impactos na qualidade do ar na China, uma nova estrutura de conformidade de veículos foi implementada no estágio 6 do PCEV, baseada na experiência de conformidade federal e estadual da EPA. O governo chinês também está implementando um sistema de inspeção e manutenção de veículos em circulação para eliminar veículos antigos (LYU et al., 2020). No Brasil, os reguladores ainda possuem fortes limitações nos programas de conformidade de veículos em uso (DALLMAN, 2020).

Os sistemas de diagnóstico a bordo também podem auxiliar na avaliação da conformidade dos veículos em uso. Os EUA (Níveis 2 e 3), a UE (Euro 6), a China (China 5 e

6) e o programa brasileiro (L6) exigem sistemas de diagnóstico a bordo (DALLMANN e FAÇANHA, 2017). No PCEV brasileiro, é exigido o monitoramento da eficiência do catalisador, sensor de oxigênio a montante, detecção de falha de ignição e diagnóstico elétrico, enquanto os EUA, a UE e a China exigem mais parâmetros a serem monitorados nos sistemas de diagnóstico a bordo. Segundo DALLMANN e FAÇANHA, (2017), os sistemas de diagnóstico de bordo exigidos no Brasil são mais suscetíveis a falhas no relatório dos componentes de controle de emissões.

5.1.2 Eficácia dos PCVE's

Estudos anteriores reportaram a eficácia dos PCEV's no controle das emissões veiculares e na melhoria da qualidade do ar em algumas regiões dos EUA (HASHEMINASSAB et al., 2014; PARRISH et al., 2009), UE (WINKLER et al., 2018), China (WU et al., 2017; WU et al., 2016) e Brasil (ANDRADE et al., 2017; PACHECO et al., 2017). Contudo, na UE, China e Brasil, o controle poderia ser reforçado através da consolidação dos programas de conformidade de veículos. A consolidação da estrutura técnica para a avaliação da conformidade dos veículos pode reduzir as discrepâncias entre os padrões impostos e as emissões do mundo real (YANG et al., 2017).

Nos EUA, as emissões veiculares de hidrocarbonetos não metano diminuíram de 1980 a 2000, mesmo com o aumento no total de quilômetros percorridos por veículos (PARRISH et al., 2009). PANG et al., (2014) relataram uma redução de até 80% de 1995 a 2003 nas taxas de emissões de compostos orgânicos voláteis de veículos leves, o que foi associado à política de sucateamento de veículos antigos (sem conversor catalítico) e às restrições do PCVE. HASHEMINASSAB et al., (2014) atribuíram ao PCEV dos EUA uma redução de 24% e 21% na concentração de PM, em Los Angeles e Rubidoux, respectivamente, comparando os períodos de 2002-2006 e 2008-2012. De 2014 a 2017, as concentrações médias anuais de PM_{2,5} e PM₁₀ nos EUA diminuíram de 9,20 para 7,94 e de 19,54 para 19,03, respectivamente (YANG et al., 2018). Portanto, as concentrações de ambos os poluentes atmosféricos nos EUA cumpriram os padrões da Meta Provisória 4 (IT-4) da OMS, demonstrando a melhoria da qualidade do ar em todo o país antes do estágio 3 do PCEV.

Na UE, existe um consenso sobre a eficácia do PCEV na redução das emissões veiculares de PM, NO_x, CO e HC (EEA, 2019; WINKLER et al., 2018). Durante a

implementação do estágio Euro 4 e Euro 6, as concentrações médias anuais de PM₁₀, PM_{2,5} e NO₂ diminuíram na UE. De 2006 a 2015, as concentrações de PM_{2,5}, PM₁₀ e NO₂ na UE diminuíram de 18,4 para 14,8, de 50,2 para 40,5, de 27,7 para 22,9, respectivamente (EEE, 2021). Neste mesmo período, as concentrações médias anuais destes poluentes não excederam os padrões IT-2 da OMS. No entanto, após 2014, apenas a concentração de PM_{2,5} atendeu ao WHO-IT-3, que é mais restritivo que o IT-2. Desde 2000, a concentração média de ozônio troposférico (O₃) está estável na UE e acima dos padrões da OMS (EEE, 2021). Após o escândalo Dieselgate (2015), o PCEV da UE tem sido alvo de críticas, devido às discrepâncias entre as emissões do mundo real e os resultados dos testes dos fabricantes avaliados pelos agentes reguladores (SKEETE, 2017). HOOFTMAN et al., (2018) relataram algumas falhas do PCEV da UE no controle das emissões veiculares (principalmente veículos a diesel). Segundo os autores, apesar dos esforços para melhorar os testes de conformidade com os veículos leves em uso, a lacuna entre as normas do PCEV da UE e as emissões do mundo real não foi eliminada.

Na China, a implementação do PCEV reverteu a tendência de aumento das emissões veiculares de HC e CO após o estágio 3 (WU et al. 2017; WU et al., 2016). De acordo com ZHANG et al., (2019), entre 2013 e 2017, as concentrações de PM_{2,5} diminuíram 39,6%, 34,3% e 27,7%, respectivamente, em Pequim - Tianjin - Hebei, Delta do Rio Yangtze e Delta do Rio das Pérolas, China. No entanto, entre 2014 e 2017, as concentrações médias anuais de PM_{2,5} e PM₁₀ na China excederam os padrões IT-1 da OMS. De 2014 a 2015, as concentrações de PM_{2,5} e PM₁₀ na China aumentaram 5,33% e 6,19%, respectivamente (YANG et al., 2018). As concentrações desses poluentes reduziram de 2015 a 2017, coincidindo com as fases China 4 e China 5 e com o Plano de Ação Chinês para a Prevenção da Poluição Atmosférica. Em 2017, as concentrações anuais de PM_{2,5} e PM₁₀ na China ainda eram superiores às normas IT-1 da OMS e 4 a 6 vezes superiores às dos EUA. A política chinesa de controle da poluição atmosférica tem demonstrado eficácia na redução das concentrações de curto prazo (médias diárias), reduzindo a violação do padrão IT-1 da OMS. A conformidade aumentou de 30% em 2014 para 46% em 2017 (YANG et al., 2018).

Entre 2005 e 2015, as taxas de crescimento anual veicular nos EUA, na UE e no Brasil foram de 10,7%, 12,2% e 85,5%, respectivamente; enquanto na China, o número de veículos aumentou ~415% (OICA, 2020). Além das taxas de registo de veículos mais baixas, os EUA e a UE têm as tecnologias mais eficientes ao longo dos anos. Essas características podem

contribuir para a melhoria da qualidade do ar nos EUA e na UE. No Brasil e na China, os veículos são mais leves, menos potentes e apresentam alto consumo de combustível, devido à baixa eficiência e à transmissão manual usada na maioria dos países emergentes (POSADA e FAÇANHA, 2015; YANG e BANDIVADEKAR, 2017). Para controlar as emissões veiculares e o seu efeito na qualidade do ar nas províncias desenvolvidas da China, parece ser necessário restringir a população de veículos, além da implementação de padrões de emissões mais rigorosos (SUN et al., 2020). A melhoria da qualidade do ar foi observada durante o confinamento em diversos países do mundo, muitas vezes associada ao baixo tráfego de veículos durante este período (ALBAYATI et al., 2021). Esta é uma forte evidência de que a restrição do tráfego de veículos pode ser uma medida eficaz para os PCEV's, além de implementar padrões e requisitos de emissão mais rigorosos.

Segundo CARVALHO et al., (2015), embora a frota veicular tenha aumentado rapidamente na região metropolitana de São Paulo (Brasil), as emissões veiculares reduziram 90% durante a implementação dos estágios L2 e L5 do PCEV. PACHECO et al., (2017) também observaram uma redução das concentrações de CO, NO_x e PM em estações de monitoramento localizadas em São Paulo, Rio de Janeiro e Belo Horizonte; essas melhorias foram associadas à eficácia do PCEV brasileiro. No entanto, ANDRADE et al., (2017) relataram que, apesar do sucesso do PCEV na redução de poluentes primários, as concentrações de poluentes secundários, como O₃ e partículas finas aumentaram ao longo do tempo em São Paulo. No Brasil, os estudos na região metropolitana de São Paulo são essenciais para mostrar a eficácia do PCEV brasileiro, porém, em outros estados (exceto algumas grandes capitais), esses efeitos ainda são desconhecidos, devido à falta de inventários de emissões veiculares e dados de qualidade do ar. Embora os inventários de emissões de veículos de alta resolução e os dados de monitoramento da qualidade do ar representem as ferramentas mais consistentes para avaliar a eficácia dos PCEV, os dados detalhados são limitados às grandes economias e aos países desenvolvidos.

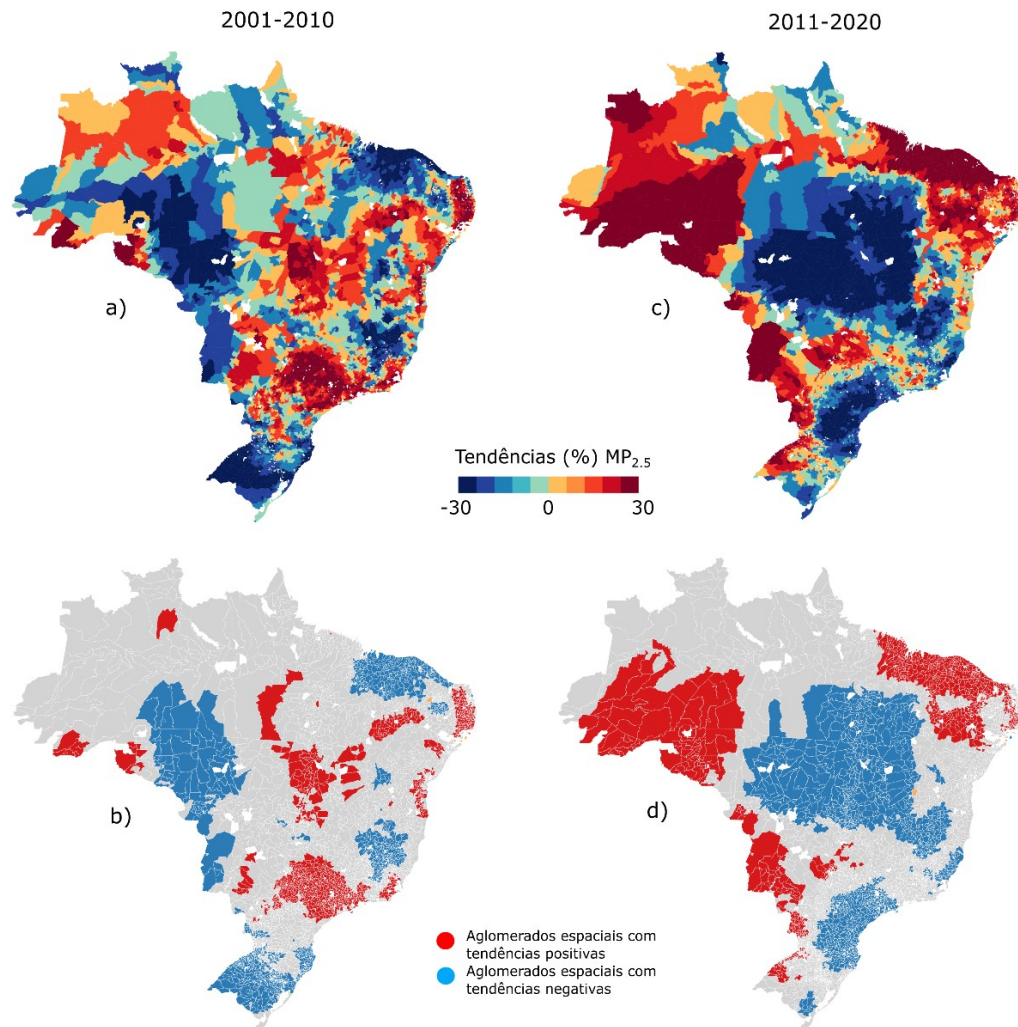
5.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO ETAPA 2

5.2.1 Mudanças nas concentrações de $PM_{2.5}$

A Figura 5 mostra as mudanças de $MP_{2.5}$ durante o P1 (2001-2010) e P2 (2011-2020) detectadas pela análise de tendência. Para ambos os períodos decenais analisados, a Figura 5 também mostra os pontos quentes e pontos frios nas mudanças de $MP_{2.5}$ detectadas pela análise de autocorrelação espacial. Durante 2001-2010, as concentrações de $PM_{2.5}$ aumentaram em regiões urbanas com alta densidade populacional, principalmente nas regiões Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste do Brasil (Figura 5ab). Neste período, foram detectadas tendências positivas com maior magnitude (até 30% de aumento) próximas aos grandes centros urbanos de São Paulo, Rio de Janeiro, Bahia, Distrito Federal e Goiás (Figura 5ab). Durante 2011-2020, foram detectados pontos frios (redução de até -30%) próximos às metrópoles do Sudeste, Sul e Centro-Oeste (Figura 5cd). Em contraste, um padrão oposto foi detectado em regiões menos urbanizadas (fronteira oeste e extremo nordeste), com pontos frios durante 2001-2010 e pontos quentes durante 2011-2020 (Figura 5). Algumas regiões com mudança de sinal de tendência entre os períodos decadais foram destacadas na Figura 5.

Os aglomerados espaciais mostram os pontos quentes e pontos frios das mudanças de $MP_{2.5}$ em ambas as décadas (Figura 5bd). As cidades com tendências positivas de $MP_{2.5}$ semelhantes foram agrupadas em vermelho, enquanto as cidades com tendências negativas de $MP_{2.5}$ semelhantes foram agrupadas em azul. Foram detectadas várias regiões altamente povoadas com tendências positivas em P1 (Figura 5ab) e tendências negativas em P2 (Figura 5cd).

Figura 5 - Mudanças nas concentrações de $MP_{2,5}$ durante (a) 2001-2010 e (c) 2011-2020 no Brasil detectadas pela análise de tendência. Aglomerados espaciais de mudanças de $MP_{2,5}$ durante (b) 2001-2010 e (d) 2011-2020 detectadas pela análise de autocorrelação. Pontos quentes e pontos frios representam as cidades vizinhas com tendências positivas e negativas mais altas, respectivamente.



5.2.2 Influência do crescimento da frota de veículos e restrições do PCEV

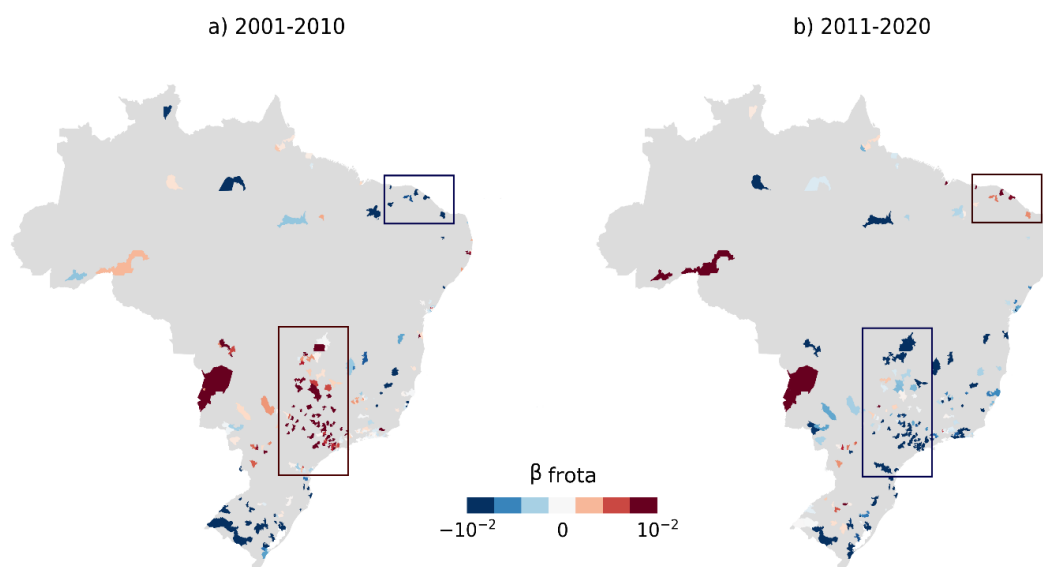
Para avaliar a influência da densidade da frota veicular e das restrições de fatores de emissões nas mudanças na concentração de $MP_{2,5}$, foram filtradas as regiões urbanas com maior densidade populacional e de frotas veiculares (Figura APÊNDICE A).

O coeficiente (β) da PCA-GLM foi adotado para avaliar a influência das variáveis predictoras nas mudanças das concentrações de $MP_{2,5}$. A análise de regressão sugere que as mudanças de $MP_{2,5}$ estão mais relacionadas ao efeito combinado da densidade da frota veicular,

meteorologia e emissões. As mudanças de $MP_{2,5}$ foram impulsionadas principalmente pela densidade da frota em ambas as décadas. Os efeitos da densidade da frota e das emissões são maiores em P1, enquanto os efeitos da precipitação, temperatura, velocidade do vento e fator de emissão são maiores em P2 (Figura APÊNDICE D). As regiões urbanas com maior efeito das emissões veiculares e densidade da frota estão espacialmente alinhados (Figura APÊNDICE E).

A densidade da frota de veículos é uma variável importante fator para as mudanças nas concentrações de $MP_{2,5}$ em ambos os períodos analisados. A Figura 6 mostra a distribuição espacial do coeficiente de regressão associado à densidade da frota de veículos (β_{frota}) nas áreas urbanas brasileiras. Neste caso, quando o β_{frota} é positivo e colorido em vermelho, indica que o $MP_{2,5}$ aumentou enquanto a densidade da frota estava aumentando. Quando o β_{frota} é negativo e colorido em azul, o $MP_{2,5}$ estabilizou ou começou a diminuir enquanto a densidade da frota ainda aumentava. Foram detectados β_{frota} positivos em P1 próximo às metrópoles brasileiras e cidades vizinhas. Os resultados também sugerem uma mudança de sinal de β_{frota} entre P1 e P2 em grandes regiões urbanas (de vermelho para azul), principalmente no Sudeste, Sul e Centro-Oeste (Figura 6).

Figura 6 - Distribuição espacial do coeficiente de regressão associado à densidade da frota de veículos (β_{frota}) durante (a) 2001-2010 e (b) 2011-2020. A figura mostra apenas pontos urbanos brasileiros com significância na análise de regressão.



Para explorar a mudança de sinal de β frota entre os períodos decadais, os resultados da análise de regressão e da análise de tendência da densidade da frota de veículos foram combinados. O objetivo nesta análise é investigar se as mudanças de sinal em β frota estão associadas à magnitude da tendência da densidade da frota veicular. A Figura 7 foi construída usando a razão de β frota em P1 e P2 (eixo x na Figura 7); e a razão da tendência da frota de veículos em P1 e P2 (eixo y na Figura 7). A análise foi dividida em quatro quadrantes. Enquanto o Quadrante 1 (Q1) e o Quadrante 2 (Q2) indicam uma suavização no crescimento da frota entre P1 e P2, o Quadrante 3 (Q3) e o Quadrante 4 (Q4) indicam uma intensificação. Além disso, enquanto Q1 e Q3 indicam uma mudança no sinal de β frota, Q2 e Q4 indicam que β frota mantém o sinal entre P1 e P2.

Em P1, o $MP_{2,5}$ está positivamente relacionado à densidade da frota de veículos (ambos aumentando) em vários pontos urbanos, incluindo as metrópoles do Sudeste (São Paulo), Sul (Curitiba) e Centro-Oeste (Brasília e Goiânia). Em P2, o $MP_{2,5}$ diminuiu enquanto a densidade da frota de veículos ainda aumentou (relação negativa) nessas regiões. Os resultados mostram que essa mudança de sinal na análise de regressão está alinhada com a suavização no crescimento da densidade da frota durante P2 (Figura 7 - Quadrante 1). Esse comportamento foi detectado principalmente nas regiões Sudeste, Sul e Centro-Oeste, com mais de 50% do total de cidades urbanas. Na região Norte, esse comportamento foi detectado em menos de 10% do total de cidades urbanas.

Também foram detectados pontos urbanos onde a densidade da frota de veículos aumentou ligeiramente, enquanto o $MP_{2,5}$ se estabilizou ou começou a diminuir em P1 (Figura 7 - Quadrante 2). Em P2, a suavização no crescimento da frota de veículos resultou em uma queda perceptível do $MP_{2,5}$ nessas regiões.

A Figura 8 mostra a variabilidade interanual da densidade de veículos pesados e veículos leves nas regiões brasileiras. É possível observar a suavização do crescimento da frota de veículos durante 2011-2020. Enquanto isso, nas mesmas regiões brasileiras, a Figura 9a mostra a queda de $MP_{2,5}$ durante 2011-2020, alinhada temporalmente com a suavização da frota de veículos. No geral, o $MP_{2,5}$ aumentou em ~9% enquanto a densidade da frota aumentou em ~71% em P1. Em P2, o $MP_{2,5}$ diminuiu em ~11% enquanto a densidade da frota aumentou em ~38% (Figura 8 e Figura 9a).

Figura 7 - Influência de (a) densidade de HDV e (b) densidade de LDV nas mudanças de $MP_{2,5}$ em P1 e P2. Os gráficos de dispersão mostram a razão entre o β_{frota} em P1 e P2 (eixo x); e a razão entre a tendência da frota em P1 e P2 (eixo y). Os Quadrantes 1 e 2 indicam uma suavização na tendência da frota de veículos entre P1 e P2, enquanto os Quadrantes 3 e 4 indicam uma intensificação. Os Quadrantes 1 e 3 indicam uma mudança de sinal em β_{frota} , enquanto os Quadrantes 2 e 4 indicam um padrão de manutenção de β_{frota} entre P1 e P2. Incluímos apenas pontos urbanos com significância na análise de regressão e tendência em ambos os períodos avaliados. Os mapas mostram a distribuição espacial de pontos urbanos detectados em cada quadrante.

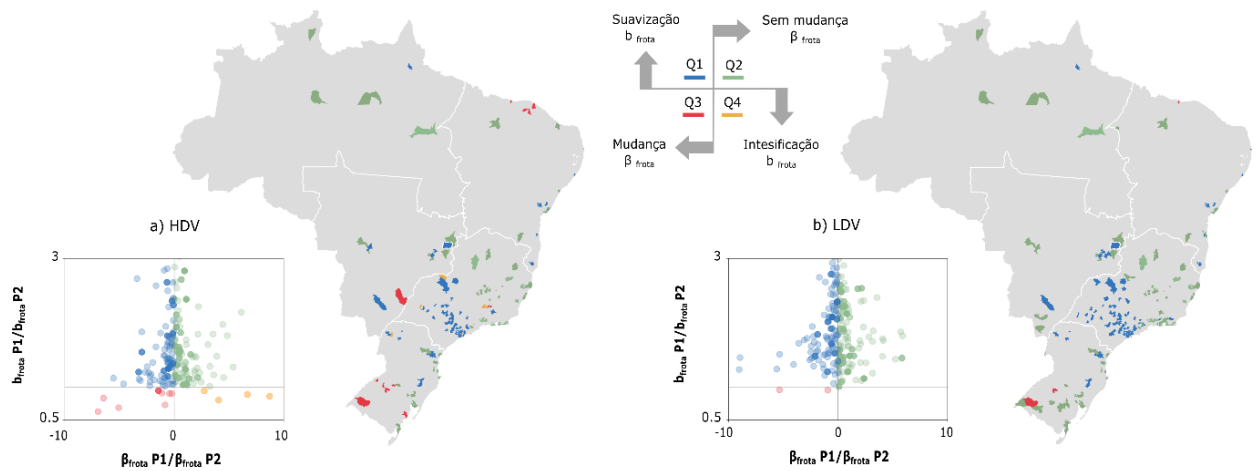
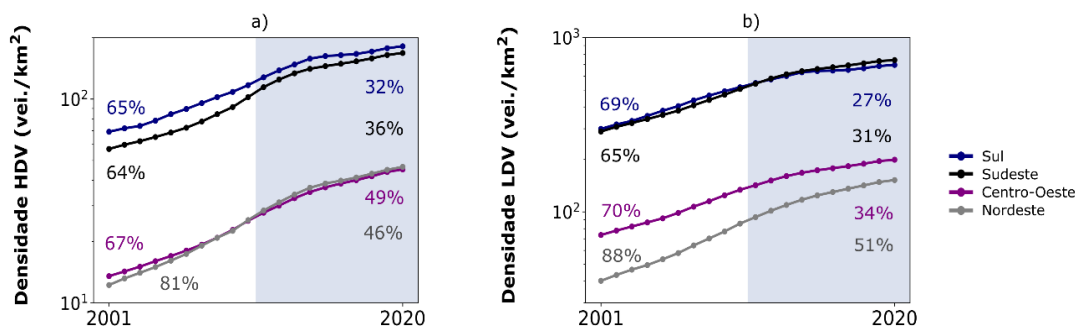


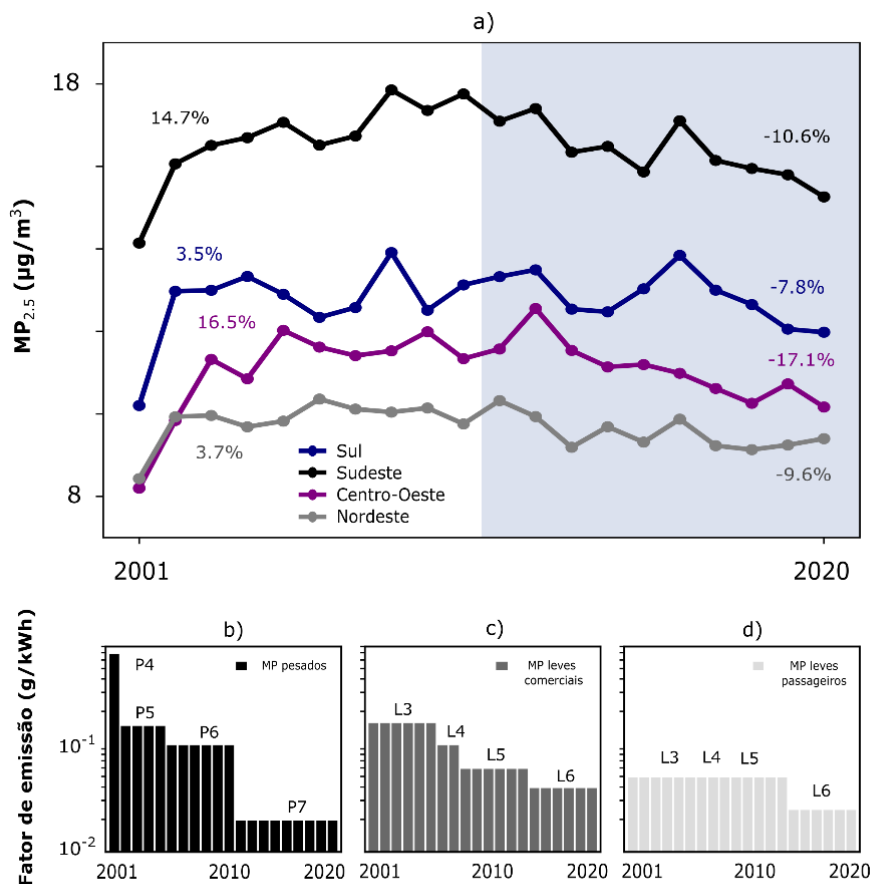
Figura 8 - Variabilidade interanual da (a) densidade de HDV e (b) densidade de LDV nas regiões brasileiras Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste. O gráfico de linha representa a média espacial das áreas urbanas em cada região. A porcentagem nos lados esquerdo e direito indica a magnitude da tendência da frota durante P1 e P2, respectivamente.



Os resultados também sugerem que as mudanças de $MP_{2,5}$ em pontos urbanos brasileiros estão positivamente relacionadas às restrições da política de controle de emissões

veiculares (ambas diminuindo) sob um cenário de crescimento suavizado da frota de veículos. Como mostrado na Figura 9bcd, os fatores de emissão de veículos leves e pesados foram restringidos continuamente durante o P1. Enquanto isso, as concentrações de $MP_{2,5}$ aumentaram em 14,7%, 3,5%, 16,5% e 3,7% em regiões urbanas do Sudeste, Sul, Centro-Oeste e Nordeste, respectivamente. No entanto, nas mesmas regiões, as concentrações de $MP_{2,5}$ diminuíram -10,6%, -7,8%, -17,1% e -9,6% durante o P2, o que está alinhado com as restrições dos fatores de emissão associadas ao PCEV (Figura 9).

Figura 9 - (a) Variabilidade interanual de $MP_{2,5}$ nas regiões brasileiras Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste. O gráfico de linha representa a média espacial das áreas urbanas em cada região. A porcentagem nos lados esquerdo e direito indica a magnitude da tendência do $MP_{2,5}$ durante P1 e P2, respectivamente. Fatores de emissão de (b) HDV, (c) veículos comerciais e (d) veículos de passageiros implementados pelo PCVE brasileiro; P4 a P7 indicam os estágios do PCEV implementados para HDV; L3 a L6 indica os estágios do PCEV implementados para LDV (incluindo veículos comerciais e de passageiros).



5.2.3 Discussão

O $MP_{2,5}$ aumentou de 2001 a 2010 sob um intenso crescimento da frota em várias regiões urbanas no Brasil. Esse é um padrão comum das grandes metrópoles brasileiras, onde ocorreu um crescimento substancial e não planejado da população e da urbanização. As grandes regiões urbanas no Sudeste, Sul e Centro-Oeste têm melhores condições socioeconômicas; portanto, o aumento da população e da frota de veículos são sincronizados (ROCHA et al., 2021). O $MP_{2,5}$ estabilizou ou começou a diminuir em alguns pontos urbanos onde a frota cresceu menos de 50% de 2001 a 2010. Uma melhoria precoce na qualidade do ar pode estar associada ao efeito combinado das restrições da política de controle de emissões veiculares e ao menor crescimento da frota de veículos, em comparação com as metrópoles do Sudeste, Sul e Centro-Oeste.

Além disso, as mudanças de $MP_{2,5}$ estão negativamente relacionadas ao crescimento da frota de veículos entre 2011 e 2020 na maioria das regiões urbanas brasileiras (Figura 7 - Quadrantes 1 e 2). Todas essas regiões urbanas suavizaram o crescimento da densidade da frota de veículos e continuaram a restringir o fator de emissão durante esse período, o que parece relacionado com a diminuição comum do $MP_{2,5}$ (Figura 9).

A política nacional brasileira não considera as características da frota e as taxas de crescimento veicular no planejamento do controle de emissões. Isso é uma questão relevante, considerando que o crescimento da frota pode estar alinhado com um aumento nas emissões veiculares não-exaustivas (PACHECO et al., 2017). Permitir o crescimento da frota sem planejamento urbano pode prejudicar o efeito do PCEV na melhoria da qualidade do ar.

Apesar do PCEV contribuir para melhorar as tecnologias de veículos e controlar as emissões de veículos novos, o programa brasileiro ainda carece de inspeção e manutenção de veículos em uso e aposentadoria de veículos antigos (DALLMANN, 2020). Os veículos em uso comumente falham na conformidade com o PCEV, o que pode impactar a qualidade do ar (VENTURA et al., 2020).

Nas regiões brasileiras com condições baixas condições socioeconômicas, o crescimento da frota se intensificou entre 2011 e 2020, atrasado em relação às metrópoles brasileiras do Sudeste, Sul e Centro-Oeste. O aumento esperado na frota de veículos pode piorar a qualidade do ar nessas regiões. De acordo com o estudo recente do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (IBGE, 2023), apenas 0,4% do território brasileiro é ocupado

por grandes pontos urbanos (75% a 100% de urbanização). Portanto, é crucial planejar e controlar o crescimento da frota de veículos em regiões menos povoadas e urbanizadas.

Há um consenso na literatura sobre perdas econômicas e resultados negativos para a saúde humana associados ao $MP_{2,5}$ na atmosfera. Esses problemas são evidentes em regiões sul-americanas onde a urbanização e as frotas de veículos aumentaram recentemente. De acordo com ARREGOCÉS et al., (2023), na região norte do Caribe da Colômbia, as taxas de mortalidade devido à doença pulmonar obstrutiva crônica, doença isquêmica do coração, câncer de pulmão, doença respiratória aguda inferior e mortalidade infantil pós-neonatal aumentaram alinhadas com um aumento na urbanização e nas frotas veiculares de 2011 a 2019. WANG et al., (2021) sugerem um alto risco para a saúde humana em regiões onde as emissões veiculares de $MP_{2,5}$ são combinadas com outras fontes industriais que emitem metais pesados (por exemplo, Mn, Ni e Pb). As políticas públicas têm um papel importante no controle do $MP_{2,5}$. No entanto, a formulação de medidas políticas deve ser diversificada de acordo com a região, fontes de emissão, fatores meteorológicos, condições socioeconômicas, etc. (TONG et al., 2020). Muitas mortes prematuras, morbidades na saúde humana e impactos econômicos negativos podem ser evitados a partir das políticas de controle de emissões atmosféricas e de gestão da qualidade do ar (YANG et al., 2019).

5.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO ETAPA 3

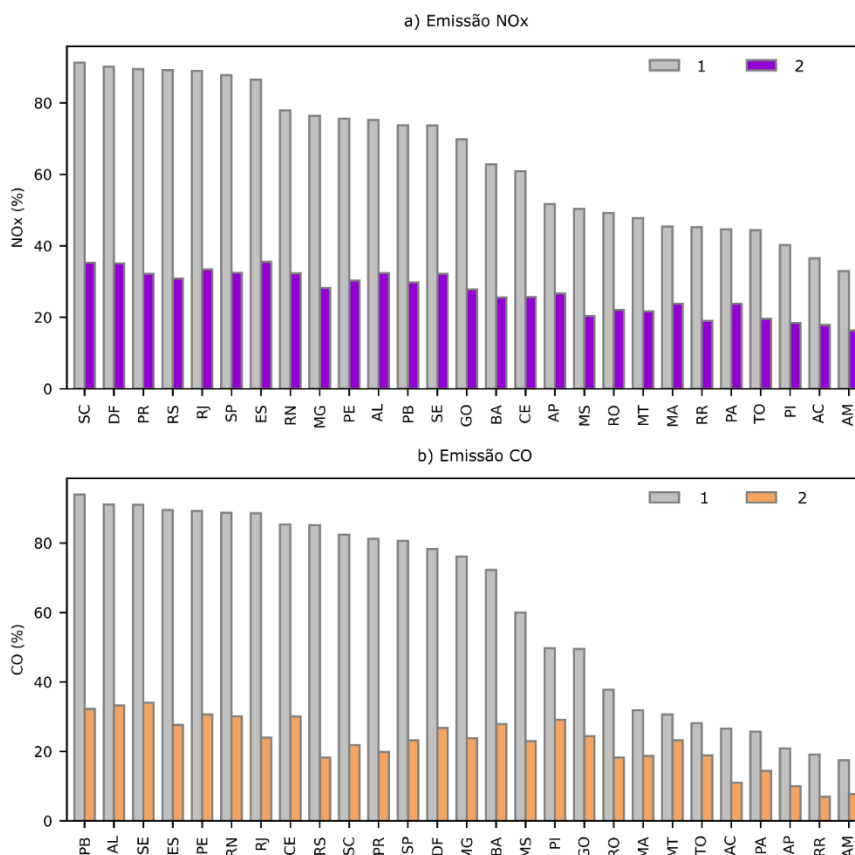
5.3.1 Cenários de emissões

A Figura 10 mostra o percentual médio das taxas de emissões veiculares nos cenários 2 e 3, em relação às emissões totais do cenário 1. Para ambos os poluentes analisados (NO_x e CO), as emissões veiculares no cenário 2 representaram mais de 50% das emissões totais nos estados do Sul, Sudeste e Nordeste.

As emissões veiculares de NO_x representam mais de 80% do total emitido em Santa Catarina (SC), Distrito Federal (DF), Paraná (PR), Rio Grande do Sul (RS), Rio de Janeiro (RJ), São Paulo (SP) e Espírito Santo (ES). Enquanto isso, as emissões veiculares de CO representam mais de 80% do total emitido em Paraíba (PB), Alagoas (AL), Sergipe (SE), Pernambuco (PE), Rio Grande do Norte (RN), ES, RJ, RS, SC, PR, SP e DF. No cenário 2, na maioria dos estados do Norte e Centro-Oeste, as emissões veiculares de NO_x representam ~40% das emissões totais, enquanto as emissões veiculares de CO representam ~30%.

No entanto, considerando o cenário 3, as emissões veiculares representam menos de 40% em relação às emissões totais de ambos os poluentes e para todos os estados brasileiros. Esses resultados sugerem uma redução significativa da representatividade das emissões veiculares de NO_x e CO a partir da renovação tecnológica da frota de veículos leves e pesados no Brasil.

Figura 10 - Percentual médio de emissões veiculares de a) NOx e b) CO em relação às emissões totais nos estados brasileiros. Os percentuais foram calculados a partir da diferença das taxas de emissões estimadas nos cenários 1, 2 e 3.



A Figura 11 mostra a distribuição espacial dos percentuais de redução das emissões de NOx e CO. Os percentuais foram calculados a partir da comparação dos cenários 2 e 3. A redução das taxas de emissões de ambos os poluentes é notável em todas as regiões do Brasil.

Os percentuais de redução de emissões de NOx variam de 18% a 76%, enquanto os percentuais de redução de emissões de CO variam de 8% a 86%. O padrão espacial de redução das emissões de NOx e CO foi similar, com os maiores percentuais de redução detectados entre as regiões com maior densidade de vias, densidade populacional e de frotas veiculares. Em grande parte das regiões Sul e Sudeste, as emissões reduziram entre 65% e 75%, respectivamente para NOx e CO. Enquanto isso, em grande parte das regiões Centro-Oeste, Nordeste e Norte, as emissões reduziram entre 50% e 60%, respectivamente para NOx e CO.

A Figura 12 mostra os percentuais médios de redução das emissões em cada estado brasileiro. Nesse caso, os maiores percentuais de redução foram detectados entre os estados do

Sul e Sudeste, enquanto os menores percentuais foram detectados entre os estados do Norte e Centro-Oeste.

Figura 11 - Distribuição espacial do percentual de redução das taxas de emissões de a) NOx e b) CO. Os percentuais foram calculados a partir da diferença das taxas de emissões estimadas nos cenários 2 e 3.

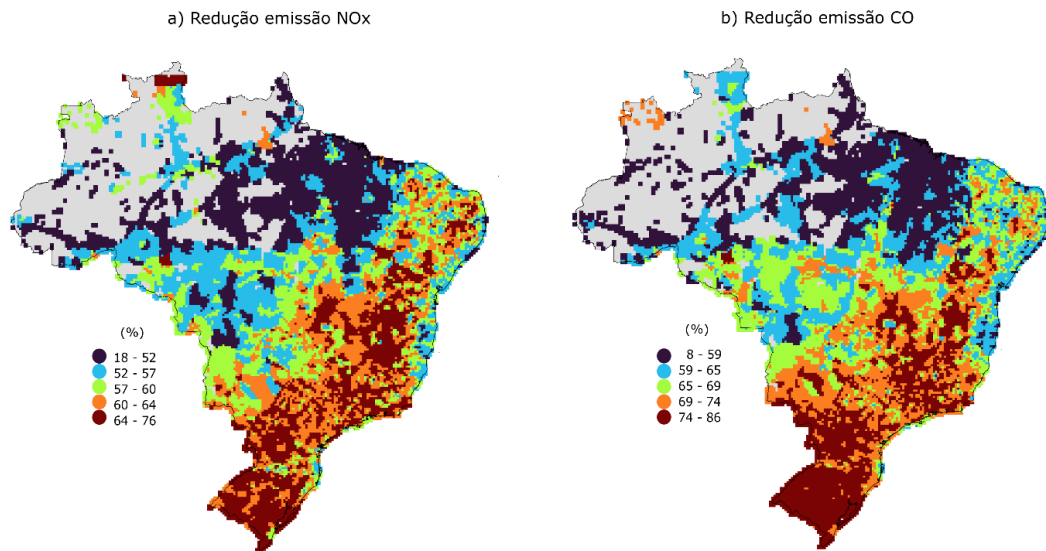
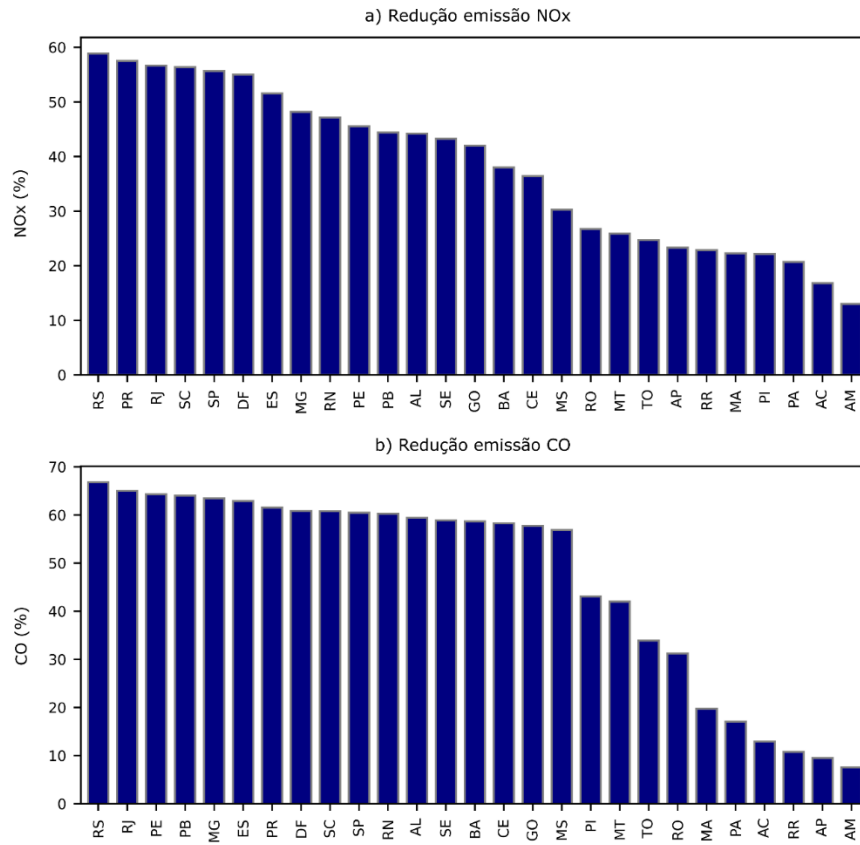


Figura 12 - Percentual médio de redução das taxas de emissões veiculares de a) NOx e b) CO nos estados brasileiros. Os percentuais foram calculados a partir da diferença das taxas de emissões estimadas nos cenários 2 e 3.



5.3.2 Cenários de qualidade do ar

A Figura 13 mostra a distribuição espacial das concentrações médias mensais de NO₂, CO, MP_{2,5} e O₃ considerando os 3 cenários simulados a partir da modelagem da qualidade do ar.

É notável a redução das concentrações de NO₂, CO e O₃ entre os cenários simulados. Quando comparados os cenários 1 e 2, observa-se uma redução significativa das concentrações de CO e O₃, principalmente entre as regiões Norte e Centro-Oeste. Esses resultados eram esperados, uma vez que outras fontes de emissão como a queima de biomassa e emissões biogênicas são prioritárias para as concentrações primárias de CO e formação secundária de O₃ nessas regiões.

No entanto, as concentrações de NO₂ não reduziram significativamente entre os cenários 1 e 2, sugerindo que as emissões veiculares são as principais responsáveis pelas concentrações desse poluente em todas as regiões do Brasil.

PEREZ-MARTÍNEZ et al., (2017) realizaram campanhas de medição das concentrações de NO₂ em períodos com e sem restrições de tráfego de veículos pesados em um corredor urbano em São Paulo. Os autores reportaram uma redução média de ~30% nas concentrações de NO₂ associada à uma redução de ~70% no tráfego rodoviário, especialmente de caminhões de 3 ou mais eixos. NAKADA e URBAN, (2020) também analisaram as mudanças na qualidade do ar em São Paulo durante o bloqueio parcial implementado para proporcionar o distanciamento social, devido à pandemia de COVID-19. Nesse caso, os autores detectaram reduções significativas (até 54%) nas concentrações de NO₂ devido ao bloqueio parcial e redução do tráfego rodoviário em áreas urbanas de São Paulo. Além das reduções detectadas nos dados de estações de monitoramento da qualidade do ar, NAKADA e URBAN, (2020) também visualizaram reduções notáveis nas concentrações de NO₂ medidas por campanhas de satélite Sentinel 5P/TROPOMI durante o bloqueio parcial.

Na região metropolitana de São Paulo, o tráfego rodoviário representa mais de 80% das emissões totais de NO_x (CETESB, 2022) e os veículos pesados são os principais emissores desse poluente (PEREZ-MARTÍNEZ et al., 2015). VASQUES e HOINASKI, (2021) também reportaram que as emissões exaustivas de veículos pesados representam mais de 80% das emissões veiculares de NO_x no Brasil. Esse padrão é similar nas regiões Sul, Sudeste, Nordeste, Norte e Centro-Oeste.

As evidências da literatura podem contribuir para justificar a pequena diferença nas concentrações de NO₂ simuladas nos cenários 1 e 2 nesse estudo. De fato, parece que as emissões de veículos pesados podem controlar as concentrações de NO₂ em diferentes regiões do Brasil.

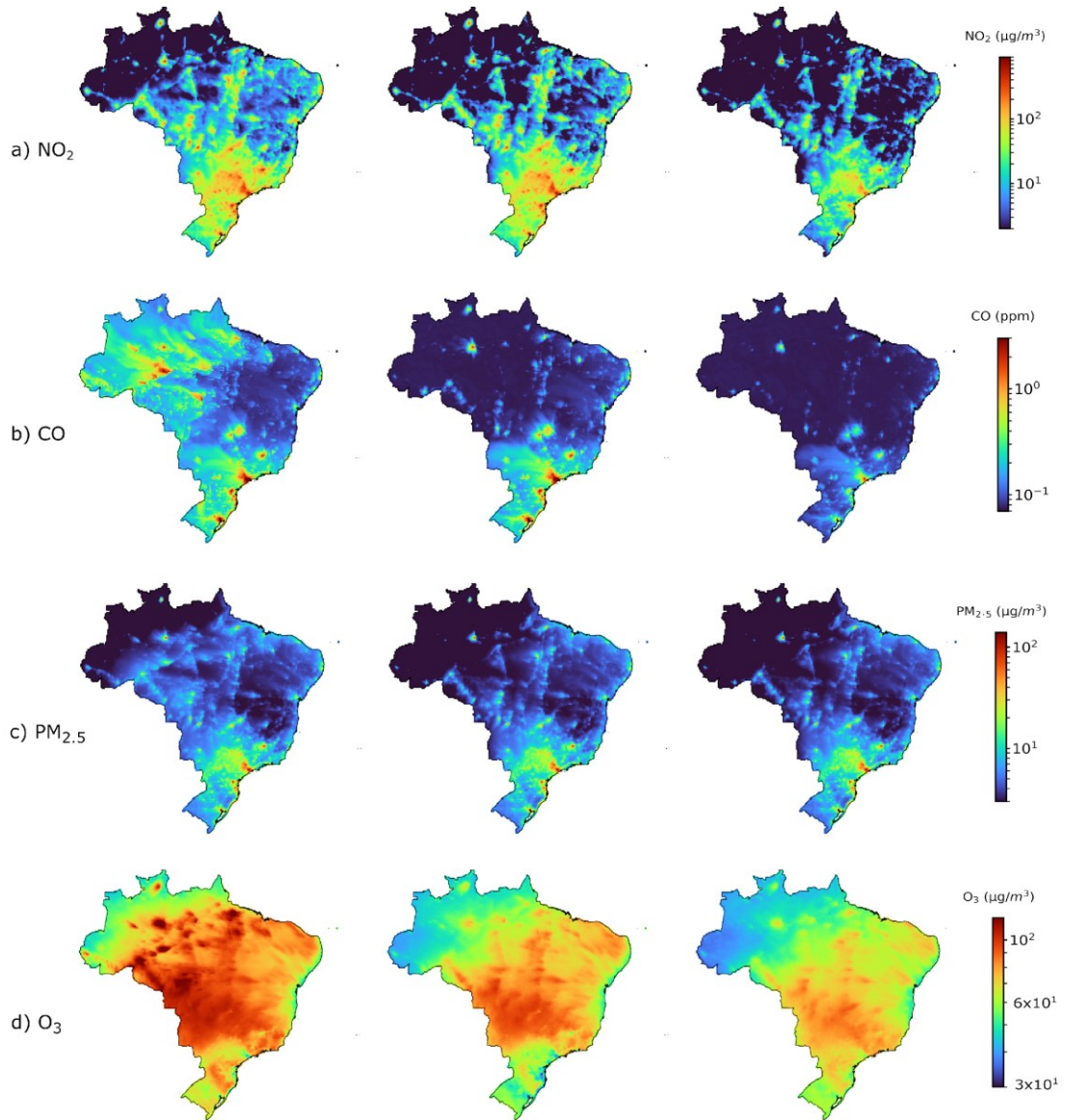
Quando comparados os cenários 2 e 3, o decréscimo de CO e O₃ é notável em todas as regiões do Brasil, desaparecendo praticamente todos os hotspots de CO em regiões altamente urbanizadas. Os veículos leves são os principais responsáveis pelas emissões veiculares de CO em todas as regiões no Brasil (VASQUES e HOINASKI, 2021). A melhoria tecnológica dos veículos leves, associada ao programa brasileiro de controle de emissões veiculares, tem sido efetiva para reduzir drasticamente as emissões exaustivas de CO (ANDRADE et al., 2017). No entanto, no Brasil, ainda não existe um sistema de baixa de veículos mais antigos, o que seria importante para detectar os veículos menos tecnológicos que deixam de circular. Os resultados do presente estudo evidenciam o impacto significativo da renovação da frota em circulação para a redução das concentrações de CO. No caso do NO₂, um decréscimo significativo ocorre quando comparados os cenários 2 e 3, sugerindo que a melhoria tecnológica veicular também pode ser efetiva para reduzir os hotspots de NO₂ na maioria das regiões altamente urbanizadas. De fato, os veículos pesados mais antigos são emissores massivos de NO_x. No Brasil, a circulação de emissores massivos ainda é uma realidade em vários estados, devido principalmente às falhas no cronograma de inspeção e manutenção associados ao programa de controle de emissões veiculares (RIBEIRO e HOINASKI, 2024). Os resultados encontrados no presente trabalho contribuem para evidenciar a necessidade de detecção e eliminação dos veículos mais antigos altamente emissores de NO_x.

Em contrapartida, os resultados das simulações da qualidade do ar sugerem pouca mudança das concentrações de MP_{2,5}, quando comparados os 3 cenários. Esses resultados sugerem que as concentrações de MP_{2,5} são principalmente influenciadas pelas emissões veiculares e que a melhoria tecnológica veicular não é suficiente para controlar as concentrações de partículas finas no Brasil.

A melhoria tecnológica veicular pode ser efetiva na redução de poluentes primários como o CO e NO₂ (ANDRADE et al., 2017). No entanto, as concentrações de partículas finas estão estreitamente associadas às emissões veiculares não-exaustivas, como de pneus e freios, abastecimento e ressuspensão do solo. Mesmo em um cenário considerando a renovação tecnológica em todas as regiões do Brasil, a frota veicular ainda pode ser uma fonte dominante

de degradação da qualidade do ar. Nesse caso, além da restrição de fatores de emissões e melhoria tecnológica, será necessário criar outras estratégias de controle de fluxo veicular e planejamento urbano para controlar os impactos associados ao MP_{2,5} no Brasil.

Figura 13 - Distribuição espacial das concentrações médias mensais de a) NO_2 , b) CO , c) $\text{PM}_{2,5}$, d) O_3 . As médias mensais de CO e O_3 foram calculadas a partir das máximas médias móveis (8h) diárias. As colunas 1, 2 e 3 representam os cenários 1, 2 e 3.



5.3.3 Violações dos padrões de qualidade do ar

Os padrões intermediário e final de CO não foram violados nos 3 cenários simulados. No entanto, os padrões de NO₂, O₃ e MP_{2,5} foram frequentemente violados durante o período de simulação. A Figura 14 mostra a frequência de violações dos padrões em todos os pixels na grade de simulação da qualidade do ar.

Considerando as 744 horas de simulação no cenário 1, o padrão intermediário (1h) de NO₂ foi violado mais de 100 vezes em alguns pixels, enquanto o padrão final (1h) foi violado mais de 200 vezes nos mesmos pixels. A frequência de violações de ambos os padrões de NO₂ reduziu pouco quando comparados os cenários 1 e 2. No entanto, considerando o cenário 3, a frequência de violações dos padrões de NO₂ reduziu significativamente, com diversos pixels sem violação durante todo o período de simulação (Figura 14). Esses resultados sugerem que, mesmo com a redução dos impactos na qualidade do ar associada à renovação tecnológica da frota veicular, alguns locais ainda podem violar mais de 100 vezes o PQAr horário de NO₂ durante o período de simulação. A Figura 15 mostra a frequência média de violações por estado no Brasil. Para ambos os padrões de NO₂, a maior frequência de violações ocorre entre os estados de São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Conforme mostra a Figura 14, o padrão intermediário (máxima média móvel diária) de O₃ foi violado apenas no cenário 1, com uma frequência de mais de 15 dias de violação em alguns pixels. Quando considerado o padrão final, o número de violações de O₃ ocorreu em praticamente todos os pixels analisados no cenário 1, com alguns pixels violando o padrão em todos os dias do período de simulação. O padrão final de O₃ também foi violado mais de 10 vezes em alguns pixels nas simulações dos cenários 2 e 3 (Figura 14). Esses resultados sugerem que, mesmo em um cenário de renovação tecnológica da frota veicular, as emissões veiculares ainda podem ser responsáveis pela formação de O₃ e impactos frequentes na qualidade do ar em algumas regiões do Brasil. As regiões que continuaram frequentemente violando o padrão final de O₃ no cenário 3 estão principalmente no Sul, Sudeste e Centro-Oeste, com destaque para o Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Figura 15).

Os resultados também sugerem que não ocorreu uma redução significativa na frequência de violações dos padrões (intermediário e final) de MP_{2,5}, comparando os cenários 1, 2 e 3. Enquanto o padrão intermediário de MP_{2,5} (24h) foi violado em mais de 20 dias em

alguns pixels, o padrão final (24h) foi violado em todos os dias do mês nos mesmos pixels (Figura 14). Esses pixels estão localizados principalmente nos estados do Sul e Sudeste, com destaque para São Paulo, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Paraná e Minas Gerais (Figura 15). Considerando a frequência média de violações dentro de cada estado brasileiro, alguns estados do Nordeste e Norte não violaram o padrão intermediário de $MP_{2,5}$ em nenhum dos cenários simulados. No entanto, a maioria dos estados violou o padrão final nos três cenários simulados, com exceção do Rio Grande do Norte, Piauí e Amapá.

Figura 14 - Frequência de violações dos PQAr em todos os pixels na grade de simulação da qualidade do ar. A primeira coluna mostra as violações dos padrões intermediários de a) NO_2 , c) O_3 , e) $MP_{2,5}$. A segunda coluna mostra as violações dos padrões finais de b) NO_2 , d) O_3 , f) $MP_{2,5}$. As violações de NO_2 são horárias, enquanto as violações de O_3 e $MP_{2,5}$ são diárias.

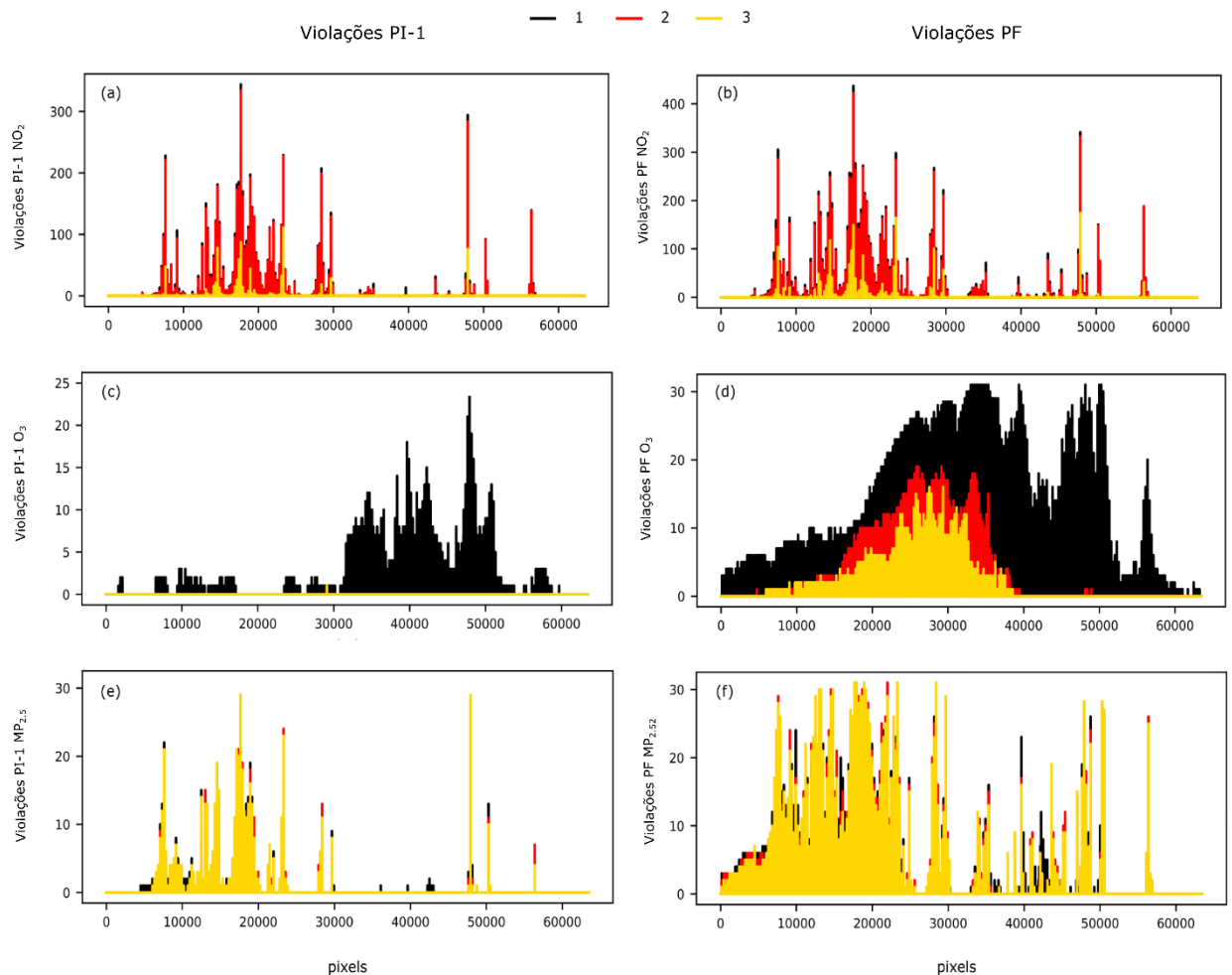
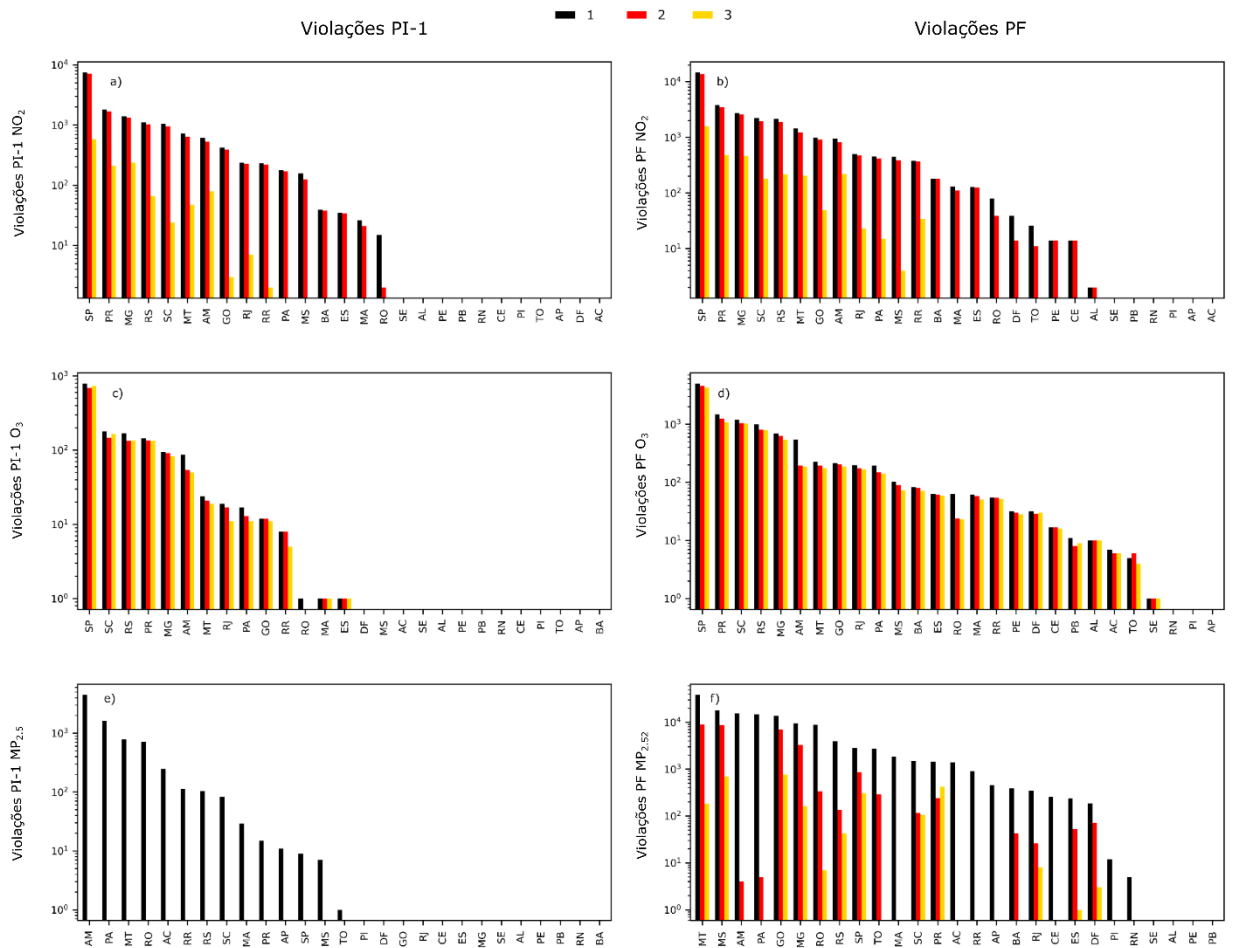


Figura 15 - Frequência média de violações dos PQAr nos estados brasileiros. A primeira coluna mostra as violações dos padrões intermediários de a) NO_2 , c) O_3 , e) $\text{MP}_{2,5}$. A segunda coluna mostra as violações dos padrões finais de b) NO_2 , d) O_3 , f) $\text{MP}_{2,5}$. As violações de NO_2 são horárias, enquanto as violações de O_3 e $\text{MP}_{2,5}$ são diárias.



6 CONCLUSÕES

6.1 CONCLUSÕES ETAPA 1

Na etapa 1 da tese, foram comparados os PCEV's do Brasil, EUA, UE e China, enfatizando as restrições dos padrões de emissões e as estruturas técnicas para avaliar a conformidade dos veículos.

Todos os PCEV's avaliados restringiram os padrões de emissões ao longo do tempo. Em uma comparação, o PCEV dos EUA adota ciclos de testes e métodos de controle de emissões mais representativos. Além disso, possui um programa de inspeção e manutenção veicular consolidado, bem como uma forte estrutura técnica para avaliar a conformidade dos veículos em uso. Estas são medidas prioritárias básicas para estruturar o PCEV em escala nacional. No caso do programa brasileiro, as principais limitações estão relacionadas à estrutura técnica dos órgãos ambientais para garantir a conformidade dos veículos com as restrições do PCEV. O programa nacional atribui aos estados a obrigatoriedade de inspeção e manutenção dos veículos em uso; no entanto, a maioria dos estados ainda carece de um sistema consolidado para garantir que os testes de monitoramento sejam representativos e que os padrões de emissões não sejam violados. Além disso, não existe um sistema de baixa para controlar a aposentadoria dos veículos que atingiram o final da vida útil. Além das restrições dos padrões de emissões, é urgentemente necessário garantir a conformidade dos veículos em uso com os requisitos do PCEV brasileiro.

Desde 2004, as concentrações de MP nos EUA não excedem o padrão IT-4 da OMS, coincidindo com a implementação do estágio 2 do PCEV. Na UE, os padrões de IT-3 pararam de ser excedidos após a implementação da Euro 6 (2014). Na China, apesar de algumas melhorias significativas recentemente implementadas no PCEV, as concentrações de poluentes estão muito acima dos EUA, UE e Brasil, geralmente excedendo os padrões IT-1 da OMS. No Brasil, o PCEV contribuiu significativamente para a melhoria da qualidade do ar em algumas regiões, como o MASP, que deixou de exceder os padrões IT-3 de MP₁₀ OMS após 2016. No entanto, a falta de dados de monitoramento da qualidade do ar limita a avaliação da eficácia do PCEV em outras regiões brasileiras.

6.2 CONCLUSÕES ETAPA 2

Na etapa 2 da tese, foram avaliadas as mudanças das concentrações de $MP_{2,5}$, destacando a influência do crescimento da frota veicular e das restrições da política de controle de emissões veiculares no Brasil. Durante o período 2001-2010, o $MP_{2,5}$ aumentou em regiões urbanas com um crescimento intenso da densidade da frota veicular. Após uma suavização no incremento da frota veicular durante o período 2011-2020, o $MP_{2,5}$ diminuiu na maioria dessas regiões urbanas. Um padrão oposto nas concentrações de $MP_{2,5}$ foi detectado em regiões onde o crescimento da frota veicular se intensificou durante o período 2011-2020.

Nas metrópoles brasileiras com melhores condições socioeconômicas, a redução nas concentrações de $MP_{2,5}$ está alinhada com as restrições do PCEV sob um cenário de crescimento suavizado da frota veicular (durante o período de 2011 a 2020). Porém, mesmo restringindo os fatores de emissão entre 2001 e 2010, as concentrações de $MP_{2,5}$ aumentaram na maioria dessas regiões; durante esse período decadal, as restrições dos padrões de emissões exaustivas não foram suficientes para reduzir as concentrações de $MP_{2,5}$ em escala nacional.

A etapa 2 desta tese fornece evidências sobre a eficácia da política de controle das emissões veiculares, considerando diferentes regiões urbanas no Brasil. Os resultados também contribuem para destacar as diferenças entre as regiões brasileiras em relação às mudanças nas concentrações superficiais de $MP_{2,5}$, abordando um período de longo prazo. Essa etapa da tese também mostra uma implicação relacionada ao crescimento substancial da densidade veicular em áreas urbanas. A falta de controle sobre a renovação e retirada de frotas veiculares pode atrasar a eficácia do PCEV.

Os decisores políticos e os planejadores urbanos devem prestar mais atenção à inspeção dos veículos em circulação, identificando e eliminando os principais emissores. Além de planejar restrições de fatores de emissões para veículos novos, é urgentemente necessário um sistema para quantificar a aposentadoria dos veículos mais antigos. É importante planejar e restringir o crescimento da frota, além da melhoria tecnológica dos novos veículos.

6.3 CONCLUSÕES ETAPA 3

Na etapa 3 da tese, foi avaliado o impacto da renovação tecnológica da frota veicular sobre as concentrações de CO, NO₂, MP_{2,5} e O₃ no Brasil.

As emissões veiculares representaram a maior parcela (~80%) das emissões totais de poluentes primários como o CO e NO_x em diversos estados do país. No entanto, considerando um cenário de renovação da frota veicular, as emissões veiculares representaram menos de 40% do total emitido desses poluentes em todos os estados brasileiros. Em uma comparação dos cenários 2 e 3, os maiores percentuais de redução das emissões de CO e NO_x ocorreram nas regiões mais urbanizadas dos estados do Sul e Sudeste, enquanto os menores percentuais ocorreram em regiões menos urbanizadas entre as regiões do Norte e Centro Oeste.

As reduções das concentrações de CO, NO₂ e O₃ são notáveis a partir da comparação dos cenários 2 e 3, sugerindo que a renovação da frota veicular tem um impacto significativo na redução desses poluentes em todo o Brasil. No entanto, comparando os cenários 2 e 3, a redução de MP_{2,5} é pouco significativa, sugerindo que a melhoria tecnológica veicular não é suficiente para controlar as concentrações de MP_{2,5} no Brasil.

A renovação da frota veicular também tem um impacto significativo na redução da frequência de violações dos padrões de qualidade do ar de NO₂ e O₃. Os padrões IT-1 e PF de NO₂ foram violados em menor frequência e em menos regiões brasileiras, comparando o cenário 3 com o cenário 2. No caso do O₃, o padrão IT-1 não foi violado em um cenário de renovação da frota. O PF de O₃ foi violado no cenário 3, porém, em menor frequência e em menos regiões, comparado aos cenários 1 e 2. No entanto, a renovação da frota veicular não foi suficiente para reduzir a frequência de violações dos padrões IT-1 e PF de MP_{2,5} no Brasil.

7 LIMITAÇÕES

7.1 LIMITAÇÕES ETAPA 2

Existem algumas limitações relevantes na etapa 2: i) as incertezas associadas aos dados de concentração, emissões e meteorologia não foram analisadas. Embora os dados de concentração tenham um viés relativamente pequeno em comparação com as medições no solo no Sudeste do Brasil (variando de $-4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $-0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) (ANDREAO e ALBUQUERQUE, 2021), a baixa representatividade ou falta de estações de monitoramento da qualidade do ar em outras regiões dificulta a avaliação da precisão. As estimativas do EDGAR podem representar razoavelmente o padrão espacial das emissões veiculares no Brasil quando comparadas com o Inventário de Emissões Veiculares Brasileiro (BRAVES) (HOINASKI et al., 2022), que fornece uma estimativa detalhada em escala nacional. As emissões do BRAVES e do EDGAR apresentam uma correlação espacial geral ($p < 0,05$) de $\sim 0,35$. No entanto, as estimativas de MP do EDGAR para o setor de transporte podem subestimar as estimativas locais nas metrópoles brasileiras. De acordo com HUNNEEUS et al., (2020), as taxas de emissão do EDGAR subestimam de 5% a 40% quando comparadas com inventários locais e detalhados, devido às discrepâncias associadas às taxas de atividade do mundo real e aos fatores de emissão. Devido à falta de inventários de emissões no Brasil, avaliar a incerteza das estimativas do EDGAR para diferentes setores e regiões ainda é um desafio. ii) o efeito dissociado das emissões de queima de biomassa não foi controlado; essa fonte pode ter efeito sobre a variabilidade do MP em algumas regiões brasileiras (VIEIRA et al., 2023). iii) foram adotados dados da frota de veículos registrada; esses dados podem superestimar a frota em uso nos estados brasileiros. Não foi aplicada uma curva de sucateamento aos dados registrados da frota. iv) o consumo de combustível não foi incluído como variável preditora na análise de regressão, o que poderia contribuir para explicar a variabilidade de longo prazo do $\text{MP}_{2,5}$ em pontos urbanos. v) a análise foi concentrada apenas nas restrições da política nacional para controlar as emissões veiculares. Nesse caso, não foi estimado o efeito das políticas municipais e regionais para controlar as emissões veiculares, ou outras políticas associadas às mudanças na matriz energética, bem como planos urbanos de mobilidade municipal.

7.2 LIMITAÇÕES ETAPA 3

Existem algumas limitações relevantes na etapa 3: i) as incertezas associadas aos dados meteorológicos não foram analisadas. ii) conforme descrito na seção 4.3, as estimativas de emissões do BRAVES, FINN e MEGAN podem representar razoavelmente o padrão espaço-temporal das emissões veiculares, emissões de queima de biomassa e emissões biogênicas no Brasil. No entanto, devido à falta de inventários de emissões no Brasil, avaliar a incerteza das estimativas de emissões em nível nacional ainda é um desafio. iii) os fatores de emissões e curva de sucateamento de veículos da CETESB foram adotados para todo o Brasil. Nesse caso, a realidade do estado de São Paulo pode não ser representativa para outros estados brasileiros. iv) a análise dos cenários 2 e 3 concentra-se apenas na substituição dos fatores de emissões e autonomia dos veículos mais antigos. Nesse caso, não foram considerados outros cenários com a substituição da frota de veículos à combustão por veículos híbridos e/ou elétricos.

8 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com base no conteúdo das diferentes etapas desta tese, algumas recomendações para trabalhos futuras são destacadas:

i) Revisar e comparar a estrutura de conformidade de veículos leves e pesados em outros países com PCEV relevantes, como o Japão, Índia e Rússia, visando compreender as práticas efetivas e a estrutura técnica dos órgãos ambientais para garantir a conformidade e a aposentadoria dos veículos em escala nacional.

ii) Avaliar a influência de PCEV's sobre as mudanças nas concentrações de outros poluentes e em multiescalas temporais, visando compreender a relação entre as restrições do PCEV e as tendências interanuais de vários poluentes primários e secundários. Uma análise em multiescala também pode ser bem-vinda para esclarecer quais períodos e estágios do PCEV tiveram mais influência para a melhoria da qualidade do ar em diferentes regiões.

iii) Testar e comparar outros métodos de regressão para atribuir o efeito das restrições do PCEV sobre as mudanças de longo prazo na qualidade do ar.

iv) Simular as concentrações de poluentes em diferentes cenários, incluindo outras medidas de controle das emissões veiculares, tais como controle de fluxo veicular e mudanças nos modais de transporte, visando compreender quais medidas podem ser mais eficazes a curto, médio e longo prazo.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, M.F.; KUMAR, P.; FREITAS, E.D.; YNOUE, R.Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L.D.; NOGUEIRA, T.; PEREZ-MARTINEZ, P.; MIRANDA, R.M.; ALBUQUERQUE, T.; GONÇALVES, F.L.T.; OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, 159:66–82, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>

ANDREÃO, W.L.; ALONSO, M.F.; KUMAR, P.; PINTO, J.A.; PEDRUZZI, R.; ALBUQUERQUE T.T.A. Top-down vehicle emission inventory for spatial distribution and dispersion modeling of particulate matter. **Environmental Science and Pollution Research**, 27, 35952–35970, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08476-y>

ANDREÃO, W.L.; ALBUQUERQUE, T.T.A. Avoidable mortality by implementing more restrictive fine particles standards in Brazil: an estimation using satellite surface data. **Environmental Research**, 192, 110288, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110288>

ALBAYATI, N.; WAISI, B.; AL-FURAJI, M.; KADHOM, M.; ALALWAN, H. Effect of COVID-19 on air quality and pollution in different countries. **Journal of Transport & Health**, 101061, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2021.101061>

AL-TAANI, A.A.; NAZZAL, Y.; HOWARI, F.M.; HOWARI, F.M.; AHMAD, Y. Long-term trends in ambient fine particulate matter from 1980 to 2016 in United Arab Emirates. **Environmental Monitoring and Assessment**, 191, 143, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7259-9>

ANENBERG, S.; MILLER, J.; HENZE, D.; MINJARES, R. A global snapshot of the air pollution-related health impacts of transportation sector emissions in 2010 and 2015. **International Council of Clean Transportation (ICCT)**, 2019. https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/Global_health_impacts_transport_emissions_2010-2015_20190226.pdf

ANENBERG, S.; MILLER, J.; MINJARES, R.; DU, L.; HENZE, D.K.; LACEY, F.; MALLEY, C.S.; EMBERSON, L.; FRANCO, V.; KLIMONT, Z.; HEYES, C. Impacts and mitigation of excess diesel-related NO_x emissions in 11 major vehicle markets. **Nature**, 545, 467–471, 2017. <https://doi.org/10.1038/nature22086>

ARREGOCÉS, H.A.; ROJANO, R.; RESTREPO, G. Health risk assessment for particulate matter: application of AirQ+ model in the northern Caribbean region of Colombia. **Air Quality, Atmosphere & Health**, 16, 897–912, 2023. <https://doi.org/10.1007/s11869-023-01304-5>

BANDIVADEKAR, A.; GERMAN, J.; MOCK, P. Position brief policy solutions to reduce vehicle exhaust emissions under real-world driving conditions, 2015. <https://theicct.org/publications/policy-solutions-reduce-vehicle-exhaust-emissions-under-real-world-driving-conditions>

BISHOP, J.D.K.; MOLDEN, N.; BOIES, A.M. Using portable emissions measurement systems

(PEMS) to derive more accurate estimates of fuel use and nitrogen oxides emissions from modern Euro 6 passenger cars under real-world driving conditions. **Applied Energy**, 242, 942–973, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.047>

BRASIL (2018), MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA N° 491 DE 19/11/2018**. <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=369516>

Brazil: Light-duty: Emissions | Transport Policy, 2020d. <https://www.transportpolicy.net/standard/brazil-light-duty-emissions/>

BURNETT, R.; CHEN, H.; SZYSZKOWICZ, M.; FANN, N.; HUBBELL, B.; POPE, C.A.; APTE, J.S.; BRAUER, M.; COHEN, A.; WEICHENTHAL, S.; COGGINS, J.; DI, Q.; BRUNEKREEF, B.; FROSTAD, J.; LIM, S.S.; KAN, H.; WALKER, K.D.; THURSTON, G.D.; HAYES, R.B.; LIM, C.C.; TURNER, M.C.; JERRETT, M.; KREWSKI, D.; GAPSTUR, S.M.; DIVER, W.R.; OSTRO, B.; GOLDBERG, D.; CROUSE, D.L.; MARTIN, R.V.; PETERS, P.; PINAULT, L.; TJEPKEMA, M.; VAN DONKELAAR, A.; VILLENEUVE, P.J.; MILLER, A.B.; YIN, P.; ZHOU, M.; WANG, L.; JANSSEN, N.A.H.; MARRA, M.; ATKINSON, R.W.; TSANG, H.; THACH, T.Q.; CANNON, J.B.; ALLEN, R.T.; HART, J.E.; LADEN, F.; CESARONI, G.; FORASTIERE, F.; WEINMAYR, G.; JAENSCH, A.; NAGEL, G.; CONCIN, H.; SPADARO, J.V. Global estimates of mortality associated with long term exposure to outdoor fine particulate matter. **Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.** 115, 9592–9597, 2018. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1803222115>

CARVALHO, V.S.B.; FREITAS, E.D.; MARTINS, L.D.; MARTINS, J.A.; MAZZOLI, C.R.; ANDRADE, M.F. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. **Environmental Science and Policy**, 47, 68–79, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.11.001>

China: Light-duty: Emissions | Transport Policy, 2020c. <https://www.transportpolicy.net/standard/china-light-duty-emissions/>

DALLMANN, T. Brazil PROCONVE L-7 and L-8 EMISSION STANDARDS FOR LIGHT-DUTY VEHICLES. **International Council on Clean Transportation**, 2020. https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/Brazil_L7L8_policy_update_01302020.pdf

DALLMANN, T.; FAÇANHA, C. INTERNATIONAL COMPARISON OF BRAZILIAN REGULATORY STANDARDS FOR LIGHT-DUTY VEHICLE EMISSIONS. **International Council on Clean Transportation**, 2017. https://theicct.org/sites/default/files/publications/Brazil-LDF-Regs_White-Paper_ICCT_14042017_vF.pdf.

DieselNet: **Engine Emission Standards**, 2020a. <https://dieselnet.com/standards/#na>

DieselNet. (2020d) **Emission Standards: Brazil: Light-Duty Vehicles**. <https://dieselnet.com/standards/br/ld.php>

DieselNet. (2020c) **Emission Standards: China: Cars and Light Trucks**. <https://dieselnet.com/standards/cn/ld.php>

DieselNet. (2020b) **Emission Standards: Europe: Cars and Light Trucks.** <https://dieselnet.com/standards/eu/ld.php>

EDGAR – Emissions Database for Global Atmospheric Research. **Global Air Pollutant Emissions v6.1**, Annual gridmaps, 2023. https://edgar.jrc.ec.europa.eu/index.php/dataset_ap61

EEA. (2019) Emissions of the main air pollutants in Europe — European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/main-anthropogenic-air-pollutant-emissions/assessment-6>

EMAMI, F.; MASIOL, M.; HOPKE, P.K. Air pollution at Rochester, NY: Long-term trends and multivariate analysis of upwind SO₂ source impacts. **Science of The Total Environment**, 612, 1506-1515, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.026>.

EMERY, C.; JUNG, J.; KOO, B.; YARWOOD, G. Final Report, Improvements to CAMx Snow Cover Treatments and Carbon 355 Bond Chemical Mechanism for Winter Ozone, Tech. rep., Ramboll Environ, Novato, CA, USA, 2015. https://www.camx.com/files/udaq_snowchem_final_6aug15.pdf

EU: **Light-duty: Emissions | Transport Policy**, 2020b. <https://www.transportpolicy.net/standard/eu-light-duty-emissions/>

FONTES, T.; LI, P.; BARROS, N.; ZHAO, P. Trends of PM_{2.5} concentrations in China: A long term approach. **Journal of Environmental Management**, 196, 719-732, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.074>.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, 2, 1–21, 2015. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>

GAJBHIYE, M.D.; LAKSHMANAN, S.; KUMAR, N.; BHATTACHARYA, S.; NISHAD, S. Effectiveness of India’s Bharat Stage mitigation measures in reducing vehicular emissions. **Transportation Research Part D: Transportation and Environment**, 115, 103603, 2023. <https://doi.org/10.1016/J.TRD.2022.103603>

GREENE, D.L.; SIMS, C.B.; MURATORI, M. Two trillion gallons: Fuel savings from fuel economy improvements to US light-duty vehicles, 1975–2018. **Energy Policy**, 142, 111517, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2020.111517>

GUENTHER, A.B.; JIANG, X.; HEALD, C.L.; SAKULYANONTVITTAYA, T.; DUHL, T.; EMMONS, L.K.; WANG, X. The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): An extended and updated framework for modeling biogenic emissions. **Geoscientific Model Development**, 5, 1471–1492, 2012. <https://doi.org/10.5194/GMD-5-1471-2012>

GUEYMARD, C.A.; YANG, D. Worldwide validation of CAMS and MERRA-2 reanalysis

aerosol optical depth products using 15 years of AERONET observations. **Atmospheric Environment**, 225, 117216, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117216>.

HASHEMINASSAB, S.; DAHER, N.; OSTRO, B.D.; SIOUTAS, C. Long-term source apportionment of ambient fine particulate matter (PM 2.5) in the Los Angeles Basin: A focus on emissions reduction from vehicular sources. **Environmental Pollution**, 193, 54–64, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.012>

HASTIE, T.J.; TIBSHIRANI, R.J. **Generalized Additive Models**. CRC press, 1990. ISBN 9780412343902

HE, H.; JIN, L. A historical review of the U.S. vehicle emission compliance program and emission recall cases. **International Council on Clean Transportation**. 2017. <https://theicct.org/publications/historical-review-us-vehicle-emission-compliance-program-and-emission-recall-cases>

HOGREFE, C.; ISUKAPALLI, S.S.; TANG, X.; GEORGOPOULOS, P.G.; HE, S.; ZALEWSKY, E.E.; HAO, W.; KU, J.Y.; KEY, T.; SISTLA, G. Impact of Biogenic Emission Uncertainties on the Simulated Response of Ozone and Fine Particulate Matter to Anthropogenic Emission Reductions, 2011. <https://doi.org/10.3155/1047-3289.61.1.92>

HOINASKI et al., (2020). Avaliação do impacto das emissões veiculares, queimadas, industriais e naturais na qualidade do ar em Santa Catarina. https://lcqar.ufsc.br/novo/wpcontent/uploads/2021/06/Avalia%C3%A7%C3%A3o-do-impacto-das-emiss%C3%B5es_Santa-Catarina_2020.pdf

HOINASKI, L.; VASQUES, T.V.; RIBEIRO, C.B.; MEOTTI, B. Multispecies and high-spatiotemporal-resolution database of vehicular emissions in Brazil. **Earth System Scientific Data**, 14, 2939–2949, 2022. <https://doi.org/10.5194/essd-14-2939-2022>

HOOFTMAN, N.; MESSAGIE, M.; VAN MIERLO, J.; COOSEMANS, T. A review of the European passenger car regulations – Real driving emissions vs local air quality. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 86, 1–21, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.01.012>

HUANG, C.; LOU, D.; HU, Z.; FENG, Q.; CHEN, Y.; CHEN, C.; TAN, P.; YAO, D. A PEMS study of the emissions of gaseous pollutants and ultrafine particles from gasoline- and diesel-fueled vehicles. **Atmospheric Environment**, 77, 703–710, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.059>

HUSSAIN, M.; MAHMUD, I. pyMannKendall: a python package for non-parametric Mann Kendall family of trend tests. **Journal of Open-Source Software**, 4, 39, 1556, 2019. <https://doi.org/10.21105/joss.01556>

IBARRA-ESPINOSA, S.; ZHANG, X.; XIU, A.; GAO, C.; WANG, S.; BA, Q.; GAO, C.; CHEN, W. A comprehensive spatial and temporal vehicular emissions for northeast China. **Atmospheric Environment**, 244, 117952, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117952>.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2023) Classificação Rural e Urbana. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/tipologias-do-territorio/15790-classificacao-rural-e-urbana.html?edicao=37670&t=acesso-ao-produto>

JESUS, A.L.; HELEN, T.; KNIBBS, L.D.; KOWALSKI, M.; CYRYS, J.; NIEMI, J.V.; KOUSA, A.; TIMONEN, H.; LUOMA, K.; PETÄJÄ, T.; BEDDOWS, D.; HARRISON, R.M.; HOPKE, P.; MORAWSKA, L. Long-term trends in PM_{2.5} mass and particle number concentrations in urban air: The impacts of mitigation measures and extreme events due to changing climates. **Environmental Pollution**, 263, 114500, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114500>.

JIANG, P.; ZHONG, X.; LI, L. On-road vehicle emission inventory and its spatio-temporal variations in North China Plain. **Environmental Pollution**, 267, 115639, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115639>

KAWASHIMA, A.B.; MARTINS, L.D.; RAFEE, S.A.A.; RUDKE, A.P.; DE MORAIS, M.V.; MARTINS, J.A. Development of a spatialized atmospheric emission inventory for the main industrial sources in Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, 27, 35941–35951, 2020. <https://doi.org/10.1007/S11356-020-08281-7>

KENDALL, M. G. **Rank Correlation Methods**. 4 ed. London: Charles Griffin, 1975.

KITAGAWA, Y.K.L.; KUMAR, P.; GALVÃO, E.S.; SANTOS, J.M.; REIS, N.C.; NASCIMENTO, E.G.S.; MOREIRA, D.M. Exposure and dose assessment of school children to air pollutants in a tropical coastal-urban area. **Science of the Total Environment**, 803, 149747, 2022. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149747>

KOTA, S.H.; SCHADE, G.; ESTES, M.; BOYER, D.; YING, Q. Evaluation of MEGAN predicted biogenic isoprene emissions at urban locations in Southeast Texas. **Atmospheric Environment**, 110, 54–64, 2015. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2015.03.027>

KOUSOULIDOU, M.; FONTARAS, G.; NTZIACHRISTOS, L.; BONNEL, P.; SAMARAS, Z.; DILARA, P. Use of portable emissions measurement system (PEMS) for the development and validation of passenger car emission factors. **Atmospheric Environment**, 64, 329–338, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.09.062>

KÜHLWEIN, J.; GERMAN, J.; BANDIVADEKAR, A. Development of test cycle conversion factors among worldwide light-duty vehicle CO₂ emission standards, 2014. <https://theicct.org/publications/development-test-cycle-conversion-factors-among-worldwide-light-duty-vehicle-co2>

LYU, M.; BAO, X.; ZHU, R.; MATTHEWS, R. State-of-the-art outlook for light-duty vehicle emission control standards and technologies in China. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 22, 4, 757–771, 2020. <https://doi.org/10.1007/s10098-020-01834-x>

MASIOL, M.; SQUIZZATO, S.; CHALUPA, D.C.; UTELL, M.J.; RICH, D.Q.; HOPKE, P.K. Long-term trends in submicron particle concentrations in a metropolitan area of the

northeastern United States. **Science of the Total Environment**, 633, 59-70, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.151>

MCNALLY, AMY - NASA/GSFC/HSL. FLDAS Noah Land Surface Model L4 Global Monthly 0.1 x 0.1 degree (MERRA-2 and CHIRPS). Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC), 2018. 10.5067/5NHC22T9375G

MANN, H. B. Nonparametric Tests Against Trend. **Econometrica**, 13, 3, 245–259, 1945.

MAXWELL, R.; HANNON, J. U.S. EPA recall program for light-duty vehicles and light-duty trucks, 2017. <https://theicct.org/publications/us-epa-recall-program-light-duty-vehicles-and-light-duty-trucks>

MOCK, P.; GERMAN, J. The future of vehicle emissions testing and compliance how to align regulatory requirements, customer expectations, and environmental performance in the European Union, 2015. https://theicct.org/sites/default/files/publications/ICCT_future-vehicletesting_20151123.pdf

OICA. (2020) Vehicles in use | OICA. <http://www.oica.net/category/vehicles-in-use/>

MORAN, P.A.P. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. **Biometrika**, 37, 17, 1950. <https://doi.org/10.2307/2332142>

NAKADA, L.Y.K.; URBAN, R.C. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. **Science of The Total Environment**, 730, 139087, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>

NAVINYA, C.D.; VINOJ, V.; PANDEY, S.K. Evaluation of PM_{2.5} Surface Concentrations Simulated by NASA's MERRA Version 2 Aerosol Reanalysis over India and its relation to the Air Quality Index. **Aerosol Air Quality Research**, 20, 1329–1339, 2020. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.12.0615>

PACHECO, M.T.; PARMIGIANI, M.M.M.; ANDRADE, M.F.; MORAWSKA, L.; KUMAR, P. A review of emissions and concentrations of particulate matter in the three major metropolitan areas of Brazil. **Journal of Transport and Health**, 4, 53–72, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.01.008>

PANG, Y.; FUENTES, M.; RIEGER, P. Trends in the emissions of Volatile Organic Compounds (VOCs) from light-duty gasoline vehicles tested on chassis dynamometers in Southern California. **Atmospheric Environment**, 83, 127–135, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.002>

PANT, P.; HARRISON, R.M. Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review. **Atmospheric Environment**, 77, 78-97, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.028>

PARRISH, D.D.; KUSTER, W.C.; SHAO, M.; YOKOUCHI, Y.; KONDO, Y.; GOLDAN, P.D.; GOUW, J.A.; KOIKE, M.; SHIRAI, T. Comparison of air pollutant emissions among

mega-cities. **Atmospheric Environment**, 43, 40, 6435–6441, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.06.024>

PELÁEZ, L.M.G.; SANTOS, J.M.; ALBUQUERQUE, T.T.A.; REIS, N.C.; ANDREÃO, W.L.; ANDRADE, M.F. Air quality status and trends over large cities in South America. **Environmental Science & Policy**, 114, 422-435, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.09.009>

PEREIRA, G.; SIQUEIRA, R.; ROSÁRIO, N.E.; LONGO, K.L.; FREITAS, S.R.; CARDOZO, F.S.; KAISER, J.W.; WOOSTER, M.J. Assessment of fire emission inventories during the South American Biomass Burning Analysis (SAMBBA) experiment. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 2016. <https://doi.org/10.5194/acp-16-6961-2016>

PÉREZ-MARTÍNEZ, P.J.; ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R.M. Heavy truck restrictions and air quality implications in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, 202, 1, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.022>

PÉREZ-MARTÍNEZ, P.J.; ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R.M. Traffic-related air quality trends in São Paulo, Brazil. **JGR Atmospheres**, 120, 12, 6290-6304, 2015. <https://doi.org/10.1002/2014JD022812>

PÉREZ-MARTÍNEZ, P.J.; ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R.M. Heavy truck restrictions and air quality implications in São Paulo, Brazil. **Journal of Environmental Management**, 202, 1, 155-68, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.022>

POSADA, F.; FAÇANHA, C. Brazil Passenger Vehicle Market Statistics International comparative assessment of technology adoption and energy consumption, 2015. <https://theicct.org/publications/brazil-passenger-vehicle-market-statistics>

REY, S.J.; ANSELIN, L. PySAL: A Python Library of Spatial Analytical Methods. **Handb. Applied Spatial Analysis**, 175–193, 2010. https://doi.org/10.1007/978-3-642-03647-7_11

RIBEIRO, C.B.; HOINASKI, L. PM_{2.5} decadal changes in Brazil: influence of vehicular fleet growth and policy to control vehicular emissions. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 2024. <https://doi.org/10.1007/s10098-024-02805-2>

RIBEIRO, C.B.; RODELLA, F.H.C.; HOINASKI, L. Regulating light-duty vehicle emissions: an overview of US, EU, China and Brazil programs and its effect on air quality. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02238-1>

RIENECKER, M.M. et al. MERRA: NASA's Modern-Era Retrospective Analysis for Research and Applications. **Journal of Climate**, 24, 3624–3648, 2011. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00015.1>

ROCHA, R.; ATUN, R.; MASSUDA, A.; RACHE, B.; SPINOLA, P.; NUNES, L.; LAGO, M.; CASTRO, MC. Effect of socioeconomic inequalities and vulnerabilities on health-system preparedness and response to COVID-19 in Brazil: a comprehensive analysis. **Lancet Global Health**, 9, 782–792, 2021. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(21\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(21)00081-4)

RODRÍGUEZ, F.; BERNARD, Y.; DORNOFF, J.; MOCK, P. Recommendations for post-euro 6 standards for light-duty vehicles in the European Union. **International Council of Clean Transportation**, 2019. <https://theicct.org/publications/recommendations-post-euro-6-eu>

SEKIYAMA, T.T.; TANAKA, T.Y.; SHIMIZU, A.; MIYOSHI, T. Data assimilation of CALIPSO aerosol observations. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 10, 39–49, 2010. <https://doi.org/10.5194/acp-10-39-2010>

SENATRAN (2023) Estatísticas - Frota de Veículos — Ministério dos Transportes. <https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/estatisticas-frota-de-veiculos-senatran>

SEN, P.K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. **J. Am. Statist. Assoc.**, v. 63, p. 1379–1389, 1968.

SILVA, S.J.; HEALD, C.L.; GUENTHER, A.B. Development of a reduced-complexity plant canopy physics surrogate model for use in chemical transport models: A case study with GEOS-Chem v12.3.0. **Geoscientific Model Development**, 13, 2569–2585, 2020. <https://doi.org/10.5194/GMD-13-2569-2020>

SINDELAROVA, K.; GRANIER, C.; BOUARAR, I.; GUENTHER, A.; TILMES, S.; STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J.F.; KUHN, U.; STEFANI, P.; KNORR, W. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years. **Atmospheric Chemistry and Physics**, 14, 9317–9341, 2014. <https://doi.org/10.5194/acp-14-9317-2014>

SKAMAROCK, W.C.; KLEMP, J.B.; DUDHIA, J.; GILL, D.O.; BARKER, D.; DUDA, M.G.; POWERS, J.G. A Description of the Advanced Research WRF Version 3 (No. NCAR/TN-475+STR). University Corporation for Atmospheric Research, 2008. <http://dx.doi.org/10.5065/D68S4MVH>

SKEETE, J.P. Examining the role of policy design and policy interaction in EU automotive emissions performance gaps. **Energy Policy**, 104, 373–381, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.02.018>

SONG, Z.; FU, D.; ZHANG, X.; WU, Y.; XIA, X.; HE, J.; HAN, X.; ZHANG, R.; CHE, H. Diurnal and seasonal variability of PM_{2.5} and AOD in North China plain: Comparison of MERRA-2 products and ground measurements. **Atmospheric Environment**, 191, 70–78, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.012>

SUN, S.; JIN, J.; XIA, M.; LIU, Y.; GAO, M.; ZOU, C.; WANG, T.; LIN, Y.; WU, L.; MAO, H.; WANG, P. Vehicle emissions in a middle-sized city of China: Current status and future trends. **Environment International**, 137, 105514, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105514>

THEIL, H. A rank-invariant method of linear and polynomial regression analysis, I. **Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Academie van Wetenschappen**, 53, 386–392, 1950.

TONG, R.; LIU, J.; WANG, W.; FANG, Y. Health effects of PM_{2.5} emissions from on-road vehicles during weekdays and weekends in Beijing, China. **Atmospheric Environment**, 223, 117258, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117258>

Transport Policy (2023) Brazil Region. <https://www.transportpolicy.net/region/south-america/brazil/>

US: Light-duty: Emissions | Transport Policy, 2020a. <https://www.transportpolicy.net/standard/us-light-duty-emissions/>

VAN DONKELAAR, A.; HAMMER, M.S.; BINDLE, L.; BRAUER, M.; BROOK, J.R.; GARAY, M.J.; HSU, N.C.; KALASHNIKOVA, O.V.; KAHN, R.A.; LEE, C.; LEVY, R.C.; LYAPUSTIN, A.; SAYER, A.M.; MARTIN, R.V. Monthly Global Estimates of Fine Particulate Matter and Their Uncertainty. **Environmental Science & Technology**, 55, 15287–15300, 2021. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C05309>

VASQUES, T.V.; HOINASKI, L. Brazilian vehicular emission inventory software – BRAVES. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, 100, 103041, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2021.103041>

VENTURA, L.M.; PINTO, F.O.; GIODA, A.; D'AGOSTO, M.A. Inspection and maintenance programs for in-service vehicles: An important air pollution control tool. **Sustainable Cities and Society**, 53, 101956, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101956>

VIEIRA, EV.R.; DO ROSARIO, N.E.; YAMASOE, M.A.; MORAIS, F.G.; MARTINEZ, P.J.P.; LANDULFO, E.; MAURA DE MIRANDA, R. Chemical characterization and optical properties of the aerosol in São Paulo, Brazil. **Atmosphere**, 14, 9, 1460, 2023 <https://doi.org/10.3390/atmos14091460>

VONGRUANG, P.; WONGWISES, P.; PIMONSREE, S. Assessment of fire emission inventories for simulating particulate matter in Upper Southeast Asia using WRF-CMAQ. **Atmospheric Pollution Research**, 8, 921–929, 2017. <https://doi.org/10.1016/J.APR.2017.03.004>

XU, Q.; LI, X.; WANG, S.; WANG, C.; HUANG, F.; GAO, Q.; WU, L.; TAO, L.; GUO, J.; WANG, W.; GUO, X. Fine Particulate Air Pollution and Hospital Emergency Room Visits for Respiratory Disease in Urban Areas in Beijing, China. **PLoS One**, 11, 0153099, 2016. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0153099>

ZHANG, Q.; ZHENG, Y.; TONG, D.; SHAO, M.; WANG, S.; ZHANG, Y.; XU, X.; WANG, J.; HE, H.; LIU, W.; DING, Y.; LEI, Y.; LI, J.; WANG, Z.; ZHANG, X.; WANG, Y.; CHENG, J.; LIU, Y.; SHI, Q.; YAN, L.; GENG, G.; HONG, C.; LI, M.; LIU, F.; ZHENG, B.; CAO, J.; DING, A.; GAO, J.; FU, Q.; HUO, J.; LIU, B.; LIU, Z.; YANG, F.; HE, K.; HAO, J. Drivers of improved PM_{2.5} air quality in China from 2013 to 2017. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, 116, 49, 24463–24469, 2019. <https://doi.org/10.1073/pnas.1907956116>

ZHENG, X.; WU, Y.; ZHANG, S.; HE, L.; HAO, J. Evaluating real-world emissions of light-duty gasoline vehicles with deactivated three-way catalyst converters. **Atmospheric Pollution Research**, 9, 1, 126–132, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2017.08.001>

WAKED, A.; SAUVAGE, S.; BORBON, A.; GAUDUIN, J.; PALLARES, C.; VAGNOT, M.P.; LÉONARDIS, T.; LOCOGE, N. Multi-year levels and trends of non-methane hydrocarbon concentrations observed in ambient air in France. **Atmospheric Environment**, 141, 263-275, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.06.059>

WANG, Y.S.; CHANG, L.C.; CHANG, F.J. Explore regional PM_{2.5} features and compositions causing health effects in Taiwan. **Environmental Management**, 67, 176–191, 2021. <https://doi.org/10.1007/s00267-020-01391-5>

WHO - World Health Organization (2023) Air pollution. https://www.who.int/health-topics/air-pollution#tab=tab_2

WIEDINMYER, C.; AKAGI, S.K.; YOKELSON, R.J.; EMMONS, L.K.; AL-SAADY, J.A.; ORLANDO, J.J.; SOJA, A.J. The Fire INventory from NCAR (FINN): A high resolution global model to estimate the emissions from open burning. **Geoscientific Model Development**, 4, 625–641, 2011. <https://doi.org/10.5194/GMD-4-625-2011>

WINKLER, S.L.; ANDERSON, J.E.; GARZA, L.; RUONA, W.C.; VOGT, R.; WALLINGTON, T.J. Vehicle criteria pollutant (PM, NO_x, CO, HCs) emissions: how low should we go? **npj Climate and Atmospheric Science**, 1, 26, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0037-5>

WILL, R.; HIROTA, M.; CHAFFE, P.L.B.; SANTOS, O.N.; HOINASKI, L. Socioeconomic development role in hospitalization related to air pollution and meteorology: A study case in southern Brazil. **Science of the Total Environment**, 826, 154063, 2022. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.154063>

WINKLER, S.L.; ANDERSON, J.E.; GARZA, L.; RUONA, W.C.; VOGT, R.; WALLINGTON, T.J. Vehicle criteria pollutant (PM, NO_x, CO, HCs) emissions: how low should we go? **npj Climate and Atmospheric Science**, 1, 26, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0037-5>

WU, X.; WU, Y.; ZHANG, S.; LIU, H.; FU, L.; HAO, J. Assessment of vehicle emission programs in China during 1998-2013: Achievement, challenges and implications. **Environmental Pollution**, 214, 556–567, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.042>

WU, Y.; ZHANG, S.; HAO, J.; LIUA, H.; WU, X.; HU, J.; WALSH, M.P.; WALLINGTON, T.J.; ZHANG, K.M.; STEVANOVIC, S. On-road vehicle emissions and their control in China: A review and outlook. **Science of the Total Environment**, 574, 332–349, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.040>

WYAT APPEL, et al. The Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model versions 5.3 and 5.3.1: System updates and evaluation. **Geoscientific Model Development**, 14, 2867–2897, 2021. <https://doi.org/10.5194/GMD-14-2867-2021>

YANG, S.; FANG, D.; CHEN, B. Human health impact and economic effect for PM_{2.5} exposure in typical cities. **Applied Energy**, 249, 316–325, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.04.173>

YANG, X.; JIANG, L.; ZHAO, W.; XIONG, Q.; ZHAO, W.; YAN, X. Comparison of Ground-Based PM_{2.5} and PM₁₀ concentrations in China, India, and the U.S. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, 15, 7, 2018. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071382>

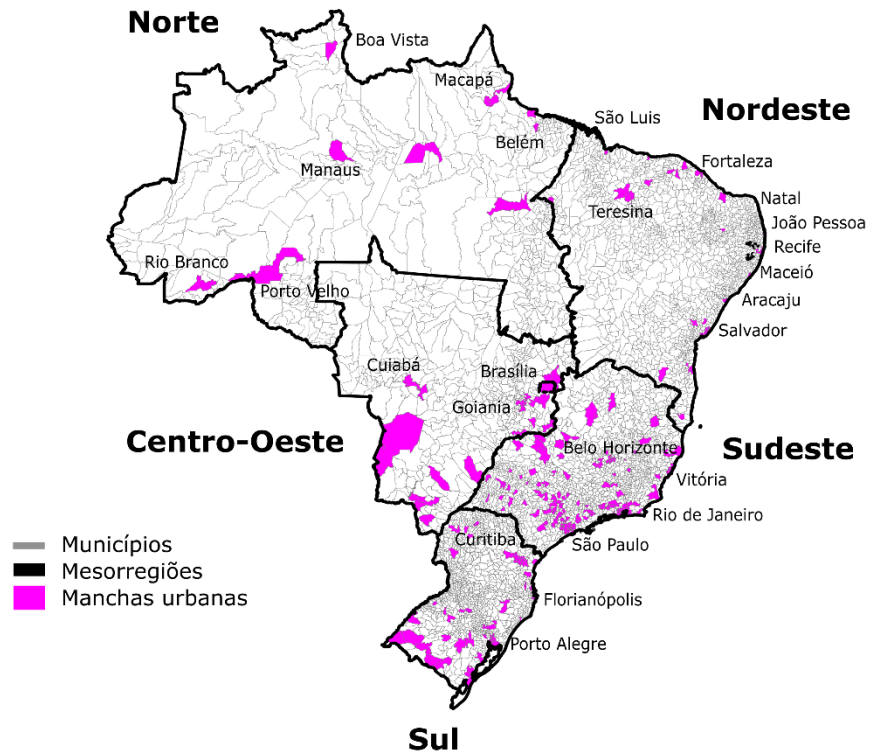
YANG, Z.; BANDIVADEKAR, A. Global update: Light-duty vehicle greenhouse gas and fuel economy standards. **International Council of Clean Transportation**. 2017. <https://theicct.org/publication/2017-global-update-light-duty-vehicle-greenhouse-gas-and-fuel-economy-standards/>

YANG, Z.; MUNCRIEF, R.; BANDIVADEKAR, A. Global baseline assessment of compliance and enforcement programs for vehicle emissions and energy efficiency, 2017. <https://theicct.org/publications/compliance-and-enforcement-global-baseline>

YARWOOD, G. et al. Updates to the Carbon Bond Mechanism for Version 6 (CB6), in: 9th Annual CMAS Conference, Chapel Hill, NC, 11–13 October 2010, 1–4, 2010.

YIN, S. Decadal trends of MERRA-estimated PM_{2.5} concentrations in East Asia and potential exposure from 1990 to 2019. **Atmospheric Environment**, 264, 118690, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118690>

APÊNDICES

APÊNDICE A – Municípios brasileiros filtrados para as análises da etapa 2 da tese

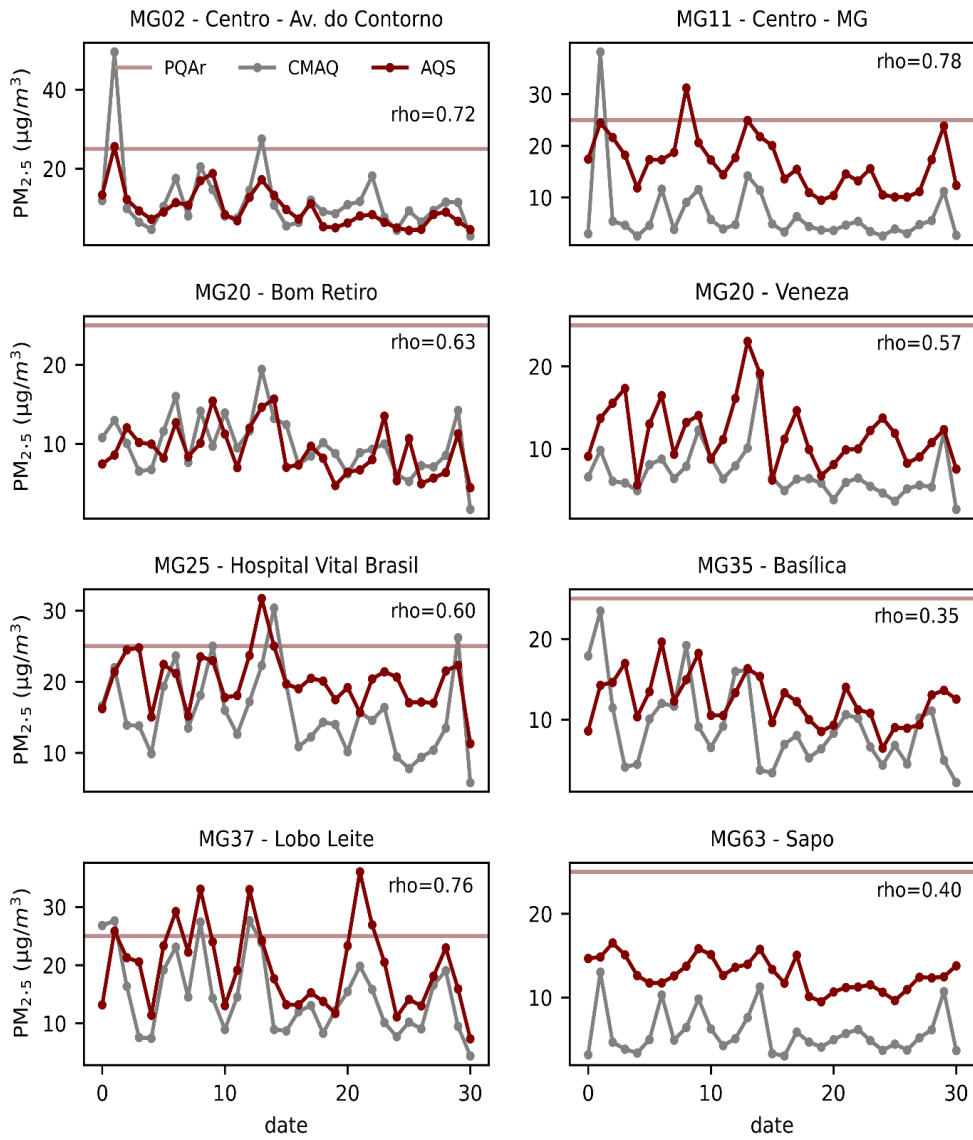
APÊNDICE B – Detalhamento das categorias de veículos agrupadas para as análises da etapa 2 da tese

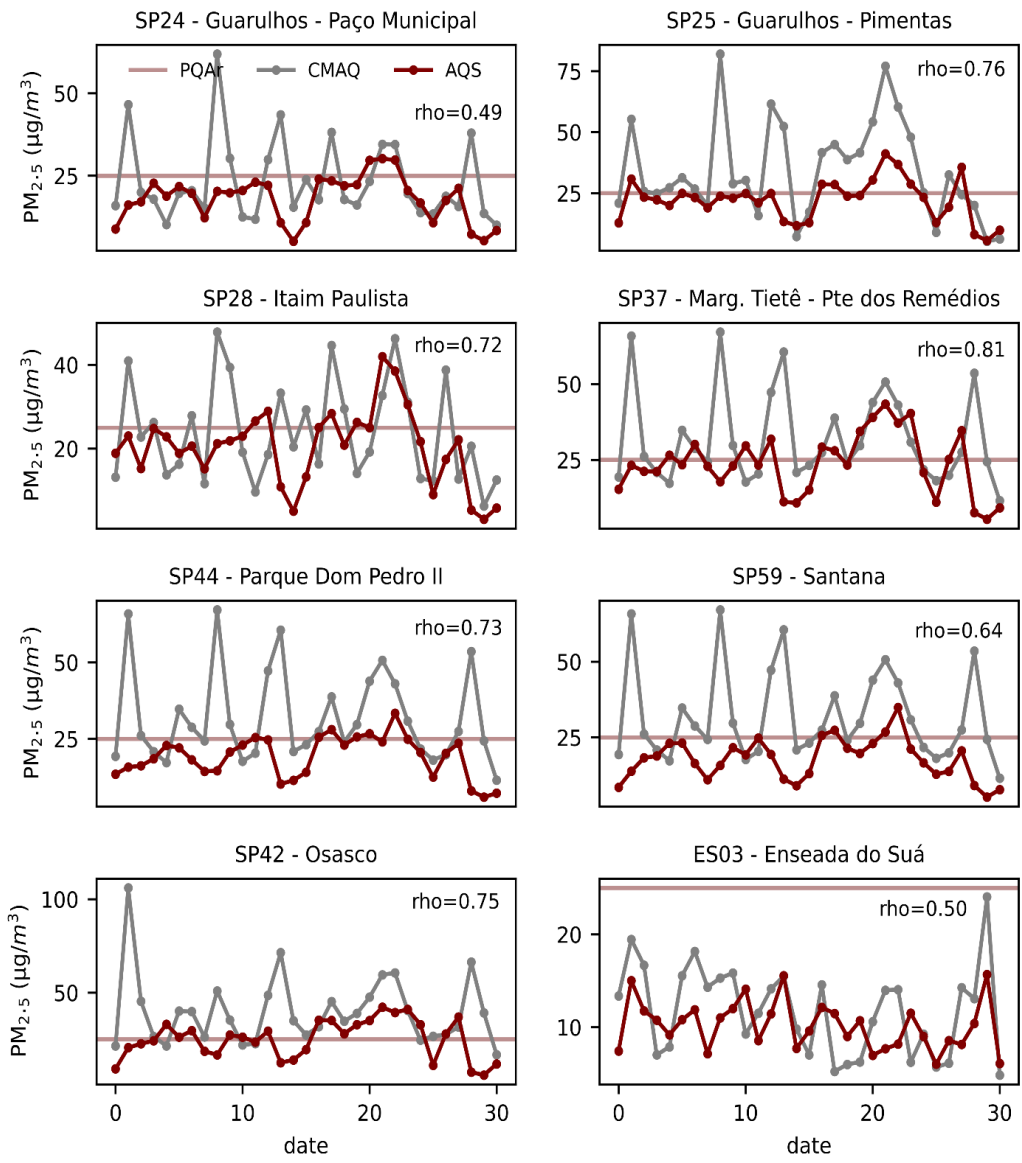
Grupo principal	Categorias	Motorização	Tipo de combustível	Definição
Heavy-Duty Vehicles (HDV)	Caminhão, trator, chassi plataforma, trator de esteira, trator de rodas, ônibus e micro-ônibus.	Ciclo diesel	Diesel	Veículo de carga e transporte público com peso bruto total superior 3856kg.
Light-Duty Vehicles (LDV)	Automóveis, picapes, veículos utilitários e outros.	Ciclo Otto ou diesel ^a	Gasolina C (~27% de etanol anidro), etanol hidratado, flex fuel	Veículo de passageiros e veículo destinado ao transporte de pessoas ou cargas com peso bruto total até 3856kg.

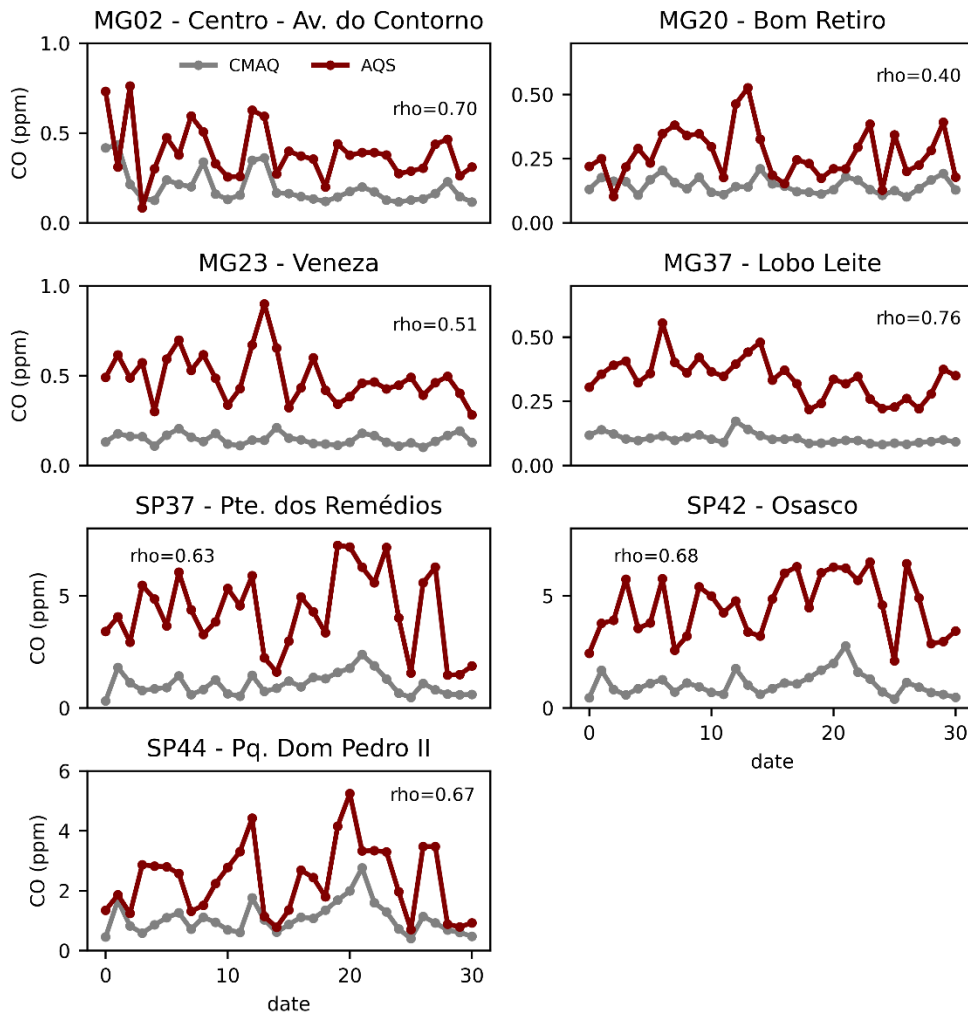
^a Algumas categorias, como veículos utilitários, podem adotar motores do ciclo diesel.

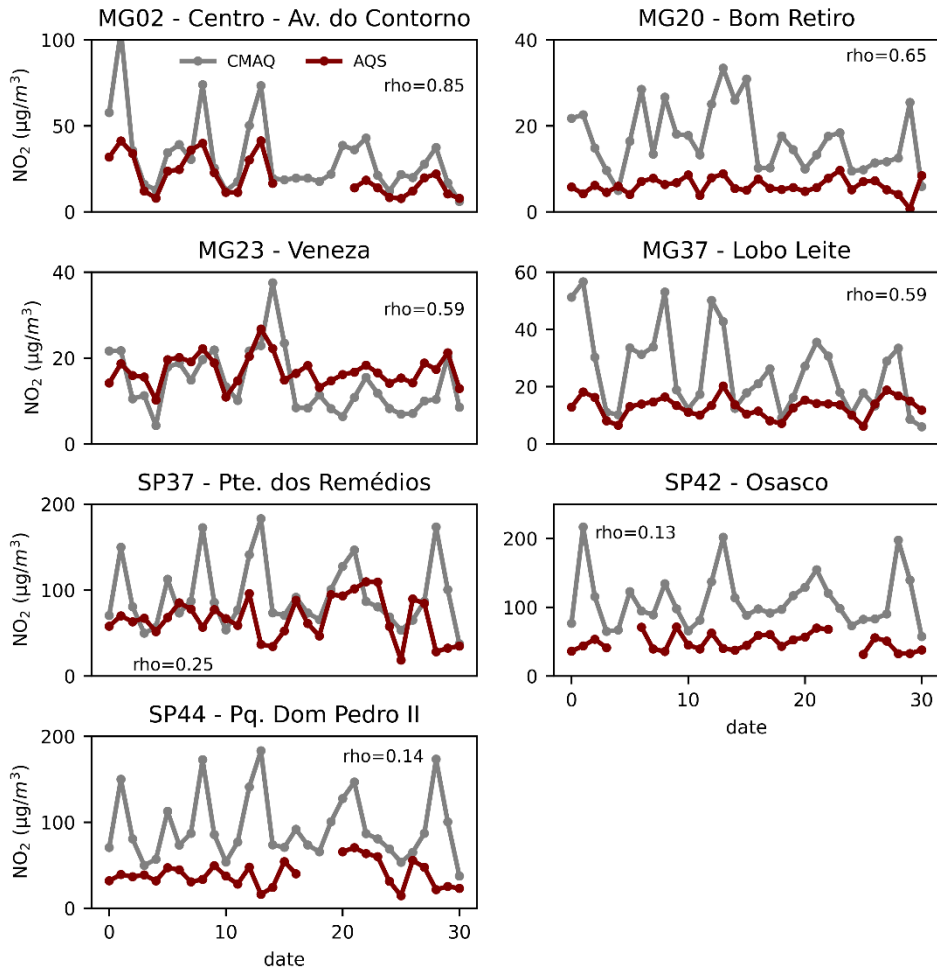
Fonte: DENATRAN, 2023

APÊNDICE C – Resultados da avaliação da performance das simulações da etapa 3 da tese

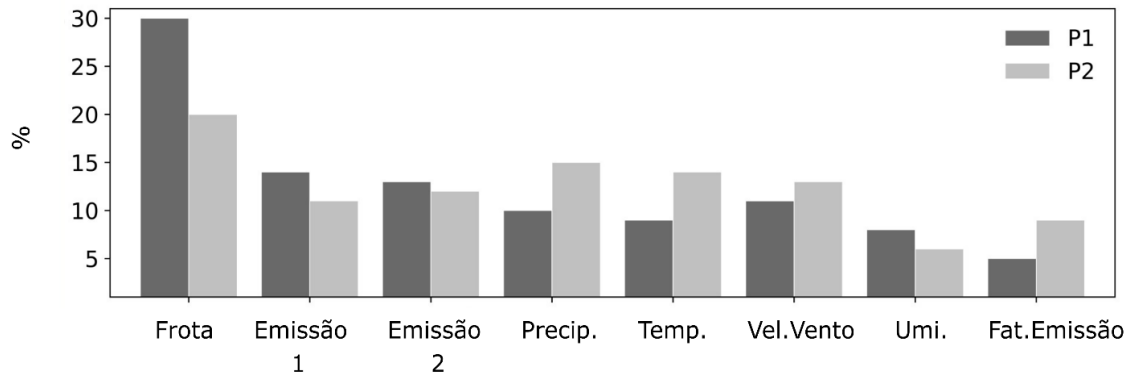








APÊNDICE D – Percentual de contribuição das variáveis preditoras na análise de regressão da etapa 2 da tese



APÊNDICE E – Distribuição espacial do percentual de contribuição da frota veicular e emissões de MP_{2.5} na análise de regressão da etapa 2 da tese

