



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS FLORIANÓPOLIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL
NÍVEL MESTRADO

ANDY DE SOUSA MAES

**AVALIAÇÃO DE FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES VEICULARES
EM CENTROS URBANOS**

FLORIANÓPOLIS
2020

ANDY DE SOUSA MAES

**AVALIAÇÃO DE FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES VEICULARES
EM CENTROS URBANOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-graduação
em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de
Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em
Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Hoinaski

Florianópolis

2020

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

Maes, Andy de Sousa

AVALIAÇÃO DE FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES
VEICULARES EM CENTROS URBANOS / Andy de Sousa Maes ;
orientador, Leonardo Hoinaski, 2020.

108 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Poluição do ar. 3.
Inventário de emissões. 4. Emissões veiculares. 5.
Qualidade do ar. I. Hoinaski, Leonardo. II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. III. Título.

Andy de Sousa Maes

**AVALIAÇÃO DE FATORES QUE INFLUENCIAM AS EMISSÕES VEICULARES
EM CENTROS URBANOS**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof^a Maria de Fatima Andrade, Dra.
Universidade de São Paulo

Prof. Werner Kraus Junior, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Davide Franco, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

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

Prof. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Prof. Dr. Leonardo Hoinaski
Orientador(a)

Florianópolis, 2020.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, pela vida repleta de possibilidades.

Ao Professor Leonardo Hoinaski, por ser uma verdadeira inspiração de dedicação e integridade a nós, seus alunos. Agradeço por ter me guiado gentilmente e pacientemente todos estes anos, por ter me apresentado ao mundo da pesquisa científica e ao laboratório que foi a minha segunda casa na UFSC: o Laboratório de Controle da Qualidade do Ar (LCQAr).

Aos professores Davide Franco, Werner Kraus Junior e Maria de Fatima Andrade, pesquisadores que muito admiro, pela valiosa contribuição com este trabalho.

Ao Observatório da Mobilidade Urbana UFSC, por ter compartilhado os dados do modelo de fluxo veicular da Grande Florianópolis, e possibilitado dar início aos estudos de emissão veicular em alta resolução. Agradeço também à Secretaria Municipal de Mobilidade e Planejamento Urbano de Florianópolis, por ter disponibilizado dados de transporte público atualizados.

Ao Laboratório LCQAr/UFSC, por proporcionar um ambiente colaborativo e os recursos necessários para a realização desta pesquisa. Principalmente, agradeço a todos os colegas do LCQAr, por terem tornado o desenvolvimento deste trabalho possível e muito mais prazeroso, pela cooperação e companheirismo nos momentos de dificuldades e nas comemorações. Espero que nossos caminhos se cruzem sempre.

Agradeço aos meus pais e às minhas irmãs, pelo amor imensurável e pelo incansável incentivo durante toda a minha jornada acadêmica. Estendo este agradecimento especial ao meu namorado e aos meus amigos, pelos abraços apertados e por facilitarem este processo com muito carinho e compreensão.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo auxílio financeiro.

Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da UFSC, por todo o suporte.

RESUMO

Em muitos centros urbanos, o estabelecimento de políticas públicas que controlem a concentração de poluentes na atmosfera tem sido um desafio. Como o transporte viário é uma importante fonte de poluição, informações sobre a frota veicular e suas emissões distribuídas no tempo e no espaço são imprescindíveis. Estas informações são utilizadas para verificar a conformidade com estratégias de controle da poluição e guiar medidas de intervenção. Neste sentido, o presente trabalho avaliou fatores que influenciam as emissões veiculares em centros urbanos, como a variabilidade do fluxo veicular, hierarquia de vias, densidade de vias e composição da frota em termos de categoria e idade veicular. Para tanto, a Região Central da Grande Florianópolis (RCGF) foi utilizada como área de estudo. Com dados da composição da frota, calculou-se fatores de emissão ponderados empregando um método probabilístico. Utilizando uma abordagem *bottom-up*, calculou-se as emissões veiculares da RCGF por rua, para os períodos de pico matutino e vespertino, a partir de um modelo de demanda de transportes. Foram calculadas emissões provenientes do escapamento, evaporativas e da ressuspensão de partículas do solo. Em relação ao transporte coletivo, obteve-se a variabilidade temporal das emissões partindo de itinerários públicos. Os resultados mostraram que os veículos leves foram responsáveis por 91% das emissões veiculares de CO, 87% de NMHC, 70% de CH₄ e 81% de N₂O, bem distribuídos ao longo da rede viária. Veículos pesados emitiram a maior parte do NO_x e MP_{2,5} de fonte veicular (79% e 22%, respectivamente), concentrados em vias expressas. A frota como um todo foi responsável por 68% de MP_{2,5} veicular, provenientes de ressuspensão. Em termos de hierarquia de via, as expressas compreenderam 72% de NO_x emitido por veículos, 61% de MP_{2,5}, e entre 43 e 55% dos demais poluentes. O restante foi emitido por locais, coletoras e arteriais. Sobre a variabilidade temporal das emissões do transporte coletivo, notou-se três períodos de pico nos dias úteis e sábado, enquanto domingo teve pouca variação entre as 6 e 22h. Comparando a densidade (km de via/km²) das expressas (primárias) com as demais (secundárias), notou-se que as regiões com maior densidade de vias secundárias coincidem com as primárias. Onde vias primárias e secundárias estão em proporções próximas, constatou-se que tanto vias primárias quanto secundárias emitem perto do 50% de CO, NMHC, CH₄, RCHO e CO₂ veicular. Para NO_x e MP, continuam predominando emissões de vias primárias mesmo nas células onde a densidade das primárias e secundárias é próxima. Por fim, elaborou-se cenários de redução de emissão, onde foram substituídos veículos antigos por novos, ano a ano. De 40, foi obtido um cenário ótimo de redução para cada categoria veicular. Como cenário ótimo, optou-se por aposentar automóveis com até 14 anos; comerciais leves, 22; motocicletas, 8 anos; e caminhões, com até 7 anos de uso. Não foi possível encontrar um cenário de redução ótima para os ônibus. Com o cenário ótimo, quase 50% das emissões de CO, NMHC e NO_x veicular foram reduzidas ao custo de 36 mil automóveis, 1.143 comerciais leves, 32.432 motocicletas, e 4.882 caminhões.

Palavras-chave: Poluição atmosférica. Inventário de emissões. Emissões veiculares. TransCAD, PROCONVE.

ABSTRACT

In many urban areas, the establishment of public policies that successfully control pollutants concentration in the atmosphere has been a challenge. As the road transport is an important source of pollution, information on fleet composition and how its emissions are distributed is of major concern. This information is applied to verify emissions control strategies and to guide mitigation measures. In that context, the present work evaluates factors that control road transport emissions in urban centers. Such factors are vehicular flow, road hierarchy, road density and fleet composition, in terms of category and vehicular age. The study area is the Great Florianópolis Central Area (GFCA). From registry data on GFCA's fleet, weighted emissions factors are estimated through a probabilistic method. Through a bottom-up approach and modelled transport data, this work presents vehicular emissions on a road link level, for peak hours in the morning and the afternoon. Exhaust, evaporative and soil dust resuspension emissions are part of the presented inventory. For public transportation, this study also assesses emissions temporal variability through buses itineraries. Results show that, in 2017, light vehicles emitted 91% of CO vehicular emissions, 87% of NMHC, 70% of CH₄ and 81% of N₂O, well distributed throughout the road network. Heavy-duty vehicles emitted most of NO_x and MP_{2,5} (79% and 22%, respectively) from vehicles, mostly concentrated in expressways. Soil dust resuspension comprehended 68% of the PM_{2,5} emitted by vehicles. In terms of hierarchy, expressways emitted 72% of NO_x, 61% of PM_{2,5}, and between 43 and 55% of the other pollutants. Local roads, collectors, connectors and arterials emitted the residual part. About temporal variability of buses emissions, weekdays and Saturdays presented three emissions peaks. Sundays had little variation between 6 and 22h. About the influence of road density (road length/km²) of primary roads (expressways) and the rest (secondary), in cells with high density of both primary and secondary roads, the contribution of each road class is similar for CO, NMHC, CH₄, RCHO and CO₂. For NO_x and PM, primary roads prevail over secondary. Finally, this work proposes scenarios of emissions reductions. For each scenario, new vehicles replaced old ones year by year, from 40 to 1 year of use. From 200 combinations, an optimum scenario for each vehicular category was obtained. As the optimal choice, automobiles of over 14 years of use, commercial light of 22, motorcycles of 8, and trucks of over 7 years of use were retired. For reducing emissions of buses, the retirement scenarios were not conclusive. In that scenario, emissions reduces around 50% of CO, NMHC and NO_x on the cost of 35.999 automobiles, 1.143 commercial light, 32.432 motorcycles and 4.882 trucks.

Keywords: Air pollution. Emissions inventory. Vehicular emissions. TransCAD. PROCONVE.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sistema de gestão da qualidade do ar. Adaptado de US EPA (2018).....	27
Figura 2: Diagrama de etapas metodológicas.....	37
Figura 3: Localização da Região Central da Grande Florianópolis. Bases cartográficas provenientes do IBGE (2015) e imagens de satélite Esri et al (2019).....	38
Figura 4: Dados de entrada necessários para a caracterização da frota veicular.	40
Figura 5: Fração da frota em circulação em função dos anos de uso de cada categoria de veículos (adaptado de MMA, 2013).	41
Figura 6: Dados de entrada para a caracterização da atividade veicular.	42
Figura 7: Rede viária da Região Central da Grande Florianópolis. Bases cartográficas provenientes de IBGE (2015) e rede viária, de PLAMUS (2015).	44
Figura 8: Fluxo veicular (veic.h ⁻¹) no período de pico da manhã, ajustado para 2017 e classificado em Leves e Pesados. As caixas representam a variabilidade de fluxo por tipo de rua. As marcações centrais são os valores medianos, o topo e a extremidade inferior das caixas indicam o 75° e o 25° percentil, respectivamente. Os <i>outliers</i> estão marcados em vermelho. .	45
Figura 9: Fluxo veicular (veic.h ⁻¹) no período de pico da tarde, ajustado para 2017 e classificado em Leves e Pesados. As caixas representam a variabilidade de fluxo por tipo de rua. As marcações centrais são os valores medianos, o topo e a extremidade inferior das caixas indicam o 75° e o 25° percentil, respectivamente. Os <i>outliers</i> estão marcados em vermelho.....	45
Figura 10: Rotas de ônibus da Região Central da Grande Florianópolis. * Incluídas apenas as rotas inventariadas neste trabalho. Bases cartográficas provenientes de IBGE (2015) e rotas de ônibus, de PLAMUS (2015), AUTOVIAÇÃO IMPERATRIZ (2019), SANTA TEREZINHA (2019), JOTUR (2019), TRANSPORTE COLETIVO ESTRELA (2019), BIGUAÇU TRANSPORTES COLETIVOS (2019).	47
Figura 11: Fluxo de ônibus urbanos (veic.h ⁻¹) nas rotas de a) Biguaçu, 2) Florianópolis, 3) Palhoça, 4) São José e 5) Intermunicipais. Dias úteis, sábados e domingos. As caixas representam a variabilidade de fluxo ao longo das horas do dia. As marcações centrais são os valores medianos, o topo e a extremidade inferior das caixas indicam o 75° (q_3) e o 25° percentil (q_1), respectivamente. Os marcadores em vermelho indicam valores superiores a $q_3 + 1,5 (q_3 - q_1)$ ou inferiores a $q_3 - 1,5 (q_3 - q_1)$	48
Figura 12: Diagrama da estimativa de emissões veiculares por escapamento.	50
Figura 13: Diagrama da estimativa de emissões veiculares por evaporação de combustível. .	53
Figura 14: Diagrama da estimativa de emissões veiculares por ressuspensão de material do solo.	55
Figura 15: Porcentagem de contribuição de cada categoria veicular, para as emissões totais de CO, NMHC, CH ₄ , NO _x , RCHO, MP ₃₀ , MP ₁₀ , MP _{2,5} , N ₂ O e CO ₂ na RCGF. A porcentagem de emissão encontra-se dentro das barras. As parcelas menores do que 5 % não possuem valor indicado.	61

Figura 16: Distribuição das emissões (g h^{-1}) veiculares na hora de pico da tarde, por categoria e poluente veicular. * $\text{HC} = \text{NMHC}_{\text{esc}} + \text{NMHC}_{\text{evap}} + \text{CH}_4$.	15
Figura 17: Distribuição espacial das emissões veiculares (g h^{-1}) na hora de pico da tarde, por poluente.	65
Figura 18: Distribuição das emissões veiculares (g h^{-1}) na hora de pico da tarde. Comparação entre emissões de escapamento e evaporativas.	65
Figura 19: Distribuição das emissões veiculares (g h^{-1}) na hora de pico da tarde. Comparação entre emissões de escapamento e ressuspensão.	65
Figura 20: Emissões de (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x e (d) NO_x de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentil, respectivamente.	67
Figura 21: Emissões de (a) RCHO, (b) $\text{MP}_{2,5}$, (c) N_2O e (d) CO_2 de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentil, respectivamente.	68
Figura 22: Porcentagem das emissões do transporte coletivo público da RCGF em cada hora, em relação à emissão máxima ocorrida na semana (aplica-se à todos os poluentes inventariados). Dias úteis (esq.), sábados (centro) e domingos (dir.).	69
Figura 23: Comparativo entre densidade de vias primárias (neste caso, expressas), e secundárias (demais hierarquias). Densidade de vias expressa em células de 1 km^2 .	70
Figura 24: Emissões das vias primárias e secundárias, em relação ao total de CO e HC emitidos. As emissões foram agregadas em áreas de 1 km^2 . * $\text{HC} = \text{NMHC}_{\text{esc}} + \text{NMHC}_{\text{evap}} + \text{CH}_4$.	71
Figura 25: Emissões das vias primárias e secundárias, em relação ao total de NO_x , MP e N_2O emitidos. As emissões foram agregadas em áreas de 1 km^2 .	72
Figura 26: Emissões das vias primárias e secundárias, em relação ao total de RCHO e CO_2 emitidos. As emissões foram agregadas em áreas de 1 km^2 .	73
Figura 27: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de automóveis, para os poluentes emitidos majoritariamente por automóveis. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.	74
Figura 28: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de comerciais leves, para os poluentes emitidos majoritariamente por comerciais leves. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.	75
Figura 29: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de motocicletas, para os poluentes emitidos majoritariamente por motocicletas. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada	

veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima..... 76

Figura 30: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de ônibus, para os poluentes emitidos majoritariamente por veículos pesados. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima..... 77

Figura 31: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de caminhões, para os poluentes emitidos majoritariamente por veículos pesados. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima. 77

Figura 32: Benefício ao renovar a frota e porcentagem de veículos aposentados, a cada cenário de aposentadoria de veículo, de acordo com a categoria veicular. 80

Figura 33: Custo para renovar a frota e porcentagem de veículos aposentados, a cada cenário de aposentadoria de veículo, de acordo com a categoria veicular. As estrelas pretas marcam a alternativa de ótima redução. 80

Figura 34: Emissões veiculares na alternativa ótima de redução. Em a) observam-se as emissões de cada poluente em $g.h^{-1}$ e em b), a redução de emissão por pixel de $1 km^2$ 82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características territoriais, populacionais e a frota de veículos dos municípios da RCGF, em 2017.....	39
Tabela 2: Fatores de emissão ponderados (g.km^{-1}) da frota veicular da RCGF por poluente, de acordo com a categoria veicular.	58
Tabela 3: Emissões veiculares (kg.h^{-1}) de escapamento e evaporativas na hora de pico da manhã dos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José, por poluente veicular.....	58
Tabela 4: Emissões veiculares (kg.h^{-1}) de escapamento e evaporativas na hora de pico da tarde dos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José, por categoria e poluente veicular.	59
Tabela 5: Emissões de material particulado (kg.h^{-1}) por ressuspensão do solo na hora de pico da manhã, nos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José poluente veicular.....	59
Tabela 6: Emissões de material particulado (kg.h^{-1}) por ressuspensão do solo na hora de pico da tarde nos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José poluente veicular.....	60
Tabela 7: Comparação entre emissões absolutas da RCGF e Região Metropolitana de Vitória, e entre emissões por veículo registrado.	60
Tabela 8: Magnitudes máximas e mínimas das emissões do transporte coletivo público da RCGF (kg.h^{-1}) em dias úteis, sábados e domingos.....	69
Tabela 9: Cenários resultantes para o critério de redução de emissões por veículo aposentado máximo ($R/\text{veic}_{\text{máx}}$) e para o critério de redução por veículo aposentado ótimo ($R/\text{veic}_{\alpha-45^\circ}$)..	78
Tabela 10: Redução percentual entre o as emissões veiculares da RCGF, calculadas para o ano de 2017, e as emissões calculadas para o cenário escolhido de controle da poluição veicular.	78
Tabela 11: Quantidade de veículos aposentados na alternativa ótima de melhoria da tecnologia veicular e custo de renovação da frota (R\$).	80
Tabela 12: Frota registrada dos municípios da RCGF por ano modelo de acordo com a quantidade de anos de uso (Uso), Ano-Modelo (Mod) nos municípios de Biguaçu (BI), Florianópolis (FL), Governador Celso Ramos (GO), Palhoça (PA) e São José (SJ)	92
Tabela 13: Frota registrada dos municípios da RCGF, por combustível veicular.....	93
Tabela 14: Frota registrada dos municípios da RCGF, por categoria veicular.....	93
Tabela 15: Motocicletas licenciadas no ano de 2017 – subcategorias de motocicletas.	94
Tabela 16: Licenciamento de caminhões - subcategorias de caminhões.....	94
Tabela 17: Frota circulante dos municípios da RCGF por categoria veicular.....	95
Tabela 18: Consumo de gasolina, etanol e diesel (em litros) nos municípios da RCGF.	97

Tabela 19: Emissões veiculares (g.km^{-1}) de escapamento e evaporativas na hora de pico da manhã dos municípios de Biguaçu (BI), Florianópolis (FL), Governador Celso Ramos (GO), Palhoça (PA) e São José (SJ), por categoria e poluente veicular.	100
Tabela 20: Quantidade de veículos aposentados em cada cenário de melhoria da tecnologia, de acordo com a categoria veicular.	102
Tabela 21: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de automóveis.....	103
Tabela 22: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de comerciais leves.....	104
Tabela 23: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de motocicletas.....	105
Tabela 24: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de ônibus.....	106
Tabela 25: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de caminhões.....	107

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRACICLO – Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares

ANFAVEA – Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores

ANP – Agência Nacional do Petróleo

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CH₄ - Metano

CO – Monóxido de Carbono

CO₂ – Dióxido de Carbono

CN – Carbono Negro

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COV – Compostos Orgânicos Voláteis

EMEP/EEA – European Monitoring and Environment Program/European Environmental Agency

HC – Hidrocarbonetos totais

HPA – Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

IEMA – Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos

MOVES – Motor Vehicle Emission Simulator

N₂O – Óxido Nitroso

NH₃ – Amônia

NMHC – Hidrocarbonetos não-metano

NO_x - Óxidos de Nitrogênio

MP_{2,5} – Material particulado com diâmetro menor que 2,5 micrometros

MP₁₀ – Material particulado com diâmetro menor que 10 micrometros

MP₃₀ – Material particulado com diâmetro menor que 30 micrometros

O₃ – Ozônio

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development

OMS – Organização Mundial da Saúde

PLAMUS – Plano de Mobilidade Urbana Sustentável da Grande Florianópolis

PCPV – Planos de Controle da Poluição Veicular

PROCONVE – Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores

Programa I/M – Programa de Inspeção e Manutenção

PROMOT – Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares

PTS – Partículas Totais em Suspensão

RCGF – Região Central da Grande Florianópolis

RCHO - Aldeídos

SO_x – Óxidos de Enxofre

US EPA – United Nations Environment Program

UNEP – United Nations Environment Program

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
1.1	OBJETIVOS.....	23
1.1.1	Objetivo Geral	23
1.1.2	Objetivos Específicos.....	23
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
2.1	POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NOS CENTROS URBANOS	24
2.2	EMISSÕES VEICULARES.....	27
2.2.1	Inventário de emissões veiculares	28
2.3	CONTROLE DAS EMISSÕES VEICULARES	31
2.3.1	Legislação brasileira para o controle da qualidade do ar	31
2.3.2	Legislação brasileira para o controle das emissões veiculares	32
2.3.3	Medidas de controle da poluição veicular	33
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
3.1	ÁREA DE ESTUDO	38
3.1.1	Características da frota veicular.....	40
3.1.2	Atividade veicular.....	42
3.2	ESTIMATIVA DE EMISSÕES PELO ESCAPAMENTO	50
3.2.1	Fatores de emissão deteriorados ponderados	51
3.3	ESTIMATIVA DE EMISSÕES POR EVAPORAÇÃO DO COMBUSTÍVEL	52
3.3.1	Fatores de emissão ponderados de cada categoria.....	54
3.4	ESTIMATIVA DE EMISSÕES POR RESUSPENSÃO DE PARTÍCULAS DO SOLO	55
3.4.1	Fatores de emissão médios da frota veicular	56
3.5	CENÁRIOS DE CONTROLE DA POLUIÇÃO VEICULAR.....	57
4	RESULTADOS.....	57
4.1	VARIABILIDADE TEMPORAL E ESPACIAL	58
4.2	INFLUÊNCIA DAS VIAS DE ALTO FLUXO VEICULAR	69
4.3	CENÁRIOS DE MELHORIA TECNOLÓGICA VEICULAR.....	73
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	83
	REFERÊNCIAS	86

APÊNDICE A – Frota registrada da RCGF, por ano-modelo, categoria e combustível veicular	92
APÊNDICE B – Frota circulante da RCGF, por ano-modelo	95
APÊNDICE C – Consumo de combustíveis veiculares nos Municípios da RCGF, nos anos de 2014 e 2017.....	97
APÊNDICE D – Estimativa da fração da frota <i>flex</i> que opta por utilizar etanol.....	98
APÊNDICE E – Emissões veiculares de escapamento e evaporativas na hora de pico da manhã e da tarde na RCGF.	100
APÊNDICE F – Quantidade de veículos aposentados em cada cenário de melhoria da tecnologia veicular	102
APÊNDICE G – Redução (%) das emissões em cada cenário de aposentadoria.....	103

1 INTRODUÇÃO

A poluição do ar ambiente tem sido associada a variados efeitos adversos à saúde humana (TAM; WONG; WONG, 2015; TORRES et al., 2018). O *United Nations Environment Program* estima que países desenvolvidos mais a China e Índia gastam US\$3,5 trilhões por ano em cuidados à saúde e óbitos associados à poluição do ar (UNEP, 2014a). Em centros urbanos, a poluição veicular é responsável por uma parte significativa dos poluentes encontrados na atmosfera local (MAGE et al., 1996; FERREIRA et al., 2013; LUMBRERAS et al., 2014; SHAHBAZI et al., 2016). Neste contexto, a efetividade de regulações que controlem a poluição veicular para a gestão da qualidade do ar são primordiais para a saúde ambiental.

Em sistemas de gestão da qualidade do ar, usualmente o primeiro passo para o controle de emissões veiculares é elaborar um inventário de emissões (FERREIRA et al., 2013; TROMBETTI et al., 2018). Os inventários identificam e quantificam as principais substâncias emitidas, guiam medidas de intervenção, avaliam o efeito de medidas de controle e fornecem perspectivas futuras (BORGE et al., 2008; FERREIRA et al., 2013; GULIA et al., 2015; IODICE; SENATORE, 2015). Apesar disso, ainda existem lacunas a serem respondidas em relação às emissões veiculares. Principalmente em regiões metropolitanas e países em desenvolvimento. A primeira delas é a dificuldade em estabelecer inventários em alta resolução espacial e temporal. A literatura recomenda que os inventários de emissões veiculares incluam a distribuição espacial e a variabilidade temporal das emissões. Isto possibilita que as medidas de controle sejam direcionadas às regiões mais vulneráveis. No entanto, em muitos países em desenvolvimento, inventários são escassos e apenas fornecem o total emitido, principalmente em decorrência da ausência de métodos para lidar com a falta de dados (FERREIRA et al., 2013; LUMBRERAS et al., 2014b; SAIDE et al., 2009; TUIA et al., 2007).

Isto leva à segunda lacuna ainda pouco explorada: a efetividade de programas de controle da poluição veicular. De acordo com Grange e Troncoso (2011), em Santiago – Chile, medidas emergenciais de controle de emissões veiculares têm sido mais eficazes do que medidas permanentes. Os autores mostraram que a restrição de parte da frota durante o inverno de 2008 não teve impacto em reduzir o uso de veículos privados. Já a restrição apenas nos dias de pré-emergência de qualidade do ar, reduziu em 5,5%. De acordo com Andrade et al (2017), em São Paulo, programas governamentais têm sido bem sucedidos em reduzir emissões veiculares. Na Região Metropolitana de São Paulo, políticas públicas mostraram eficácia em diminuir poluentes primários, como Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Nitrogênio (NO_x)

e Material Particulado Inalável (MP₁₀). No entanto, concentrações de poluentes secundários, como Ozônio (O₃) não seguiram a mesma tendência e ainda são uma preocupação para a Região Metropolitana de São Paulo (ANDRADE et al., 2017; SALVO et al., 2017). Portanto, percebe-se que a aplicação de medidas de controle não garante a sua efetividade. E que as questões que associam a qualidade do ar à mobilidade urbana ainda carecem de estudos aprofundados, mesmo em regiões que já vêm estudando este tema há décadas.

Em regiões metropolitanas, a complexidade da malha viária e a densa ocupação urbana levantam grandes preocupações acerca do controle da poluição veicular. Este é o caso da Grande Florianópolis, no Sul do Brasil. Segundo dados do Plano de Mobilidade Urbana Sustentável da Grande Florianópolis (PLAMUS), a malha viária na Grande Florianópolis é uma rede de baixa conectividade, com grande quantidade de vias estreitas e sem saída, baseada em estradas principais que concentram todo o tráfego de uma região. A concentração de serviços e emprego em Florianópolis causa um deslocamento pendular diário, citado pelo PLAMUS como o maior desafio para a mobilidade regional. Além disso, o verão apresenta uma dinâmica de circulação de veículos própria, representando grande população flutuante (PLAMUS, 2015). Aliada à complexa rede viária, a frota veicular dos municípios da região é muito heterogênea o que faz necessário estudar a região como um todo. Reconhecida a complexidade da malha viária da Grande Florianópolis, aliado ao fato de que ainda não existem estudos para o controle da sua poluição, a região torna-se um importante objeto de estudo acerca das emissões de sua frota veicular. Estudar uma região com esta diversidade permite acessar diversos fatores que controlam as emissões veiculares em centros urbanos.

Por este motivo, o presente trabalho tem como objetivo geral avaliar fatores que influenciam as emissões veiculares, como a variabilidade do fluxo veicular, hierarquia de vias, densidade de vias e composição da frota em termos de categoria e idade veicular. Neste caso, a Região Central da Grande Florianópolis (RCGF) foi utilizada como área de estudo. Com isso, buscou-se responder as seguintes questões, relacionadas às lacunas expostas anteriormente: (i) o quanto variam as emissões veiculares na RCGF, de acordo com o período do dia e localização? (ii) Áreas com vias de alto fluxo veicular têm um impacto superior a um local com alta densidade de vias? (iii) qual o benefício associado à melhoria da tecnologia veicular como medida de controle, e a partir de qual ano-modelo a melhoria veicular não é mais tão significativa?

O estabelecimento e efetividade de regulamentações para o controle da poluição veicular são primordiais para a melhoria da saúde ambiental. Por este motivo, justifica-se o desenvolvimento de inventários de emissões robustos, que forneçam ferramentas para a gestão da qualidade do ar, como é proposto neste trabalho.

1.1 OBJETIVOS

Nas seções abaixo estão descritos o objetivo geral e os objetivos específicos.

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar fatores que influenciam as emissões veiculares em centros urbanos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Analisar a variabilidade espacial das emissões veiculares na RCGF;

Hipótese: a variabilidade das emissões é maior em vias desenhadas para menor fluxo de veículos.

- Analisar a influência de vias de alto fluxo veicular nas emissões veiculares da RCGF;

Hipótese: vias com alto fluxo possuem maior influência nas emissões veiculares da RCGF, do que uma grande densidade de vias com fluxo veicular reduzido.

- Analisar a efetividade de medidas de controle da poluição veicular em reduzir as emissões veiculares na RCGF, através de cenários de melhoria tecnológica veicular;

Hipótese: existe um ponto ótimo de benefício para a melhoria da tecnologia veicular.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NOS CENTROS URBANOS

A preocupação com a poluição do ar nas cidades tem aumentado nos últimos anos, à medida que episódios de poluição aguda se tornaram notícias frequentes e objetos de pesquisa (CHENG et al., 2018; AIRPARIF, 2016; TORO A et al., 2019). A população dos centros urbanos tem maior risco de apresentar agravos de saúde como derrames cerebrais, doenças do sistema circulatório, câncer de pulmão e doenças respiratórias agudas e crônicas. Além de consequências à saúde, a UNEP estima que os países desenvolvidos, em conjunto com a Índia e China, gastam cerca de 3,5 trilhões de dólares em saúde pública e óbitos relacionados à poluição do ar (UNEP, 2014).

Na maioria das cidades onde monitora-se a qualidade do ar, as concentrações de poluentes em ar ambiente não vão de encontro aos padrões estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) (UNEP, 2014a). Estima-se que 9, em cada 10 pessoas que vivem em cidades, respiram ar poluído – em comparação aos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela OMS (WHO, 2016).

De acordo com a OMS, cerca de 3,7 milhões de mortes prematuras foram atribuídas à poluição do ar ambiente em 2012. Destes óbitos, 88% ocorreram em países com renda per capita baixa e média. Os países com baixa renda per capita da Região do Pacífico Ocidental e do Sudeste Asiático apresentaram a maior parte dos óbitos, 1,67 milhões e 936 mil, respectivamente (WHO, 2014). Existe, portanto, uma possível desigualdade em relação à exposição ao ar poluído. A poluição do ar, combinada a outros aspectos sociais e físicos do meio em que ela ocorre, pode ter efeitos mais rígidos em áreas menos afluentes da sociedade.

Por este motivo, hoje a poluição atmosférica em centros urbanos também tem sido estudada à luz da justiça ambiental. Nesta temática, estudos apontam relação entre a exposição a altas concentrações de poluentes, e a distribuição espacial de comunidades com predominância de grupos sensíveis, como crianças, idosos e imigrantes internacionais (MORENO-JIMÉNEZ et al., 2016). Em algumas localidades, como em províncias italianas, as discrepâncias em termos de exposição à poluição se manifestaram mais entre categorias sociais, e composição de gênero dos grupos (GERMANI; MORONE; TESTA, 2014). Estes casos exemplificam a necessidade de investigar fontes de poluição e a abrangência dos seus impactos

na qualidade do ar, para direcionar medidas de mitigação às comunidades sensíveis de forma eficiente.

A identificação das principais fontes de poluição e da concentração dos poluentes na atmosfera fazem parte de um processo amplo conhecido como gestão da qualidade do ar. Para gerir a qualidade do ar de forma efetiva nas cidades, é importante entender a estrutura urbana e as principais atividades humanas que resultam em poluição, ou em uma exposição maior dos indivíduos ao ar poluído.

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) publica anualmente o inventário de emissões do Estado de São Paulo, na série de relatórios Qualidade do Ar. De acordo com o documento, os veículos automotores da Região Metropolitana da capital do estado foram os maiores emissores de Monóxido de Carbono (CO), correspondendo a 96,8%. O mesmo ocorreu para Hidrocarbonetos (HC), 76,3%; Óxidos de Nitrogênio (NO_x), 66,6%; e Material Particulado Inalável (MP₁₀), 65%. Material Particulado Fino (MP_{2,5}) foi, em grande parte (51%), atribuído a aerossol secundário (formados a partir de reações entre poluentes), e 83% dos Óxidos de Enxofre (SO_x) foram provenientes de processos industriais (CETESB, 2018).

O Inventário de Emissões Atmosféricas da Região da Grande Vitória, produzido pelo Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IEMA), também aponta a representatividade das emissões veiculares. No ano de 2010, os veículos foram responsáveis pela maior parte das emissões de MP₁₀ e MP_{2,5}, cerca de 75%, assim como dos Compostos Orgânicos Voláteis (COV), 54%. Em relação ao CO, quase a metade do total emitido foi atribuído aos veículos. Apenas os poluentes NO_x e SO₂ foram majoritariamente atribuídos a atividades industriais (IEMA, 2011).

A exemplo de Região Metropolitana de São Paulo e da Região da Grande Vitória percebe-se que o transporte viário é um grande contribuinte para a poluição do ar em centros urbanos brasileiros.

Diversos estudos já vêm relacionando a poluição à estrutura urbana. A partir de uma meta-análise com mais de 200 estudos, Ewing e Cervero (2010) mostraram que há associações entre o ambiente construído (variáveis como densidade e diversidade de vias, densidade residencial, desenho da rede viária, etc) e a distância trafegada em veículos. Eles encontraram que cada uma destas variáveis são significativamente associadas à distância trafegada, embora a elasticidade da distância trafegada em respeito à estrutura urbana seja pequena. Grande parte

dos estudos apontaram que estratégias relacionadas a uso da terra e mobilidade urbana (como adensamento de redes viárias e uso misto de ocupação do solo) têm grande potencial em reduzir o uso de automóveis e aumentar o uso de meios de transporte mais sustentáveis (EWING e CERVERO, 2010). Em contrapartida, Brundell-Freij e Ericsson (2005) apontam que uma grande densidade de vias com muitas intersecções podem diminuir a velocidade dos veículos, aumentar a alternância entre velocidades e aumentar a frequência de aceleração/desaceleração. De modo geral, isto diminui a eficiência do uso de combustível e resulta em aumento de emissões para a atmosfera (BRUNDELL-FREIJ e ERICSON, 2005). É importante, portanto, que se estude cada região com suas particularidades.

O controle da poluição do ar deve ser visto como parte integrante de um plano de gestão da qualidade do ar. O órgão de proteção ambiental dos Estados Unidos define a gestão da qualidade do ar como um ciclo (Figura 1), onde o controle de emissões é uma etapa do processo (US EPA, 2018):

- O governo estabelece metas relacionadas à qualidade do ar, utilizando ferramentas legislativas como padrões de qualidade do ar;
- Gestores estimam em quanto as emissões devem reduzir para que as metas sejam alcançadas, a partir de ferramentas como inventários de emissões e monitoramento e modelagem da qualidade do ar;
- Gestores desenvolvem estratégias de prevenção e controle da poluição, podendo estimar a eficácia destas estratégias a partir de cenários;
- Gestores implantam as medidas de controle e prevenção. Nesta etapa, regulamentações e incentivos podem ser usados para colocar as estratégias em prática;
- Avaliação e melhoria contínua garantem que as metas estão sendo cumpridas e reavaliadas.

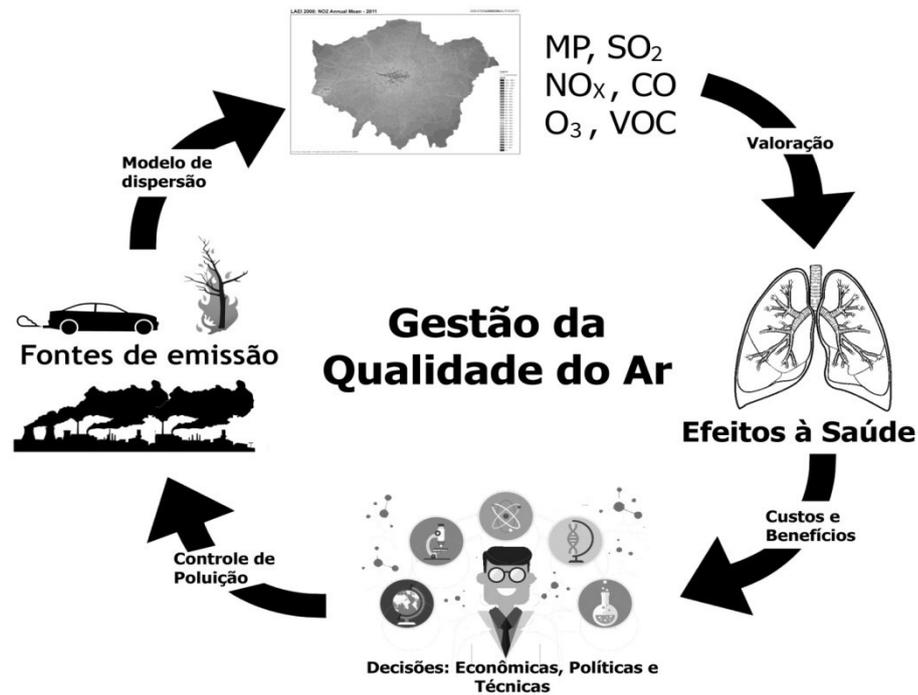


Figura 1: Sistema de gestão da qualidade do ar. Adaptado de US EPA (2018).

Usualmente os planos de qualidade do ar são direcionados a ambientes urbanos com altas taxas de emissão de poluentes e um grande potencial de exposição à poluição. Tornando, assim, a modelagem da qualidade do ar em áreas urbanas desafiadora. Portanto, as ferramentas de estimativa de emissões têm se tornado cada vez mais sofisticadas para simular medidas mitigadoras em processos de planejamento. Isso implica em inventários de emissão sofisticados, sendo estes o principal dado de entrada para a execução de planos de controle de emissões. Os inventários devem ser consistentes em escala espacial, temporal e de fácil aplicabilidade para fins regulatórios e de pesquisa (BORGE et al., 2014; LIU; GE; GAO, 2014; SAIDE et al., 2009).

2.2 EMISSÕES VEICULARES

Conforme discutido no item anterior, o transporte viário figura como uma das principais fontes de poluição atmosférica em grandes cidades, tornando-se um grande desafio para a fiscalização e controle ambiental. Por este motivo, é importante identificar como ocorre a poluição que provém dos veículos, qual é o potencial poluidor e como quantificar esses poluentes.

As emissões veiculares podem originar-se da exaustão de combustível, evaporação de gasolina, ressuspensão de material do solo, e do desgaste dos pneus freios. As emissões de exaustão ocorrem pela combustão de gasolina, diesel, gás liquefeito proveniente do petróleo (GLP) e gás natural em motores de combustão interna. As evaporativas, levam apenas em conta a evaporação da gasolina no sistema de armazenamento e injeção de combustível presente nos veículos. Por fim, o desgaste do pneu e freios e a ressuspensão do solo são resultado das forças de cisalhamento entre os pneus e a superfície da via, que levantam partículas tanto do material do pneu, quanto da superfície do terreno. Alguns dos compostos emitidos pelos veículos são (EMEP/EEA, 2016):

- Precursores do Ozônio (O_3): Monóxido de Carbono (CO), Óxidos de Nitrogênio NO_x , e Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos (COVNM);
- Compostos agravadores do efeito estufa: Gás Carbônico (CO_2), Metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O);
- Substâncias com efeito acidificante ao meio: Amônia (NH_3) e Dióxido de Enxofre (SO_2);
- Material Particulado (MP) e Carbono Negro (CN);
- Compostos carcinogênicos: Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPA) e aldeídos (RCHO).

Diversos fatores interferem na quantidade de poluentes emitidos para a atmosfera, mas de maneira geral, considera-se que o tipo de veículo, o combustível utilizado, as condições ambientais e a estrutura viária. Além disso a forma de condução do veículo são fatores importantes a serem considerados (ZHANG, 2013). Em escala local, ainda recomenda-se que os inventários relacionem as emissões com padrões de deslocamento e atividade veicular, como partida e velocidade do veículo (DIAS et al., 2018). Estes fatores, portanto, devem ser levados em consideração em medidas de gestão da qualidade do ar que visem o controle das emissões veiculares.

2.2.1 Inventário de emissões veiculares

O inventário de emissões é uma listagem da quantidade de poluentes emitidos ao ar, por fonte, com abrangência e período de tempo específicos (US EPA, 1999). Podem-se entender os inventários como instrumentos de gestão ambiental, que orientam adoção de medidas de intervenção em variadas escalas. Para tanto, esta ferramenta identifica e hierarquiza diferentes fontes, identifica os principais poluentes emitidos, permite avaliar efeitos de medidas de controle sobre as taxas de emissão, restitui séries históricas, determina tendências futuras, além de permitir estimar efeitos de emissões atmosféricas na qualidade do ar (BRASIL, 2011; VALLERO, 2008).

Inicialmente, a gestão da qualidade do ar para o controle de emissões se baseava na redução de escala de inventários nacionais para a entrada de modelos de qualidade do ar e estabelecimento de metas de redução de emissões. Os inventários nacionais tipicamente baseiam-se em uma abordagem *top-down* para estimar emissões da frota veicular. Tal abordagem parte de dados de entrada mais agregados, como consumo de combustível a nível nacional ou estadual. Os inventários *top-down* são então desagregados com informações georreferenciadas que se relacionam à emissão de poluentes. Apesar da abordagem *top-down* ser muito útil para verificar tendências e impactos em uma escala regional, esta abordagem falha em identificar gradientes locais de poluição e localidades de maior risco, resultantes da variação da atividade veicular e disposição da malha viária (COOK, Rich et al., 2008; GÓMEZ et al., 2018).

Por este motivo, estudos desenvolvidos em escala local têm usado abordagens *bottom-up*, que se baseiam em informações locais para estimar fatores de emissão (FE), contagens veiculares ou atividade veicular a partir de modelos de demanda. Estas abordagens visam fornecer melhor representação geográfica das emissões. A Equação 1 representa a abordagem clássica *bottom-up*, adaptada de Cook et al, 2008 (COOK, R. et al., 2006; GÓMEZ et al., 2018; POLICARPO et al., 2018; SINGH et al., 2018):

$$E_p = FE_p * A \quad (1)$$

Com E_p (massa por unidade de tempo) a taxa de emissão do poluente p , FE_p (massa por unidade de atividade veicular) o fator de emissão de fonte veicular do poluente p , e A (quilômetros trafegados) a atividade veicular. Para um conjunto de veículos, a atividade

veicular se traduz no número de veículos multiplicados pela distância trafegada. Para a abordagem *top-down*, o que mudaria na aplicação da Equação 1, é que o consumo de combustível seria utilizado no lugar de número de veículos e distância trafegada.

Os métodos de estimativa podem, ou não, apresentar distribuição espacial. A CETESB divulga anualmente a série Emissões Veiculares No Estado de São Paulo, que norteia diversos inventários brasileiros. Na estimativa da CETESB, a distância trafegada pelos veículos é obtida pela intensidade de uso estimada a partir da leitura de hodômetros. São dados locais, obtidos na inspeção veicular ambiental que ocorreu até 2014. Estes dados possibilitaram o produto Intensidades de Uso de Referência, que diversas cidades brasileiras se baseiam para elaborar seus inventários com a abordagem *bottom-up*. As intensidades de uso fornecidas são segregadas em categoria e combustível veicular, e necessitam de um método auxiliar para serem distribuídas espacialmente (ECOSOFT, 2015; POLICARPO et al., 2018; CETESB, 2019).

Na Europa, os países utilizam o guia *EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook* para preparar seus inventários nacionais. O guia europeu fornece três métodos de estimativa de emissões: *Tiers 1, 2 e 3*. O *Tier 3* deve ser utilizado na disponibilidade de dados de velocidade e distância trafegada por modo e tecnologia veicular. Deve ser usado empregando modelos baseados em atividade veicular, como COPERT, capaz de realizar a estimativa por segmento de via. Na ausência destes dados, o *Tier 2* destina-se às situações em que a distância trafegada por categoria é conhecida. E o *Tier 1*, baseia-se apenas no consumo de combustível. O guia reforça que esforços devem ser voltados para aplicar os *Tiers* mais altos, especialmente o 3 (EEA, 2019).

No Estados Unidos da América (EUA), o “*Emissions Inventory Guidance for Implementation of Ozone and Particulate Matter NAAQS, and Regional Haze Regulations*” contém os direcionamentos para elaboração dos inventários do país. De forma geral, o guia estabelece que as emissões veiculares sejam inventariadas utilizando o modelo MOVES. O MOVES permite que as emissões sejam modeladas a nível de segmento de via. No entanto, o guia americano destaca que esta opção não é necessariamente recomendada devido aos esforços substanciais empregados para tanto (US EPA, 2017). Destaca-se que esta recomendação é feita para que os estados cumpram regulamentações de qualidade do ar. O MOVES, se aplicado para fins científicos, pode ser utilizado em escalas mais finas.

Outro exemplo de modelo que possibilita a estimativa de emissões veiculares em escala local, é o VEIN 0.2.2. É um modelo *open source*, de abordagem *bottom-up*, que fornece

emissões horárias em alta resolução. O VEIN 0.2.2 inventaria emissões específicas do motor com partida a frio ou a quente, e evaporativas. E ainda permite gerar saídas compatíveis com modelos numéricos de qualidade do ar, como o acoplamento WRF-Chem (IBARRA-ESPINOSA et al., 2018). Por ser um modelo robusto, necessita de informações refinadas.

Como todo o método estimativo, os de estimativa de emissões veiculares podem conter erros de precisão. No entanto as outras formas de quantificar poluentes também carregam imprecisões e podem mostrar-se onerosas. A primeira alternativa seria monitorar continuamente cada fonte na área de estudo. E a segunda, seria monitorar continuamente a qualidade do ar ambiente em muitos pontos, e realizar uma alocação de fontes (VALLERO, 2008). Na prática, monitorar cada fonte torna-se impraticável para estimar emissões veiculares, por serem muito numerosas. Quanto ao monitoramento da qualidade do ar, deve ser parte de um sistema de gestão cuidadosamente planejado e implementado. Hoje, inviável para a maioria das cidades brasileiras, visto que apenas 11 das 27 unidades federativas do Brasil monitoram a qualidade do ar (VORMITTAG et al 2014).

2.3 CONTROLE DAS EMISSÕES VEICULARES

A legislação brasileira, no que tange o controle da qualidade do ar, possui três abordagens de regulamentação: padrões de qualidade em ar ambiente, o controle de emissões atmosféricas provenientes de fontes fixas, e o controle das emissões por fontes móveis. Todas essas abordagens fazem parte do Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR. Para alcançar as metas destas regulamentações, são tomadas medidas de controle da poluição. Os tópicos a seguir abordam as legislações para o controle da qualidade do ar e o das emissões por fontes fixas. Bem como, resume medidas de controle da poluição veicular da literatura.

2.3.1 Legislação brasileira para o controle da qualidade do ar

As metas de qualidade do ar no Brasil tiveram início em 22 de agosto de 1990, com a Resolução CONAMA N° 03/1990. A partir daí, os padrões de qualidade do ar não sofreram mudanças a nível nacional por quase 30 anos. Atualmente, a Resolução CONAMA N° 03/1990

foi revogada, dando lugar à Resolução Nº 491 de 19 de novembro de 2018, do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Algumas mudanças entre as duas resoluções presentes no parágrafo acima podem ser citadas. Uma delas é a atual definição de padrões de qualidade do ar intermediários (PI), como valores de concentração temporários permitidos, até que se alcancem os padrões finais (PF). Os PF, por sua vez, foram valores estabelecidos em 2005 pela OMS. Outra mudança foi a adição de poluentes restringidos: além de partículas totais em suspensão (PTS), MP₁₀, fumaça, SO₂, NO₂, CO e O₃, incluiu-se MP_{2,5} e Chumbo. As concentrações dos níveis de atenção, alerta e emergência também foram alteradas, inclusive aumentaram para alguns poluentes (BRASIL, 1990, 2018).

Ainda cabe destacar que a Resolução Nº 491/2018 estabeleceu que os órgãos ambientais estaduais e distritais devessem elaborar um Plano de Controle de Emissões Atmosféricas, com área de abrangência e prioridade, inventário de fontes e ações de controle. Um Relatório de Avaliação da Qualidade do Ar a ser publicado anualmente, contendo dados de monitoramento e evolução da qualidade do ar deverá ser elaborado pelos órgãos ambientais. (BRASIL, 2018).

2.3.2 Legislação brasileira para o controle das emissões veiculares

O estabelecimento de critérios para a redução das emissões por fontes móveis, ou veículos automotores, teve início em 1986. No dia 6 de maio daquele ano, através da Resolução N. 18, o CONAMA instituiu o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE, com os objetivos que seguem (PEREIRA JR, 2009):

- Reduzir os níveis de poluentes emitidos por fontes veiculares, visando o atendimento aos padrões de qualidade do ar;
- Promover o desenvolvimento tecnológico;
- Criar programas de inspeção e manutenção de veículos automotores em uso;
- Promover a conscientização da população em relação à poluição do ar por veículos automotores;
- Estabelecer critérios de avaliação dos resultados alcançados;

- Promover a melhoria das características técnicas dos combustíveis, com vistas à redução da emissão de poluentes.

Apenas em 2002 as emissões das motocicletas começaram a ser controladas, através do Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares – PROMOT instituído pela Resolução N. 297/2002 do CONAMA, complementando a PROCONVE.

Os programas PROCONVE e PROMOT influenciaram o avanço das tecnologias automotivas e a eficiência e mistura dos combustíveis em veículos novos e importados no Brasil (CETESB, 2016a). No entanto, a legislação brasileira reconheceu que a falta de manutenção e a manutenção incorreta dos veículos, podem ser responsáveis pelo aumento da emissão de poluentes (BRASIL, 2009). Por este motivo, o CONAMA estabeleceu critérios para elaboração de Planos de Controle de Poluição Veicular (PCPV), e para a implantação de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso (Programa I/M) pelos órgãos estaduais e municipais de meio ambiente, a partir da Resolução N. 418, de 25 de novembro de 2009.

De acordo com a Resolução CONAMA N. 418/2009, o PCPV constitui instrumento de gestão da qualidade do ar, com objetivo de estabelecer regras de gestão e controle da emissão de contaminantes do ar e do consumo de combustíveis por veículos. Para tanto, o PCPV deverá basear-se em um inventário de emissões de fontes móveis, e, quando houver, no monitoramento da qualidade do ar. Por sua vez, a legislação estabelece a implantação do Programa I/M quando o diagnóstico das emissões veiculares apontarem a necessidade (BRASIL, 2009).

2.3.3 Medidas de controle da poluição veicular

A literatura aborda diversas formas de controlar as emissões de poluentes veiculares. Devido aos esforços internacionais em aumentar a utilização de veículos elétricos, esta abordagem tem sido amplamente discutida (MCCOLLUM et al., 2018). No entanto, a utilização de veículos elétricos, principalmente pela frota de pesados ainda é um desafio (SAWYER, 2010). Por este motivo, medidas como renovação da frota veicular, restrição de circulação de veículos, incentivo ao transporte coletivo e ao não motorizado, além do manejo urbano para diminuir tempo e distância de percursos ainda têm sido muito estudados (AGARWAL; ZIEMKE; NAGEL, 2019; ANENBERG et al., 2017; GRANGE; TRONCOSO, 2011; LUO;

BORIBOONSOMSIN; BARTH, 2020; PU et al., 2015; SHINOHARA et al., 2017). A seguir, foram abordados os resultados de medidas de controle da poluição aplicadas à diferentes países.

- Veículos elétricos: veículos elétricos, incluindo elétricos à bateria, híbridos, e à célula de hidrogênio, representam 0,3% da frota mundial de veículos leves. Órgãos governamentais e montadoras automobilísticas esperam que este número aumente para 3 a 5% até 2025 (INTERNATIONAL ENERGY AGENCY, 2017). McCollum et al (2018), utilizou modelos de escolha de veículos para analisar a interação entre aquisição de veículos elétricos e a redução de emissões de carbono. Como qualquer outra escolha de compra de veículos, a decisão de adquirir um carro elétrico é influenciado pelo custo de aquisição e expectativa de operação e gasto com combustível. Existem também os chamados custos intangíveis, como autonomia, espaço interior e de carga, e disponibilidade de postos de abastecimento. Um importante resultado foi que incentivos financeiros não são suficientes para alavancar a transição para veículos elétricos. E que as ações a curto e médio prazo voltadas para atender as preferências dos consumidores em relação aos custos intangíveis serão críticas. Os autores também concluíram que, até 2050, os países da OECD são os que melhor se beneficiarão das estratégias que influenciam as preferências dos consumidores. Isto porque são mercados maduros, com grande quantidade de veículos per capita (MCCOLLUM et al., 2018).
- Renovação da frota veicular: Anenberg et al (2017) inventariou e elaborou cenários para 80% do mercado mundial de veículos: Austrália, Brasil, Canadá, China, os membros da União Europeia, Índia, Japão, México, Rússia, Coreia do Sul e Estados Unidos da América. Os autores abordam que, apesar de os limites de certificação nos países tenham se tornado cada mais rígidos, na realidade, os veículos em circulação emitem muito mais. Anenberg et al (2017) estimaram que um terço dos veículos pesados e metade dos leves a diesel estavam acima dos limites de certificação em 2015. Isto resultou em um excesso de 4,6 milhões de toneladas de NO_x, associados a 38.000 mortes prematuras. Os autores projetaram as emissões para 2040 e apontaram que, adotar os limites Euro VI/6 (atualmente os mais restritivos) nos países onde eles não são adotados, reduziria as emissões de NO_x em 80-90% (ANENBERG et al., 2017).

- Restrição de circulação de veículos: em Hangzhou, China, Pu et al (2014) analisaram a implementação de política de restrição de placas veiculares utilizando o modelo MOVES combinado a um modelo de demanda de tráfego. A política envolvia a restrição de certos veículos durante os horários de pico da manhã e da tarde de dias úteis, dentro de uma área restrita. Foram estimados os poluentes HC, CO, NO_x, CO₂, PM_{2,5} para os cenários anterior e posterior à restrição. Pu et al (2014) estimaram que a distância trafegada diminuiu em 9,6%, reduzindo o total de poluentes emitidos na hora de pico em 4,7% em toda a cidade. A redução foi maior dentro da área restrita: 6,9%. Os caminhões pequenos foram os que mais contribuíram dentro da área restrita, com reduções perto de 30%. Pu et al (2014) sugeriram que a restrição aumentou a demanda pelo transporte público e diminuiu a demanda na hora de pico. Os autores ainda avaliaram estas reduções alinhadas às metas de redução chinesas (PU et al., 2015). Em Santiago, no entanto, os efeitos deste tipo de medida não foram tão vantajosos. Grange e Troncoso (2011) analisaram os efeitos de dois tipos de restrição: uma permanente, que ocorreu nos meses do inverno de 2008, e outra restrição implementada apenas em episódios críticos de poluição, no horário de pico da manhã. Os autores constataram que a restrição permanente de 40 % dos veículos sem catalisador no inverno não teve impacto em reduzir emissões. Já a restrição emergencial, reduziu em 5,5% o uso de automóveis e aumentou em 3% o uso de metrô. Neste caso foi verificado que não houve aumento no uso de ônibus como alternativa ao uso de carros (GRANGE e TRONCOSO, 2011).
- Incentivo ao uso de bicicletas: Bai et al (2017) mostrou que a segregação física do espaço entre as bicicletas, os pedestres e os veículos motorizados aumenta a percepção e conforto dos ciclistas (BAI et al., 2017). Ainda que muitas faixas para bicicletas resultem em distância mais longa do que a não utilização da faixa exclusiva, pesquisas mostram que os ciclistas preferem ajustar suas rotas para utilizar faixas exclusivas (STANDEN et al., 2016). Agarwal et al (2019) propuseram uma supervia destinada às bicicletas na cidade de Patna, Índia. Foi identificado um número ótimo de trajetos e conexões com a rede de ciclovias atual para a máxima utilização da rede. Os autores verificaram que a fração da população à bicicleta aumentaria de 32 para 48%. Se a via fosse compartilhada com

bicicletas motorizadas, cairia para 44% (AGARWAL; ZIEMKE; NAGEL, 2019). Sobre a preocupação com a exposição à poluição, a inalação de material particulado ultrafino chega a ser 15 vezes maior em ciclistas e 30 vezes maior para quem caminha, comparados aos motoristas de automóvel com janelas fechadas (QUIROS et al., 2013). Luo et al 2020 estudou o planejamento de ciclovias aplicado à cidade de Riverside, Califórnia. Neste estudo ele mostrou que considerar a exposição à poluição veicular altera os resultados do planejamento das rotas de bicicletas (LUO; BORIBOONSOMSIN; BARTH, 2020). Existe, portanto, desafios a serem vencidos na estrutura urbana para proporcionar viagens seguras, rápidas e com menor exposição ao ar poluído para os ciclistas.

- Medidas de controle associadas: Shinohara et al (2017) avaliaram efeitos associados à implementação do programa ProAire2002-2010 na Cidade do México. Entre as ações de controle, incluíam-se a introdução de três linhas do chamado sistema BRT (*bus rapid transit*), substituição de automóveis antigos destinados à taxis, renovação da frota de ônibus, melhorias na inspeção veicular obrigatória, mudança de regulamentações de tráfego, limites de emissão mais restritivos, introdução de combustível com baixo teor de enxofre e combate à corrupção. Os autores encontraram reduções de 17-42% na exposição a formaldeído, 25-45% de acetaldeído, 41-61% de benzeno e tolueno, 71-79% de etil-benzeno e 79 a 93% de m/p xileno e o-xileno. Apenas os ambientes internos aos micro-ônibus apresentaram aumento nas concentrações de formaldeído. Mudando a utilização de micro-ônibus para ônibus, metrô, ou metrobús, a incidência de câncer mudaria de 6,4 para 0,88 a 0,22 casos/ano (SHINOHARA et al., 2017).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente estudo foi desenvolvido em quatro etapas metodológicas (Figura 2), detalhadas nesta seção. O objetivo geral foi analisar fatores que controlam as emissões veiculares em centros urbanos. Portanto elaborar um inventário em alta resolução espacial, desagregado pela contribuição de cada categoria veicular foi primordial. Neste sentido, a primeira etapa metodológica foi a caracterização da frota veicular pela quantidade de veículos

registrados de acordo com ano-modelo, combustível e categoria veicular. Paralela à esta etapa, caracterizou-se a atividade da frota partindo de um modelo de fluxo veicular, disponibilizado pelo Plano de Mobilidade Urbana Sustentável da Grande Florianópolis (PLAMUS, 2015). Utilizou-se essas informações para elaborar o inventário de emissões veiculares da RCGF, composto por emissões pelo escapamento, evaporativas e de ressuspensão. Os inventários, portanto, foram elaborados a partir de abordagens *bottom-up*, partindo de dados de atividade veicular e fatores de emissão ponderados que refletem as características da frota em circulação.

Para agregar a resolução espacial ao inventário, o método de estimativa foi aplicado rua a rua dentro da rede viária. Enquanto a variabilidade temporal, foi realizada para o transporte público coletivo com itinerários de ônibus. As emissões foram estimadas em alta resolução tanto para a frota veicular atual da RCGF, quanto para cenários de renovação da frota veicular, visando o controle de emissões.

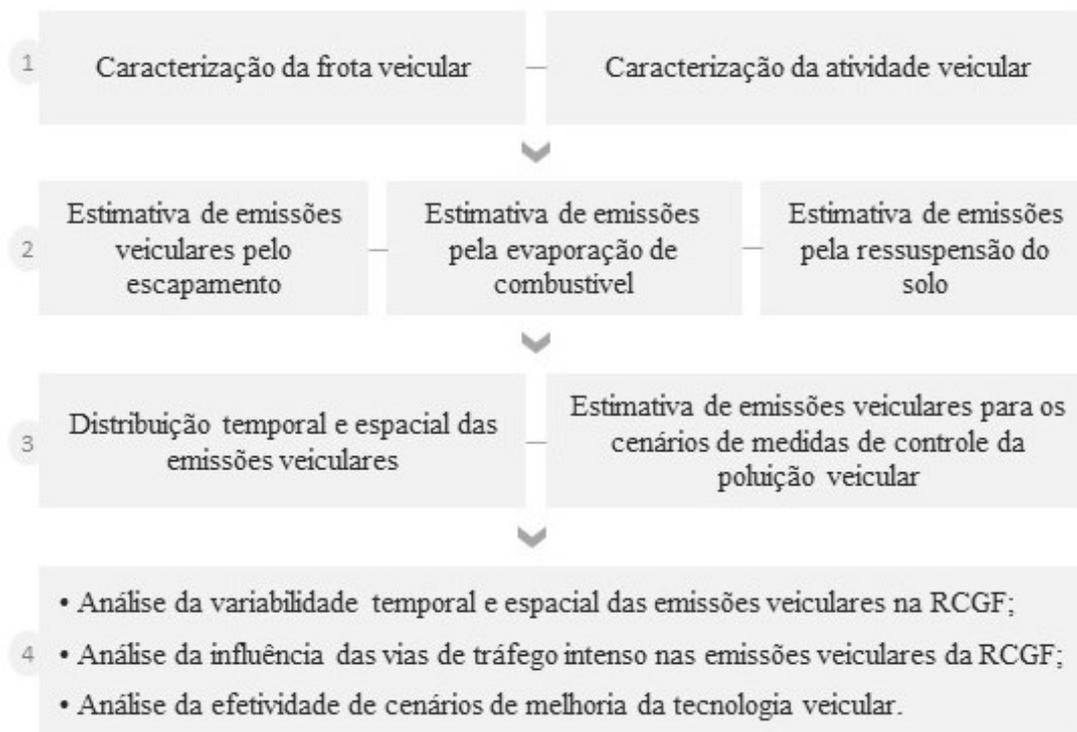


Figura 2: Diagrama de etapas metodológicas.

Com o inventário em alta resolução, primeiramente analisou-se a variabilidade das emissões veiculares na RCGF por hierarquia de via e período do dia, de acordo com a categoria veicular. Além disso, a influência das vias de tráfego intenso nas emissões veiculares da rede viária como um todo foi analisada, comparando-as com regiões com alta densidade de vias

secundárias. Por fim, foi feita uma análise da efetividade de cenários de melhoria veicular, a partir da substituição de parte da frota veicular por veículos novos. Foi testado, então, o quanto a melhoria de tecnologia, sem a redução da quantidade de veículos, é capaz de impactar as emissões.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo, aqui chamada de Região Central da Grande Florianópolis (RCGF) situa-se no Estado de Santa Catarina, Brasil. É composta pelos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José. Entre eles está a capital do estado de SC, Florianópolis. O centro geográfico da RCGF está localizado nas coordenadas 27,59 S e 48,54 O. A Figura 3 permite visualizar a localização da RCGF.

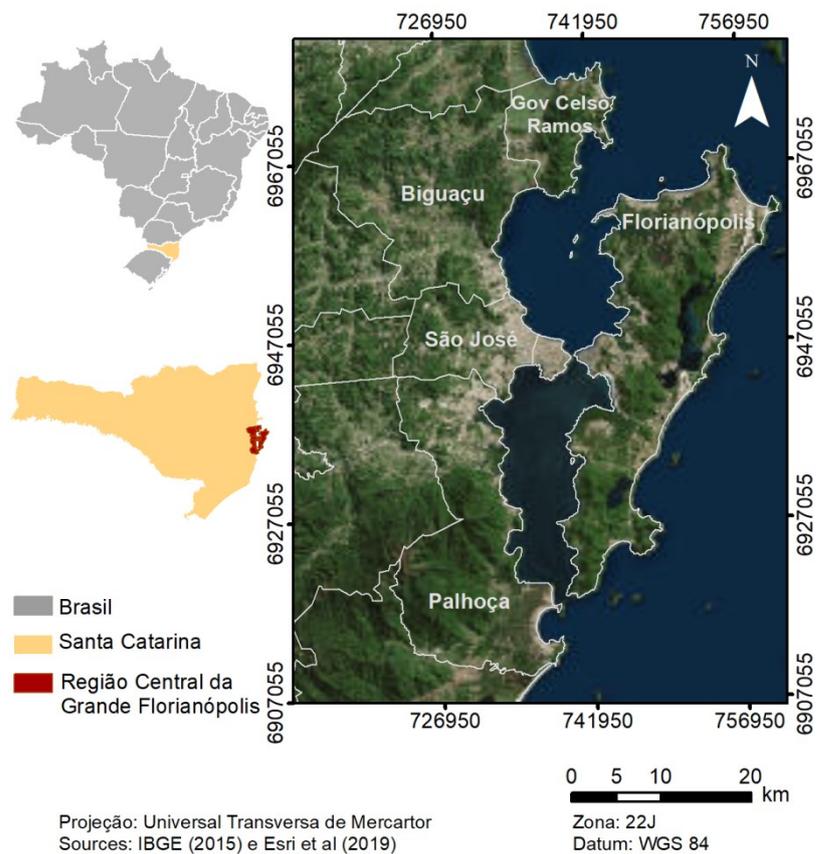


Figura 3: Localização da Região Central da Grande Florianópolis. Bases cartográficas provenientes do IBGE (2015) e imagens de satélite Esri et al (2019).

Na porção insular do Município de Florianópolis, áreas urbanas concentradas localizam-se principalmente nos bairros centrais, nas regiões Norte e Leste. Na parte continental, a região Oeste de Florianópolis, junto com a porção leste e central do Município de São José são altamente urbanizadas. A ocupação urbana segue densa em Biguaçu, nas proximidades de São José, espalhando-se pelas áreas centrais da cidade. No Município de Palhoça ocorre o mesmo próximo a São José, e a ocupação se espalha pelo Leste até o Sul da cidade. Muitas áreas verdes da RCGF relacionam-se aos locais com terreno mais acidentado, que apresentam maiores elevações. Segundo consta no Plano de Mobilidade Urbana Sustentável da Grande Florianópolis (2015), a ocupação urbana da região foi fortemente influenciada pelo sistema viário. Ao passo que as vias de transporte contornaram o terreno acidentado, as áreas de proteção ambiental e as regiões litorâneas, os bairros foram ocupando o entorno. A mobilidade urbana na região apresenta um grande desafio relacionado a movimentos pendulares entre as cidades, principalmente para a Ilha de Santa Catarina (PLAMUS, 2015).

Os detalhes de cada município podem ser vistos na Tabela 1, com dados provenientes do IBGE para o ano base de 2017. De acordo com estimativas do IBGE (2018) a RCGF possui população estimada em 2017 de 985.954 habitantes, e território total igual a 1.706 km². Os dois municípios com maior densidade demográfica da região são São José 1.614 hab.km⁻², seguido por Florianópolis, com 730 hab.km⁻².

Tabela 1: Características territoriais, populacionais e a frota de veículos dos municípios da RCGF, em 2017.

Município	Território (km ²)	População (hab)	Frota (veic.)	Densidade veicular (veic/km ²)	Veículos per capita (veic/hab)
Biguaçu	367.891	66.558	43.560	0,12	0,65
Florianópolis	675.409	485.838	343.392	0,51	0,71
Governador Celso Ramos	117.185	14.229	7.793	0,07	0,55
Palhoça	395.133	164.926	110.281	0,28	0,67
São José	150.453	239.718	160.236	1,07	0,67

Mais da metade dos veículos foi registrada como frota do município de Florianópolis, cerca de ¼ dos veículos como de São José, 17% de Palhoça e os municípios de Biguaçu e Governador Celso Ramos juntos representaram menos de 10% da frota. Mesmo não tendo a

maior frota, São José apresentou a maior densidade veicular, com 1,07 veículos por km². A maior cidade da região ficou em segundo em termos de densidade veicular, seguida por Palhoça, Biguaçu e Governador Celso Ramos. Quanto à relação de veículos per capita, Florianópolis liderou com 0,71 veículos por habitante. Biguaçu, Palhoça e São José apresentaram entre 0,65 e 0,67 veic/hab, e por último, novamente, Governador Celso Ramos, com 0,55 veic/hab.

3.1.1 Características da frota veicular

Para obter as características da frota veicular, foram necessários dados de ano-modelo, categoria e combustível veicular disponibilizadas pelo Departamento Nacional do Trânsito - DENATRAN do ano base 2017 (DENATRAN, 2018). Informações específicas para a subcategorização das motocicletas, caminhões e ônibus foram obtidas da Associação Brasileira dos Fabricantes de Motocicletas, Ciclomotores, Motonetas, Bicicletas e Similares, da Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores (ANFAVEA) e da CETESB, com dados da FABUS, respectivamente.

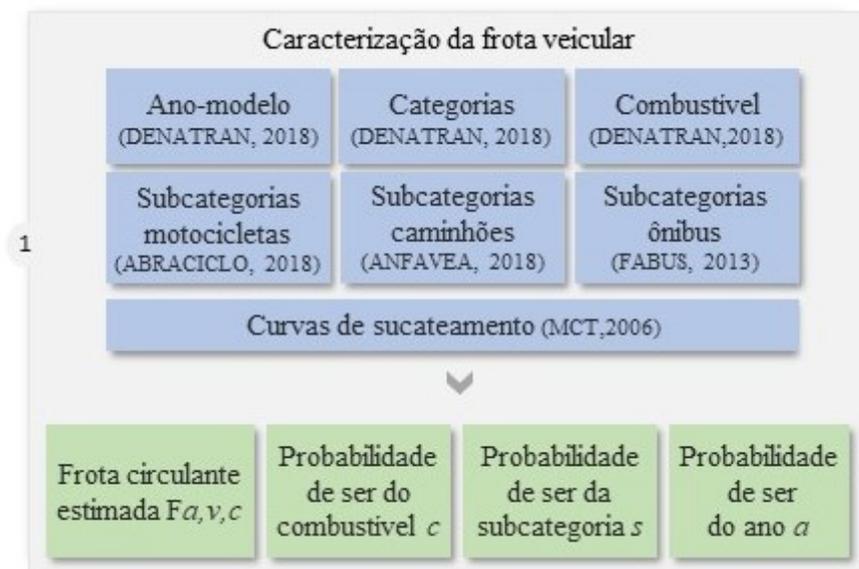


Figura 4: Dados de entrada necessários para a caracterização da frota veicular.

De acordo com o DENATRAN (2018), no ano de 2017, 662.273 veículos constaram como registrados na RCGF, de ano-modelo 1923 à 2018. Além destes, 2.989 não continham

informações, portanto não foram contabilizados no presente estudo. A quantidade de veículos de cada ano-modelo, por combustível e categoria veicular registrados por município, apresenta-se no Apêndice A.

Normalmente, os registros do DENATRAN apresentam quantidade de veículos registrados superior à de veículos de fato em circulação. Por este motivo, Brasil (2013) apresenta curvas de sucateamento S para representar a fração da frota que cessa a circulação. Estas curvas foram originalmente propostas no Relatório de Referência de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Setor Energético por Fontes Móveis do Primeiro Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, MCT (2006). O Anexo C do 1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários apresenta a parametrização das curvas de sucateamento S .

Complementar à curva S , obtém-se a fração da frota que permanece em circulação ao longo dos anos de uso ($S-1$), conforme a Figura 5.

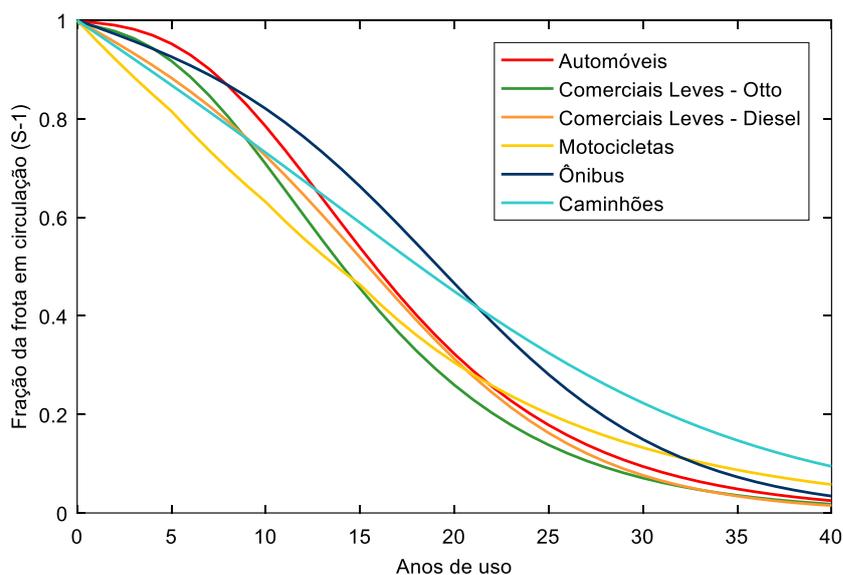


Figura 5: Fração da frota em circulação em função dos anos de uso de cada categoria de veículos (adaptado de MMA, 2013).

Percebe-se na Figura 5 que, em geral, os veículos do ciclo Otto têm o uso mais reduzido ao longo do tempo, principalmente as motocicletas. Enquanto isso, os veículos à Diesel tendem a ser utilizados por mais tempo, com exceção dos comerciais leves de ciclo Diesel.

Após implementar as curvas S de acordo com a categoria veicular, obteve-se a frota circulante. A idade máxima adotada para os veículos foi considerada 40 anos, pois estima-se que veículos mais antigos que 40 anos não estejam mais em circulação de forma significativa. Veículos com mais de 40 anos foram, então, considerados sucateados, possibilitando a aplicação da metodologia de cálculo da intensidade de uso e fatores de deterioração. A frota em circulação resultante consta no Apêndice B.

3.1.2 Atividade veicular

A caracterização da atividade veicular (Figura 6) permite estimar: a fração da frota circulante *flex-fuel* movida a etanol, a intensidade de uso da frota circulante em 2017, a intensidade de uso acumulada ao longo da vida útil dos veículos, e ainda permite ajustar o número de veículos do modelo de fluxo veicular para o ano de 2017. Para caracterizar a atividade veicular, utilizou-se informações de consumo de combustível por cidade (ANP, 2018), fluxo veicular modelado (PLAMUS, 2015), intensidade de uso de referência (CETESB, 2019) e itinerários de ônibus coletados nas páginas das concessionárias de transporte público (2019).

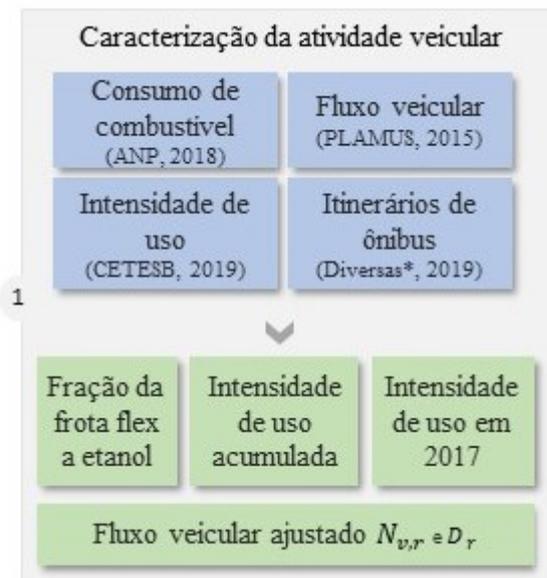


Figura 6: dados de entrada para a caracterização da atividade veicular.

Tanto a rede viária, quanto o fluxo veicular provêm do modelo de transporte veicular da Grande Florianópolis, desenvolvido para o Plano de Mobilidade Urbana Sustentável da Grande Florianópolis (PLAMUS) (PLAMUS, 2015). O modelo de transporte foi desenvolvido em TransCAD, Sistema de Informação Geográfica voltado a aplicações em relacionadas a transporte viário. Detalhes do método utilizado para obter o modelo encontram-se na página Observatório da Mobilidade Urbana – UFSC, disponível em: <http://observatoriodamobilidadeurbana.ufsc.br/biblioteca>.

O modelo fornecido pelo PLAMUS contém as informações da estrutura viária e do fluxo veicular necessárias para estimar emissões veiculares e modelar a dispersão dos poluentes. Em relação à rede viária, as informações englobam a localização geográfica dos segmentos de vias, hierarquias e comprimento. Quanto ao fluxo veicular, incluem a contagem de veículos em horário de pico da tarde e da manhã, para veículos categorizados em privados, caminhões grandes e caminhões pequenos. Destaca-se que este arquivo vetorial do PLAMUS não possui rotas de ônibus e itinerários. As rotas de ônibus serão abordadas mais à frente nesta seção.

No modelo, as vias com fluxo veicular foram categorizadas em expressas, arteriais, coletoras, conectoras e locais, conforme mostra a Figura 7. As expressas abrangeram rodovias federais e estaduais, desenhadas para alto limite de velocidade, fluxo intenso de veículos sem interrupções e que podem ser ligadas entre si através das vias conectoras. Assim como as expressas, o modelo considerou as arteriais aquelas que carregam grande fluxo de veículos e permitem velocidades altas, com a diferença de terem o trânsito interrompido ocasionalmente por semáforos e interseções. As coletoras incluíram as que coletam tráfego da arterial e distribuem para as vias locais. As locais caracterizaram-se por vias com baixo fluxo veicular e tolerância de velocidade, desenhadas para proporcionar acesso a propriedades e equipamentos urbanos.

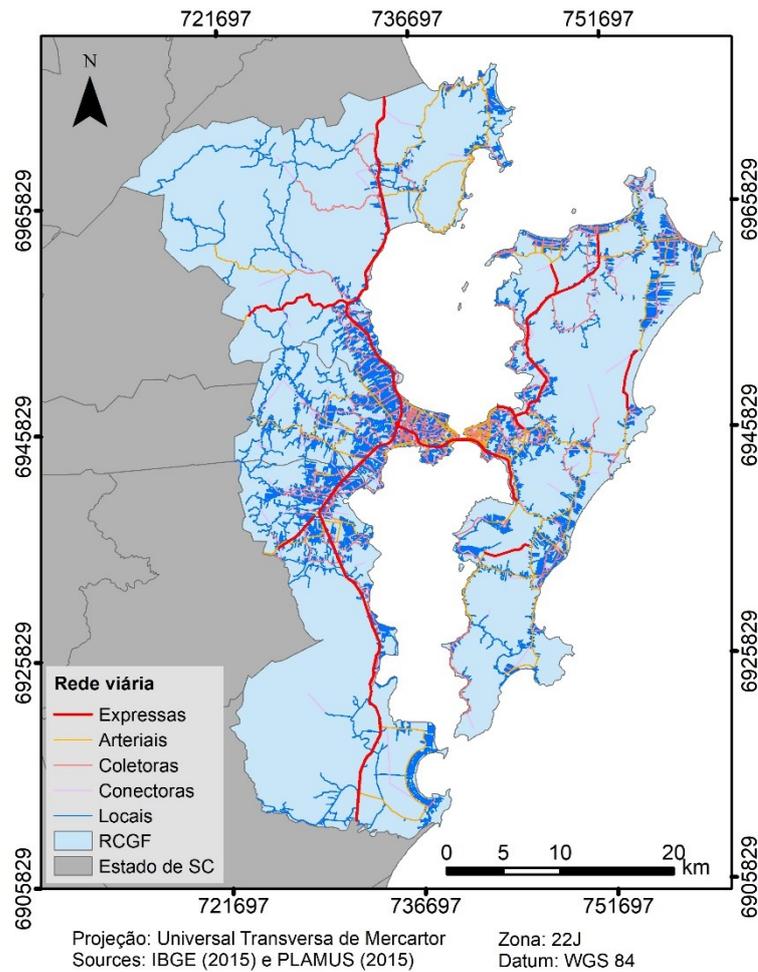


Figura 7: Rede viária da Região Central da Grande Florianópolis. Bases cartográficas provenientes de IBGE (2015) e rede viária, de PLAMUS (2015).

Estes dados fornecidos pelo PLAMUS se referem ao ano base 2014. Para ajustar o fluxo veicular para 2017, foi considerado que ele se relaciona ao consumo de combustível em 2017, da mesma forma que a atividade veicular do PLAMUS (ano base 2014) se relaciona com o consumo de combustível em 2014. Assim, calculou-se o ajuste em relação ao ano:

$$Ajuste_{ano,c} = C_{obs-2017,c} / C_{obs-2014,c} \quad (2)$$

Onde $Ajuste_{ano,c}$ é o fator de multiplicação do fluxo veicular para ajustá-lo de 2014 a 2017, $C_{obs-2017,c}$ é o consumo por combustível veicular ($l \cdot ano^{-1}$) em 2017 e $C_{obs-2014,c}$ é o consumo por combustível veicular ($l \cdot ano^{-1}$) em 2014.

As Figuras 8 e 9 apresentam a variabilidade de fluxo veicular por rua, ajustado para 2017, de acordo com a hierarquia da via. O número de veículos que trafegam em cada hierarquia estão categorizados em Leves (veículos leves, comerciais leves e motocicletas) e Pesados (ônibus e caminhões). A Figura 8 refere-se ao fluxo no período de pico da manhã e a Figura 9, da tarde.

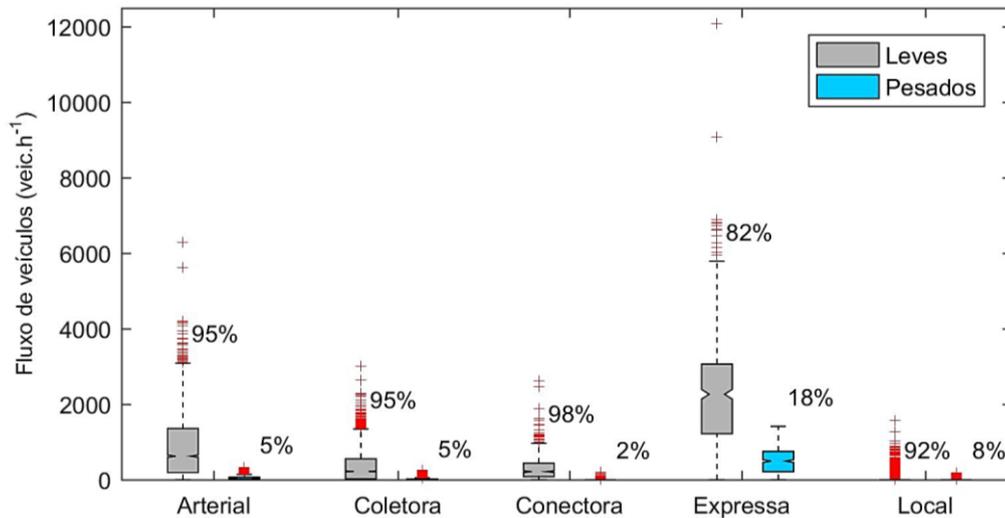


Figura 8: Fluxo veicular (vehic.h⁻¹) no período de pico da manhã, ajustado para 2017 e classificado em Leves e Pesados. As caixas representam a variabilidade de fluxo por tipo de rua. As marcações centrais são os valores medianos, o topo e a extremidade inferior das caixas indicam o 75° e o 25° percentil, respectivamente. Os *outliers* estão marcados em vermelho.

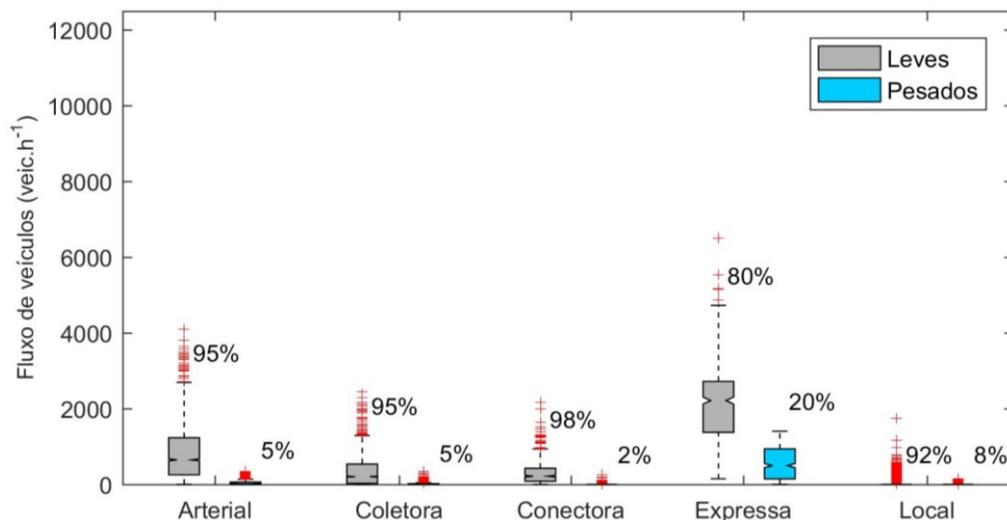


Figura 9: Fluxo veicular (vehic.h⁻¹) no período de pico da tarde, ajustado para 2017 e classificado em Leves e Pesados. As caixas representam a variabilidade de fluxo por tipo de rua. As marcações centrais são os valores medianos, o topo e a extremidade inferior das caixas indicam o 75° e o 25° percentil, respectivamente. Os *outliers* estão marcados em vermelho.

Conforme apresentado nas Figuras 8 e 9, as expressas apresentam a maior variabilidade de dados e, em geral, as vias com o maior fluxo de veículos leves e pesados. Também nas expressas encontram-se os *outliers* mais representativos – trata-se de rodovias federais. Este tipo de via é a que possui maior porcentagem de veículos pesados. Depois das expressas, as arteriais apresentaram fluxo de veículos expressivo. As conectoras e coletoras têm variabilidade de dados mais parecidas entre si. Tanto arteriais, coletoras, conectoras e locais apresentam porcentagem de veículos pesados parecidas, entre 2 e 4%. Comparando as Figuras 8 e 9 entre si, percebe-se que vias arteriais, coletoras, conectoras e locais apresentam a mesma distribuição de fluxo entre leves e pesados. Já nas expressas, existe uma diferença de 2% na distribuição entre as duas classes de veículos. No período da tarde, a proporção de veículos pesados nas vias expressas foi maior. Outra diferença marcante é a presença de uma via expressa com fluxo veicular muito superior às demais durante a manhã.

O Observatório da Mobilidade Urbana disponibiliza mais um arquivo vetorial além do citado anteriormente: o *shapefile* de rotas de ônibus. O arquivo vetorial disponibilizado pelo PLAMUS contém 916 rotas: 599 delas municipais, 303 intermunicipais e 14 rodoviárias. Desde a época de elaboração destes dados, no contexto do PLAMUS, as operadoras de transporte da região, principalmente no Município de Florianópolis, passaram por significativas mudanças. As empresas que operavam em Florianópolis deram lugar ao Consórcio Fênix. Como alguns trajetos e horários mudaram com a nova operação, foi elaborado um novo arquivo vetorial para o ano base 2017. Considerou-se que as saídas de ônibus ocorridas até o minuto 45 de cada hora ocorriam naquela hora, e a partir disso, na hora seguinte.

- Municípios de Biguaçu, Governador Celso Ramos, Palhoça, São José e rotas Intermunicipais: foi utilizado o arquivo de rotas de ônibus do PLAMUS como base. Estas rotas são operadas pelas empresas Biguaçu Transportes Coletivos, Jotur, Santa Terezinha, Autoviação Imperatriz e Transporte Coletivo Estrela. Foram buscados nas páginas destas operadoras os itinerários que ainda eram feitos e estes foram mantidos. As que faltaram, e continham informações suficientes para isto, foram incluídas. Os trajetos que não constavam no arquivo de rotas do PLAMUS e não continham mapas de percurso não foram adicionados

manualmente por informações de percurso insuficientes. Considerou-se os horários disponibilizados em 2019, para 2017.

- Município de Florianópolis: obtidas em formato *kml*, fornecidas pela Secretaria de Mobilidade Urbana e Transportes de Florianópolis, em 2019. Foram consideradas apenas as rotas que operavam em 2017. Os horários disponibilizados em 2019 foram considerados para o ano base de 2017.

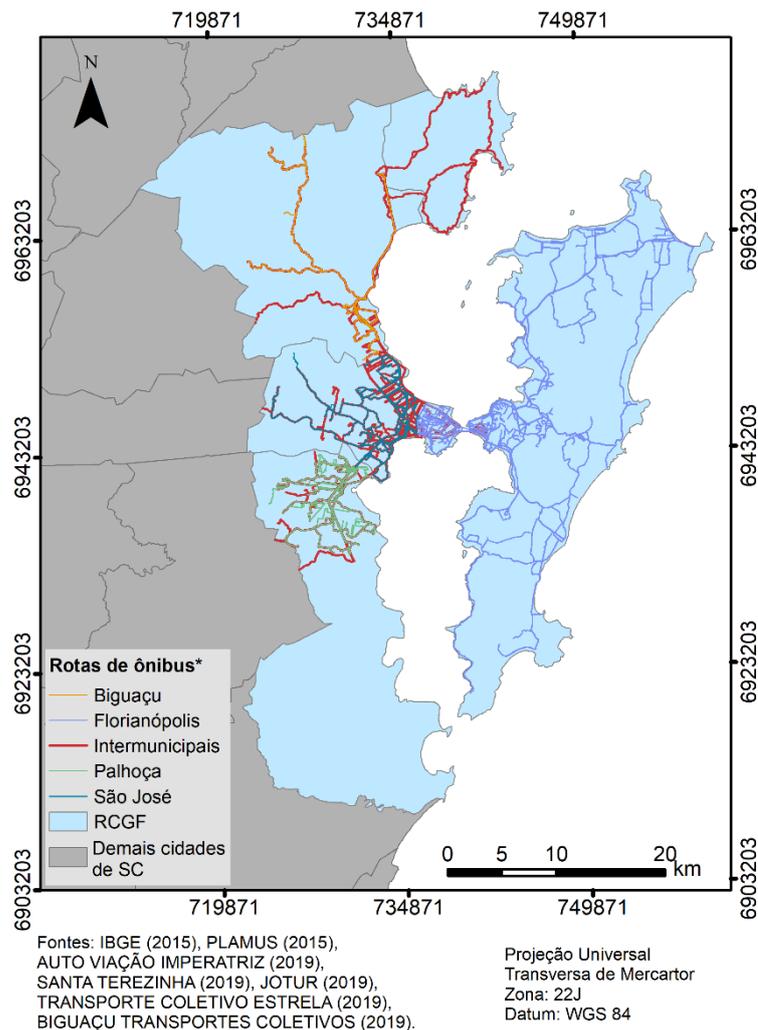


Figura 10: Rotas de ônibus da Região Central da Grande Florianópolis. * Incluídas apenas as rotas inventariadas neste trabalho. Bases cartográficas provenientes de IBGE (2015) e rotas de ônibus, de PLAMUS (2015), AUTOVIAÇÃO IMPERATRIZ (2019), SANTA TEREZINHA (2019), JOTUR (2019), TRANSPORTE COLETIVO ESTRELA (2019), BIGUAÇU TRANSPORTES COLETIVOS (2019).

Desta forma, as rotas de ônibus urbanos totalizaram 838 trajetos: 535 municipais, 303 intermunicipais. Não foram contabilizados trajetos rodoviários para o ano 2017.

A Figura 11 apresenta a variabilidade do fluxo dos ônibus urbanos nos municípios da RCGF. As rotas do município de Governador Celso Ramos estão incluídas como Intermunicipais.

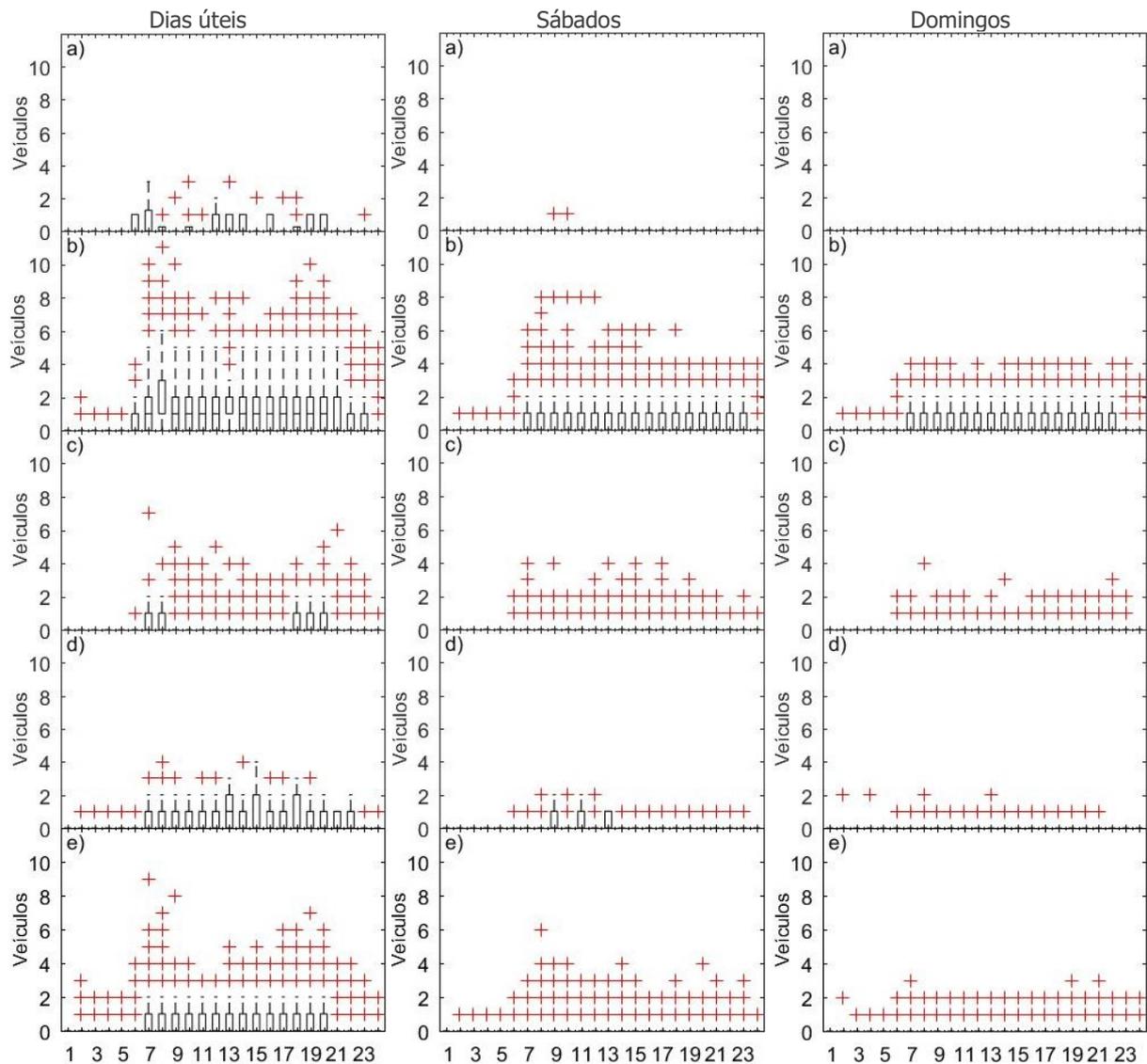


Figura 11: Fluxo de ônibus urbanos (veic.h-1) nas rotas de a) Biguaçu, 2) Florianópolis, 3) Palhoça, 4) São José e 5) Intermunicipais. Dias úteis, sábados e domingos. As caixas representam a variabilidade de fluxo ao longo das horas do dia. As marcações centrais são os valores medianos, o topo e a extremidade inferior das caixas indicam o 75° ($q3$) e o 25° percentil ($q1$), respectivamente. Os marcadores em vermelho indicam valores superiores a $q3 + 1,5 (q3 - q1)$ ou inferiores a $q3 - 1,5 (q3 - q1)$.

Da Figura 11, percebe-se que Florianópolis (b) é o município que apresenta a maior quantidade de itinerários entre as 7h e 22h. Durante os dias da semana, observa-se que existem rotas intermunicipais às 6h da manhã e em Palhoça com a mesma frequência que em Florianópolis, e entre 2h e 5h, as intermunicipais são até mesmo mais frequentes do que no município de Florianópolis. Isto pode ser indício dos movimentos pendulares na RCGF. De acordo com o PLAMUS (2015) estes movimentos tendem a ir das menores cidades para Florianópolis, tendo como o trabalho o principal motivo para deslocamento (PLAMUS, 2015). Percebe-se também que o fluxo de ônibus é marcado por dois picos mais evidentes em cada cidade, entre as 7 e 8h da manhã, e entre 19h e 20h. Existe um pico mais suave entre o da manhã e o da tarde. Durante o sábado e domingo, a atividade de ônibus é muito reduzida, principalmente em Biguaçu e São José.

Além do fluxo veicular ajustado, as informações sobre a atividade veicular ainda permitem que seja estimada a fração da frota *flex-fuel* movida a etanol. A fração foi inicialmente estimada utilizando a relação desenvolvida por Goldemberg et al. (2008), com dados de preço médio de venda de combustível (ANP, 2018). De forma iterativa, modificou-se a fração da frota *flex* até que a relação do consumo calculado com o consumo observado de gasolina fosse o mesmo que o do etanol, chegando a uma fração aproximada a 4,13%. Este método encontra-se detalhado no Apêndice C.

Ajustada a fração da frota *flex* a etanol, a intensidade de uso acumulada foi calculada para possibilitar a obtenção dos fatores de emissão deteriorados. Para tanto, utilizou-se a intensidade de uso de referência da CETESB (2018), disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>. Nesta tabela, intensidades de uso diferentes são fornecidas para diferentes categorias veiculares e utilização de combustível:

$$IU_{acum/veic_v} = \sum_{u=1}^n IU_{referência, v, u} \quad (3)$$

sendo $IU_{acum/veic_v}$ (km.ano⁻¹) a intensidade de uso acumulada de um veículo com u anos de uso de uma determinada categoria veicular v , $IU_{referência, v, u}$ (km) a intensidade de uso de referência, por categoria veicular e com u anos de uso.

3.2 ESTIMATIVA DE EMISSÕES PELO ESCAPAMENTO

A Equação 1 representa a abordagem clássica *bottom-up*, adaptada de Cook et al, 2008 (COOK, R. et al., 2006; GÓMEZ et al., 2018; POLICARPO et al., 2018; SINGH et al., 2018): da seção 2.2.1 foi adaptada para calcular emissões de escapamento em cada segmento de via da RCGF (Figura 12), utilizando o fluxo veicular e as características da frota:

$$E_{esc\ p,v,r} = \overline{FE}_{det\ p,v} \cdot N_{v,r} \cdot D_r \quad (4)$$

em que $E_{esc\ p,v,r}$ ($g \cdot h^{-1}$) são as emissões pelo escapamento, por poluente, categoria veicular e rua, $\overline{FE}_{det\ p,v}$ é o fator de emissão deteriorado ponderado por poluente, via, ano-modelo, subcategoria e combustível, $N_{v,r}$ é o número de veículos trafegando na via r , e D_r é a distância trafegada na via r .

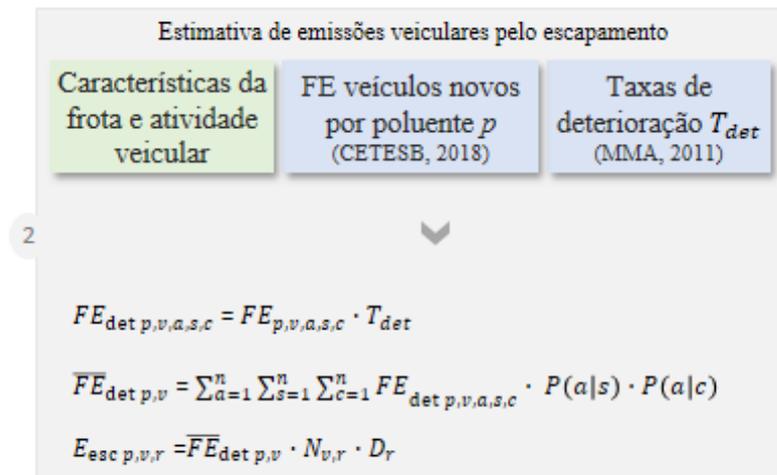


Figura 12: Diagrama da estimativa de emissões veiculares por escapamento.

O fluxo de veículos $N_{v,r}$ em cada rua de distância D_r (atividade veicular) foram determinados com o modelo de fluxo descrito na seção 3.2.1, ajustado pelo consumo de combustível no ano de 2017. A estimativa dos fatores de emissão deteriorados ponderados será explicada a seguir.

3.2.1 Fatores de emissão deteriorados ponderados

Os fatores de emissão utilizados foram disponibilizados pela CETESB, para veículos novos com ano-modelo até 2018. A CETESB disponibiliza fatores de emissão para as categorias: automóveis, comerciais leves, motocicletas, caminhões e ônibus.

O Ministério do Meio Ambiente disponibiliza taxas de deterioração, a serem acrescidos aos fatores de emissão de veículos novos, para conferir um aumento nas taxas de emissão devido à intensidade de uso. Para os veículos de ano-modelo até 1994, após os 160.000 km rodados, o fator de emissão aumenta 20% linearmente. A partir de 1995, são propostos incrementos para a taxa de emissão, a serem adicionados a cada 80.000 km rodados. A quadro a seguir resume as taxas de incremento empregadas (T_{det}) (BRASIL, 2013):

Período	Combustível	T_{detCO}	T_{detNOx}	$T_{detNMHC}$	$T_{detRCHO}$
A partir de 1995	Gasolina	$x \cdot 0,263$	$x \cdot 0,03$	$x \cdot 0,023$	$x \cdot 0,00065$
	Etanol	$x \cdot 0,224$	$x \cdot 0,02$	$x \cdot 0,024$	$x \cdot 0,00276$

Quadro 1: Taxas de incremento para os fatores de emissão de veículos novos, devido ao acúmulo de rodagem (MMA, 2011). x ajusta a taxa de incremento a cada 80.000 km.

Assim, os fatores de emissão para veículos novos tiveram acréscimo para os poluentes CO, NO_x, NMHC e RCHO.

Os fatores de emissão deteriorados foram então ponderados por categoria veicular, para representar os veículos pertencentes àquela categoria. Esta metodologia foi detalhada em “*A methodology for high resolution emissions inventories in metropolitan areas: evaluating the effect of automotive technologies improvement*” (MAES et al., 2019).

Para as categorias c automóveis e comerciais leves, o \overline{FE}_{det} para cada poluente p foi calculado por:

$$\overline{FE}_{det_p} = \sum_{a=1}^n \sum_{c=1}^n FE_{det_{p,a,c}} \cdot P(a|c) \quad (5)$$

com $P(a|c)$ a probabilidade condicional de um veículo ser do ano-modelo a , utilizando combustível f , e $FE_{det,p,a,c}$ o fator de emissão deteriorado por poluente p , ano-modelo a e categoria c .

Para as motocicletas, o fator de emissão ainda depende da subcategoria s em função de cilindradas:

$$\overline{FE}_{M,p} = \sum_{a=1}^n \sum_{s=1}^n \sum_{c=1}^n FE_{det,p,a,s,c} \cdot P(a|c) \cdot P(a|s) \quad (6)$$

com $P(a|c)$ a probabilidade condicional de um veículo ser do ano-modelo a , utilizando combustível f , $P(a|s)$ a probabilidade condicional de um veículo ser do ano-modelo a e subcategoria s , e $FE_{det,p,a,c}$ o fator de emissão deteriorado por poluente p , ano-modelo a e categoria c .

Veículos pesados, como caminhões e ônibus, também dependem da subcategoria. Porém, considerou-se que usavam apenas óleo diesel como combustível. Portanto,

$$\overline{FE}_{C\&O,p} = \sum_{a=1}^n \sum_{s=1}^n FE_{det,p,a,s} \cdot P(a|s) \quad (7)$$

com $P(a|s)$ a probabilidade condicional de um veículo ser do ano-modelo a e subcategoria s , e $FE_{det,p,a,s}$ o fator de emissão deteriorado por poluente p , ano-modelo a e subcategoria c .

3.3 ESTIMATIVA DE EMISSÕES POR EVAPORAÇÃO DO COMBUSTÍVEL

As emissões evaporativas foram estimadas com base no relatório Emissões Veiculares no Estado de São Paulo de 2018 e no Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários. Ambos os documentos basearam-se na metodologia do guia europeu EMEP/EEA – “Tier 2 method” e no trabalho de Vicentini (2010). Assim como para as emissões por escapamento, a Equação 1 representa a abordagem clássica *bottom-up*, adaptada de Cook et al, 2008 (COOK, R. et al., 2006; GÓMEZ et al., 2018; POLICARPO et al., 2018; SINGH et al., 2018): da seção 2.2.1 foi adaptada para calcular emissões de evaporativas na RCGF.

O ensaio evaporativo é dividido em duas fases: a fase *diurnal* (vapor de combustível emitido devido a exposição ao sol com o carro frio) e a fase *hot soak* (vapor de combustível devido ao aquecimento do motor após o uso). Do resultado das duas fases obtém-se o *running losses* que representa a emissão evaporativa do veículo em movimento. A CETESB disponibiliza fatores de emissão para as três fases. O esquema da estimativa de emissões evaporativas apresenta-se na Figura 13.

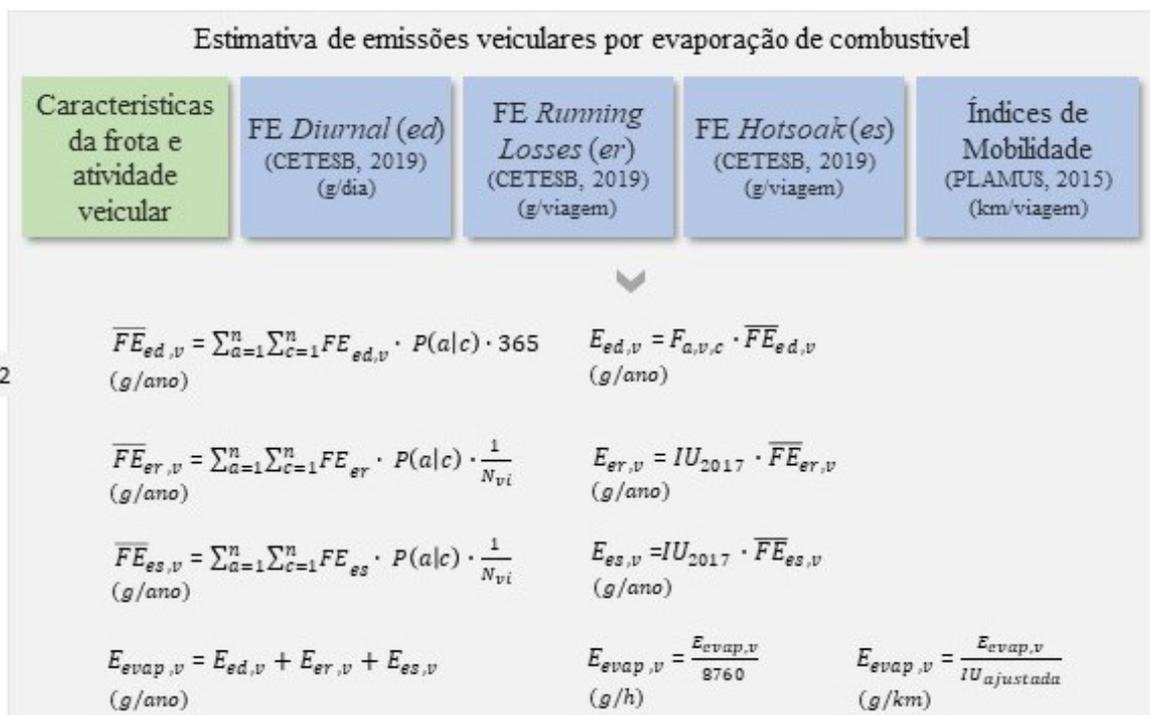


Figura 13: Diagrama da estimativa de emissões veiculares por evaporação de combustível.

Assim, obteve-se as emissões evaporativas da soma destas fases:

$$E_{evap,v} = E_{ed,v} + E_{er,v} + E_{es,v} \quad (8)$$

onde $E_{evap,v}$ ($\text{g}\cdot\text{ano}^{-1}$) é a emissão evaporativa da categoria veicular, $E_{ed,v}$ ($\text{g}\cdot\text{ano}^{-1}$) é a emissão da fase *diurnal*, $E_{er,v}$ ($\text{g}\cdot\text{ano}^{-1}$) é a emissão da fase *running losses*, e $E_{es,v}$ ($\text{g}\cdot\text{ano}^{-1}$) é a emissão da fase *hot soak*.

Os fatores de emissão evaporativos foram calculados conforme o item a seguir.

3.3.1 Fatores de emissão ponderados de cada categoria

A CETESB disponibiliza fatores de emissão evaporativos para as categorias automóveis e comerciais leves, movidos à gasolina e etanol. Similarmente às emissões veiculares, calculam-se os fatores de emissão ponderados pelas equações:

$$\overline{FE}_{ed,v} = \sum_{a=1}^n \sum_{c=1}^n FE_{ed,v} \cdot P(a|c) \cdot 365 \quad (9)$$

$$\overline{FE}_{er,v} = \sum_{a=1}^n \sum_{c=1}^n FE_{er,v} \cdot P(a|c) \cdot 1/N_{vi} \quad (10)$$

$$\overline{FE}_{es,v} = \sum_{a=1}^n \sum_{c=1}^n FE_{es,v} \cdot P(a|c) \cdot 1/N_{vi} \quad (11)$$

em que $\overline{FE}_{ed,v}$, $\overline{FE}_{er,v}$ e $\overline{FE}_{es,v}$ (g.ano⁻¹) são os fatores de emissão ponderados para a categoria veicular, das fases *diurnal*, *running losses* e *hot soak*; $FE_{ed,v}$ (g.dia⁻¹), $FE_{er,v}$ e $FE_{es,v}$ (g.viagem⁻¹) os fatores de emissão das *fases diurnal*, *running losses* e *hot soak*; $P(a|c)$ a probabilidade de um veículo ser do ano-modelo a , dada a categoria c ; e N_{vi} o número de quilômetros por viagem na área de estudo.

O número de quilômetros por viagem foi obtido do produto Modelo Matemático e Análise de Cenários do PLAMUS (2015), para a categoria de veículos privados, cenário atual. N_{vi} foi considerado igual a 12,1 km.

Assim, para cada fase, obteve-se a emissão evaporativa:

$$E_{ed,v} = F_{a,v,c} \cdot \overline{FE}_{ed,v} \quad (12)$$

$$E_{er,v} = IU_{2017} \cdot \overline{FE}_{er,v} \quad (13)$$

$$E_{es,v} = IU_{2017} \cdot \overline{FE}_{es,v} \quad (14)$$

Para obter emissões evaporativas específicas (g/km), podendo distribuí-las pela rede viária:

$$E_{evap,v} = \frac{E_{evap,v}}{(8.760 \cdot IU_{ajustada})}$$

3.4 ESTIMATIVA DE EMISSÕES POR RESSUSPENSÃO DE PARTÍCULAS DO SOLO

As emissões por ressuspensão foram estimadas a partir do método desenvolvido pela US EPA, presente no *Appendix 42, chapter 13.2.1 – Paved roads*. Considerou-se, para este caso, que todas as vias da RCGF são pavimentadas. É importante destacar que isto pode resultar em emissões de material particulado inferiores à realidade. Assim como para as emissões por escapamento e evaporativas, a Equação 1 representa a abordagem clássica *bottom-up*, adaptada de Cook et al, 2008 (COOK, R. et al., 2006; GÓMEZ et al., 2018; POLICARPO et al., 2018; SINGH et al., 2018): da seção 2.2.1 foi adaptada para calcular emissões de por ressuspensão de partículas do solo na RCGF (Figura 14).

A emissão por ressuspensão do solo é calculado com a Equação 15:

$$E_{p,r} = FE_{p,r} * D_r \quad (15)$$

em que $E_{p,r}$ (g.hora^{-1}) é a emissão por ressuspensão, $FE_{p,r}$ (g.km^{-1}) é o fator de emissão e D_r (km) é a distância percorrida pelos veículos que trafegam na rua r .

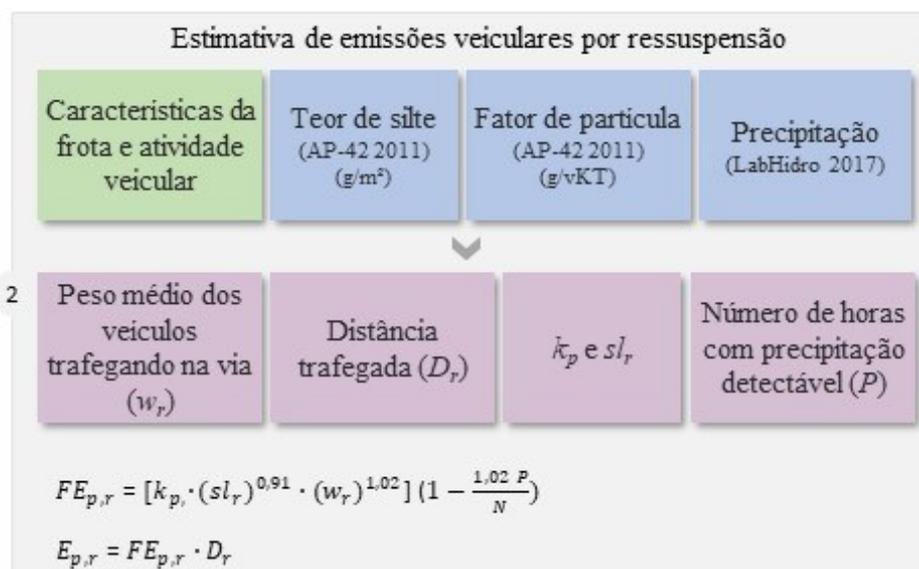


Figura 14: Diagrama da estimativa de emissões veiculares por ressuspensão de material do solo.

A emissão por ressuspensão está diretamente ligada ao carregamento da via, traduzido no teor de silte e às condições meteorológicas das horas anteriores à emissão. O item a seguir explica como calcular os fatores de emissão das vias.

3.4.1 Fatores de emissão médios da frota veicular

Para a ressuspensão, calculamos os fatores de emissão médios da frota em cada via r :

$$FE_{p,r} = \left[k * (sL_r^{0,91}) * (W_r^{1,02}) \right] * \left(1 - \frac{1,2P}{N} \right) \quad (16)$$

em que FE_r é o fator de emissão para ressuspensão (mesma unidade de k), k é multiplicador do tamanho de partícula para a faixa de tamanho da partícula em g/km, sL é carregamento de silte na superfície da rodovia em g/m², W é o peso médio de veículos na rodovia em toneladas, P é o número de precipitações com pelo menos 0,254mm durante um período médio, N é o número de dias em um período.

Os parâmetros k e sl foram obtidos das Tabelas 13.2.1-1 e 13.2.1-2 que constam no Capítulo 13.2.1 da AP – 42, respectivamente. Foram empregados valores de multiplicador de partícula para MP_{2,5}, MP₁₀ e MP₃₀. Os valores de silte presentes na Tabela 13.2.1-2 dependem de faixas de valores de atividade veicular. Foi adotada a categoria “*Ubiquitous Baseline*” com valores de silte variando de 0.6 a 0.03 g/m².

Os dados de precipitação foram coletados da página do Laboratório de Hidrologia da Universidade Federal de Santa Catarina, disponíveis em: <<http://www.labhidro.ufsc.br/pt/dados-ufsc>>. Foram utilizados dados de 01 de janeiro de 2017 a 31 de dezembro do mesmo ano, disponibilizados em intervalos de 1 e 5 minutos. A precipitação foi acumulada em períodos de uma hora, de onde obteve-se o número de horas em que as precipitações foram detectáveis num período de um ano.

Para a variável W , a quantidade de veículos em cada categoria foi multiplicada pelo peso veicular, obtendo-se um peso médio da frota que passava por cada rua. Considerou-se o peso médio do automóvel igual a 1,5t; do comercial leve, 2,8t; da motocicleta 0,2t; do ônibus 20t; e do caminhão, 27,5t. Para os caminhões, foi utilizada o peso médio de cada subcategoria conforme definidas por (MMA, 2013) e ponderado pela proporção de caminhões daquela

categoria. Para os ônibus, foi utilizado o peso bruto mínimo de um ônibus da categoria básico, acrescidos cerca de 640 N por passageiro, conforme a Norma Brasileira ABNT NBR 15570 (ABNT, 2009).

3.5 CENÁRIOS DE CONTROLE DA POLUIÇÃO VEICULAR

A efetividade de medidas de controle da poluição veicular foi testada a partir de cenários de melhoria tecnológica. Para tanto, foram criados 40 cenários de cada uma das 5 categorias veiculares. Para cada categoria veicular, o primeiro cenário correspondeu a aposentar os veículos com 40 anos de uso e trocá-los por novos. Isto foi feito ano-a-ano, até que o último cenário compreendeu renovar os veículos com até 1 ano de uso, desta forma:

Cenário 1 → Aposentar veículos com idade ≥ 40 anos

(...)

Cenário n → Aposentar veículos com idade $\geq (41 - n)$ anos, sendo n a ordem do cenário

(...)

Cenário 40 → Aposentar veículos com idade ≥ 1 ano.

Para elaborar estes cenários, utilizou-se os dados da frota circulante. Foram identificados os pontos em que a redução da emissão por veículo aposentado foi mais abrupta (máxima redução), e o ponto em que a relação entre porcentagem de redução das emissões de poluentes por veículo e porcentagem de veículos aposentados se igualou (ótima redução).

4 RESULTADOS

Nos itens a seguir, constam os resultados relacionados aos três objetivos específicos: deste trabalho.

4.1 VARIABILIDADE TEMPORAL E ESPACIAL

Os fatores de emissão ponderados foram calculados aplicando os métodos descritos nas seções 3.2.1 e 3.3.1. A Tabela 2 apresenta os valores de \overline{FE} da frota veicular da RCGF.

Tabela 2: fatores de emissão ponderados (g.km^{-1}) da frota veicular da RCGF por poluente, de acordo com a categoria veicular.

	CO	HC	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	CO ₂	N ₂ O	ed	es	er
Automóveis	0.79	0.09	0.08	0.01	0.08	0.004	0.001	171	0.02	0.01	0.03	0.01
Comerciais leves	1.14	0.15	0.13	0.02	0.63	0.004	0.043	497	0.04	0.01	0.04	0.02
Motocicletas	1.44	0.24	0.20	0.05	0.08	0.000	0.003	55	0.00	0.00	0.00	0.00
Ônibus	0.95	0.24	0.18	0.06	4.76	0.000	0.115	0	0.03	0.00	0.00	0.00
Caminhão	0.56	0.19	0.13	0.06	3.37	0.000	0.093	0	0.03	0.00	0.00	0.00

Para calcular as emissões veiculares de cada poluente, de acordo com a categoria veicular, foram aplicados à Formula 1 os \overline{FE} presentes na Tabela 2, juntamente com número de veículos e distância trafegada de cada rua do modelo de fluxo veicular. Assim, as emissões veiculares de escapamento e evaporativas da RCGF estão apresentadas nas Tabela 3 e Tabela 4, nos horários de pico da manhã e da tarde, respectivamente. No Apêndice B constam as Tabela 3 e Tabela 4 expandidas de acordo com a categoria veicular.

Tabela 3: emissões veiculares (kg.h^{-1}) de escapamento e evaporativas na hora de pico da manhã dos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José, por poluente veicular.

Município	CO	HC	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	N ₂ O	CO ₂	HC _{evap}
Biguaçu	67,6	11,6	9,1	2,6	80,3	0,2	2,4	1,8	10.781	2,4
Florianópolis	367,5	52,3	42,9	9,5	147,2	1,0	4,9	7,7	67.782	15,4
Governador										
Celso Ramos	21,4	3,8	3,0	0,9	29,1	0,0	0,8	0,6	3.282	0,7
Palhoça	104,2	18,1	14,1	4,0	127,1	0,2	3,7	2,7	16.506	3,7
São José	150,3	22,7	18,3	4,4	91,6	0,4	2,9	3,4	26.759	6,1
Total	711,0	108,4	87,4	21,2	475,2	1,9	14,7	16,2	125.109	28,3

Tabela 4: emissões veiculares ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) de escapamento e evaporativas na hora de pico da tarde dos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José, por categoria e poluente veicular.

Município	CO	HC	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	N ₂ O	CO ₂	HC _{evap}
Biguaçu	75,4	13,5	10,5	3,1	104,8	0,2	3,0	2,0	11.519	2,6
Florianópolis	322,8	45,6	37,5	8,2	118,6	0,9	4,0	6,8	59.919	13,6
Governador										
Celso Ramos	26,5	4,9	3,8	1,1	40,6	0,1	1,2	0,7	3.914	0,9
Palhoça	117,3	19,9	15,6	4,3	130,0	0,3	3,8	3,0	18.992	4,3
São José	150,5	22,9	18,5	4,5	97,8	0,4	3,0	3,4	26.598	6,0
Total	692,4	106,8	85,8	21,1	491,8	1,8	15,1	16,0	120.942	27,4

As Tabelas 3 e 4 mostram emissões no horário de pico da tarde ligeiramente menores (entre 1 e 3%) do que no da manhã para os poluentes CO, HC, NMHC, RCHO, N₂O, CO₂ e HC_{evap}. No entanto, para NO_x e MP, as emissões da tarde foram 3% superiores. Conforme foi destacado na seção 3.1.2, no horário de pico da tarde a proporção da classe Pesados é 2% maior do que na manhã. Este fator pode ter influenciado na distribuição dos poluentes.

Entre os municípios, Florianópolis contribuiu com a maior parte das emissões, dos poluentes característicos de veículos leves. O município de Palhoça destacou-se por apresentar emissões de NO_x e MP muito próximas às de Florianópolis, mesmo que a sua frota corresponda a um terço da de Florianópolis. Conforme visto na seção 3.1.4.3, Palhoça foi o município que apresentou maior proporção de consumo de diesel entre os combustíveis veiculares, já demonstrando uma inclinação a maiores emissões de NO_x e MP. São José contribuiu com cerca de 20% para todos os poluentes.

As Tabela 5 e Tabela 6 apresentam as emissões veiculares por ressuspensão do solo, nos horários de pico da manhã e da tarde, respectivamente.

Tabela 5: emissões de material particulado ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) por ressuspensão do solo na hora de pico da manhã, nos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José poluente veicular.

Localidade	MP ₃₀	MP ₁₀	MP _{2,5}
Biguaçu	96,1	18,5	4,5
Florianópolis	247,1	47,4	11,5
Gov. Celso Ramos	35,2	6,8	1,6
Palhoça	156,9	30,1	7,3
São José	133,9	25,7	6,2
Total	669,3	128,5	31,1

Tabela 6: emissões de material particulado ($\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$) por ressuspensão do solo na hora de pico da tarde nos municípios de Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José poluente veicular.

Localidade	MP ₃₀	MP ₁₀	MP _{2,5}
Biguaçu	126,0	24,2	5,9
Florianópolis	183,8	35,3	8,5
Gov. Celso Ramos	47,4	9,1	2,2
Palhoça	156,6	30,1	7,3
São José	132,4	25,4	6,2
Total	646,2	124,0	30,0

As emissões por ressuspensão apresentaram variação de 3% entre as emissões no horário de pico da manhã e da tarde, por também serem função do fluxo de veículos e categorias veiculares (refletidas no peso veicular). Considerando que as emissões por escapamento emitem majoritariamente MP_{2,5}, pode-se dizer que o escapamento contribui com aproximadamente a metade das emissões de MP_{2,5}. Pensando em material particulado como um todo, emissões do escapamento chegaram a 2% da ressuspensão. Esta poderia ser ainda maior, visto que todas as vias foram consideradas asfaltadas.

Estes resultados são compatíveis com outras regiões metropolitanas brasileiras. É o caso da Região Metropolitana de Vitória (RMV). Assim como neste trabalho, o inventário de Vitória partiu de dados de frota licenciada, a qual foi aplicada curva de sucateamento para se obter a frota circulante. No entanto, o método incluiu veículos mais antigos do que 40 anos de uso. Sobre os fatores de emissão de escapamento, também incluíram fatores de deterioração. Destaca-se que a RGV elaborou seu inventário com 884.445 veículos registrados categorizados (ECOSOFT, 2015), e a RCGF, com 665,262. A tabela a seguir fornece uma comparação entre as duas regiões:

Tabela 7: Comparação entre emissões absolutas da RCGF e Região Metropolitana de Vitória, e entre emissões por veículo registrado.

Região	Emissão	CO	HC	NO _x	MP _{2,5} (esc)	HC _{evap}	MP _{2,5} (res)
RCGF	kg/h	711,0	108,4	475,2	14,7	28,3	31,1
RMV		1.282,8	549,2	1020,8	20,2	46,4	313,2
RCGF	kg/(h.veic)	1,07	0,16	0,71	0,02	0,04	0,05
RMV		1,45	0,62	1,15	0,02	0,05	0,35

Fonte: dados referentes à Região Metropolitana de Vitória retirados de ECOSOFT, 2015.

De modo geral, as emissões da RGV foram superiores às de Florianópolis, mesmo em se tratando de emissões por veículos registrados. O fato de o inventário considerar veículos com até 85 anos de uso pode ter resultados em fatores de emissão mais altos em comparação aos da RCGF. A maior diferença foi em relação aos Hidrocarbonetos, que pode ter sido influenciado pela fração da frota *flex-fuel* à etanol, maior na RMV. As diferenças entre as emissões de material particulado proveniente do escapamento é mínima, enquanto da ressuspensão, superior a 85%. A diferença das emissões de CO por veículos registrado foram cerca de 26%, de NO_x, 38 e HC_{evap}, 20%.

A Figura 15 apresenta a contribuição de cada categoria veicular para o total de emissão por poluente.

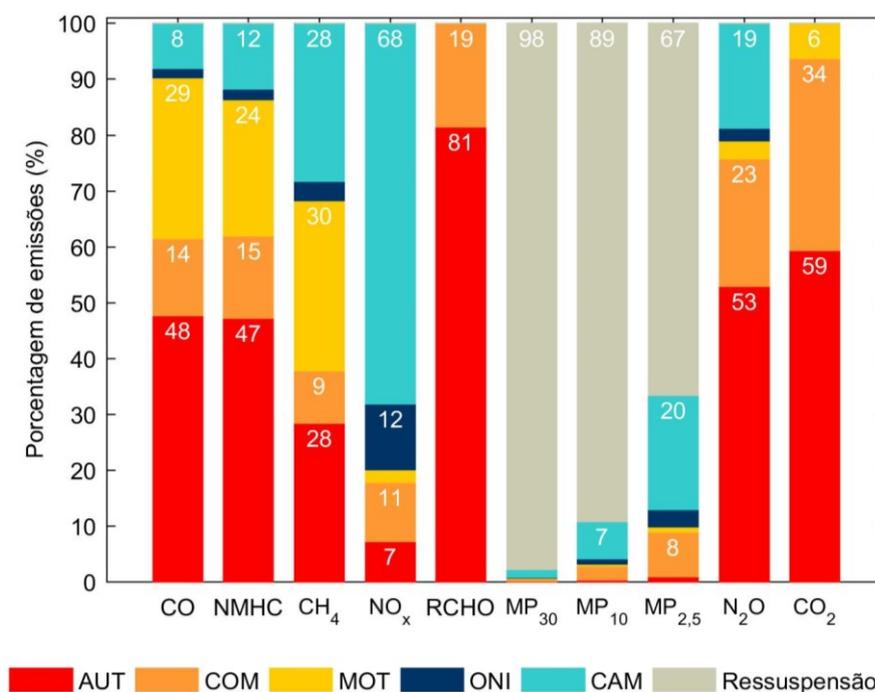


Figura 15: Porcentagem de contribuição de cada categoria veicular, para as emissões totais de CO, NMHC, CH₄, NO_x, RCHO, MP₃₀, MP₁₀, MP_{2,5}, N₂O e CO₂ na RCGF. A porcentagem de emissão encontra-se dentro das barras. As parcelas menores do que 5 % não possuem valor indicado.

É importante destacar que os automóveis compõem a maior parte da frota veicular da RCGF (64%), seguidos de motocicletas, comerciais leves, caminhões e ônibus. Isto reflete na magnitude das emissões de cada categoria. Inclusive, a Figura 15, mostra que os automóveis são os maiores contribuintes de CO, NMHC, RCHO, N₂O e CO₂, poluentes característicos de

motores do Ciclo Otto. Apesar da grande quantidade de automóveis, é a categoria que menos participa das emissões de material particulado, e entre as que menos emitem NO_x . Motocicletas é a segunda categoria que mais contribui com emissões de CO e NMHC, ficando à frente das emissões de metano. Já os comerciais leves demonstraram um perfil de emissão semelhante aos das demais categorias de ciclo Otto - CO, NMHC, RCHO, N_2O e CO_2 compõem os poluentes mais significativos dos comerciais leves. No entanto, a parcela de comerciais leves a Diesel colocou a categoria entre os que mais emitem material particulado proveniente do escapamento. Os caminhões, apesar de somarem apenas 2% da frota, foram absolutamente os que mais contribuíram para emissões de NO_x e material particulado proveniente do escapamento. As emissões de CO, NMHC, CH_4 e N_2O também foram significativas, em vista da pequena parcela de caminhões. Os ônibus, que participam com menos de 1% da frota, ficaram com a segunda maior parte da emissão de NO_x . Quanto aos demais poluentes, os ônibus participaram com menos de 5%. A Figura 15 ainda mostra que o processo de ressuspensão é o que mais emite material particulado para a atmosfera: quase a totalidade de MP_{30} e MP_{10} . O material que é depositado nas vias provém de variadas fontes de emissão, mas costumam ser ressuspensos devido ao fluxo veicular.

Conforme descrito na seção 3.5, as Figuras 16 e 17 apresentam as emissões veiculares distribuídas rua-a-rua. As emissões foram categorizadas em classes de acordo como nível de emissão. As categorias automóveis, comerciais leves e motocicletas foram reunidas em Leves; e os caminhões e ônibus, em Pesados. Os poluentes que possuem fatores de emissão apenas para a classe leves apresentam-se na Figura 17. A Figura 16 permite que sejam identificados locais onde as emissões são críticas, e a categoria que é maior responsável por isso. Relacionando a Figura 16 à Figura 7, pode-se perceber as hierarquias de vias que mais se destacam.

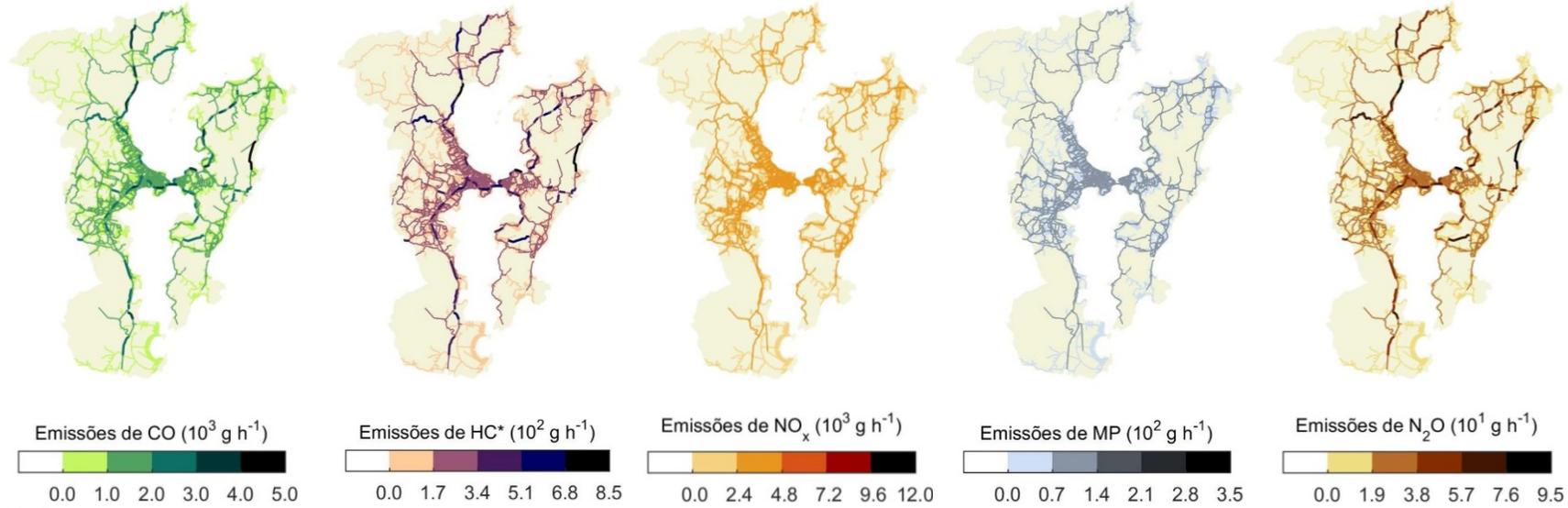
A partir das Figuras 16 e 17, nota-se que as cinco cidades são cruzadas por vias expressas que concentram grande parte das emissões. Tratam-se de rodovias federais e estaduais. No caso dos veículos leves, os poluentes CO, HC, N_2O e RCHO e CO_2 apresentaram as duas maiores classes de emissões em boa parte da extensão das expressas e, inclusive, arteriais, nas cinco cidades da RCGF. Quanto aos poluentes NO_x e MP, predominaram as classes mais baixas. Já para os veículos pesados, NO_x e MP alcançaram as maiores classes de emissão em vias expressas, nas localidades com menor densidade de vias, como Governador Celso Ramos e Palhoça. A cidade de Palhoça, onde ocorre o segundo maior nível de emissões

de MP e NO_x , concentra a maior parte desta emissão em poucas vias. Para os veículos pesados, a emissão dos demais poluentes foi crítica em menor extensão do que para os leves.

A Figura 18 compara as emissões de NMHC provenientes do escapamento e de evaporação do combustível. No caso das evaporativas, apenas as categorias automóveis e comerciais leves entram na estimativa de emissões evaporativas, resultando em menores níveis do que emissões de escapamento. As emissões de NMHC por escapamento apresentaram as maiores classes de intensidade por boa parte da extensão e vias expressas.

Na Figura 19, a comparação é entre emissões de material particulado pelo escapamento e por ressuspensão do solo. Neste caso, os níveis de emissão de MP_{30} por ressuspensão são tão maiores, que pouco nota-se a diferença entre as emissões por escapamento e por ressuspensão das espécies $\text{MP}_{2,5}$ e MP_{10} . Neste caso, novamente os municípios de Palhoça e Governador Celso Ramos apresentaram altos níveis de emissão concentrados na rodovia federal.

a) Leves



b) Pesados

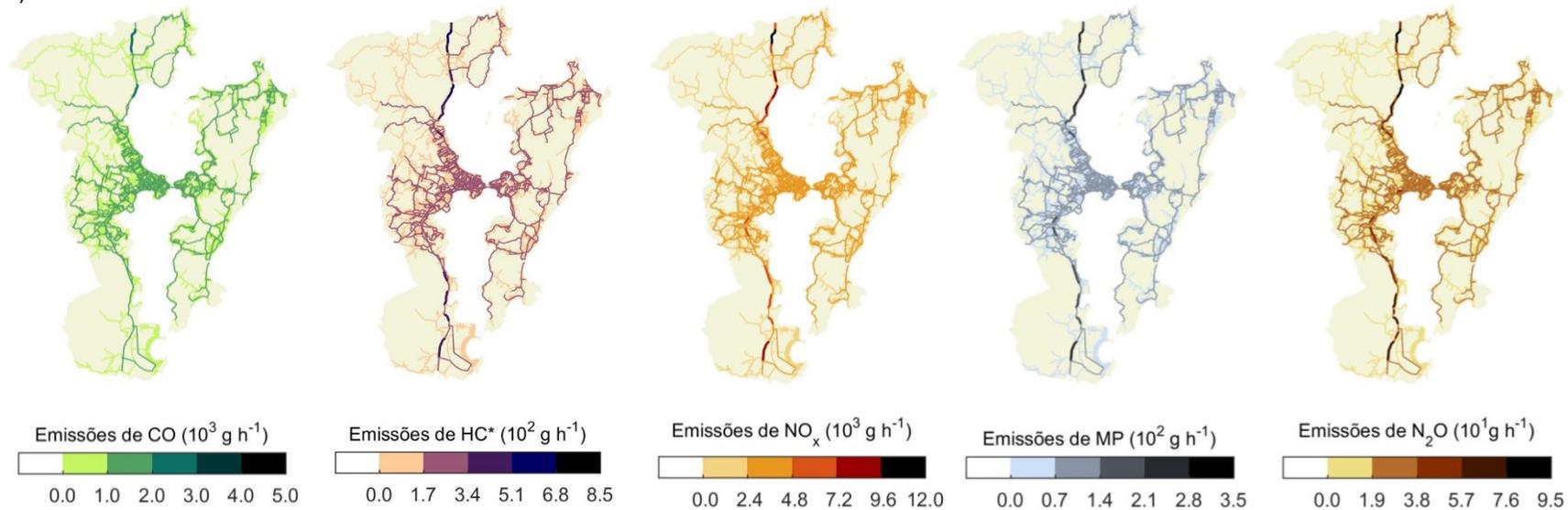


Figura 16: Distribuição das emissões (g h^{-1}) veiculares na hora de pico da tarde, por categoria e poluente veicular. *HC = $\text{NMHC}_{\text{esc}} + \text{NMHC}_{\text{evap}} + \text{CH}_4$.

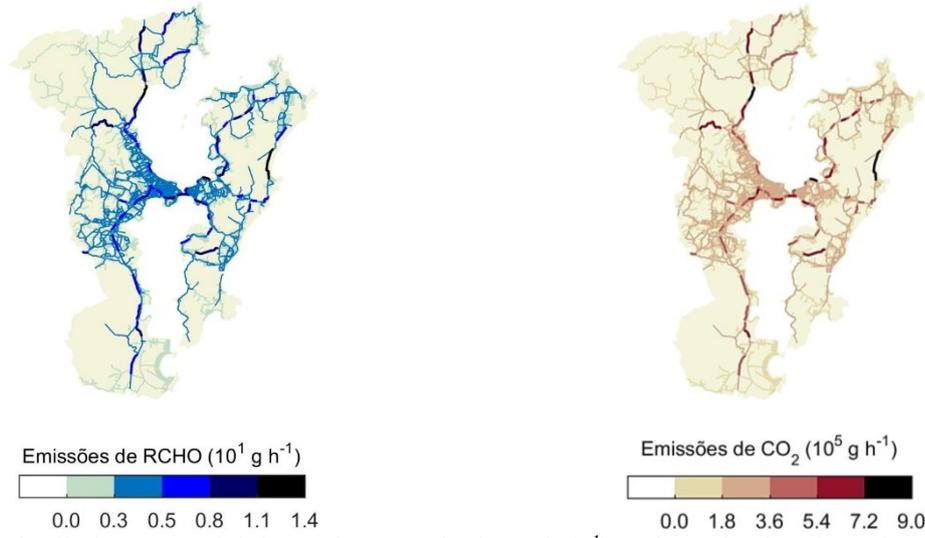


Figura 17: Distribuição espacial das emissões veiculares (g h^{-1}) na hora de pico da tarde, por poluente.

a) Emissões de escapamento

b) Emissões evaporativas

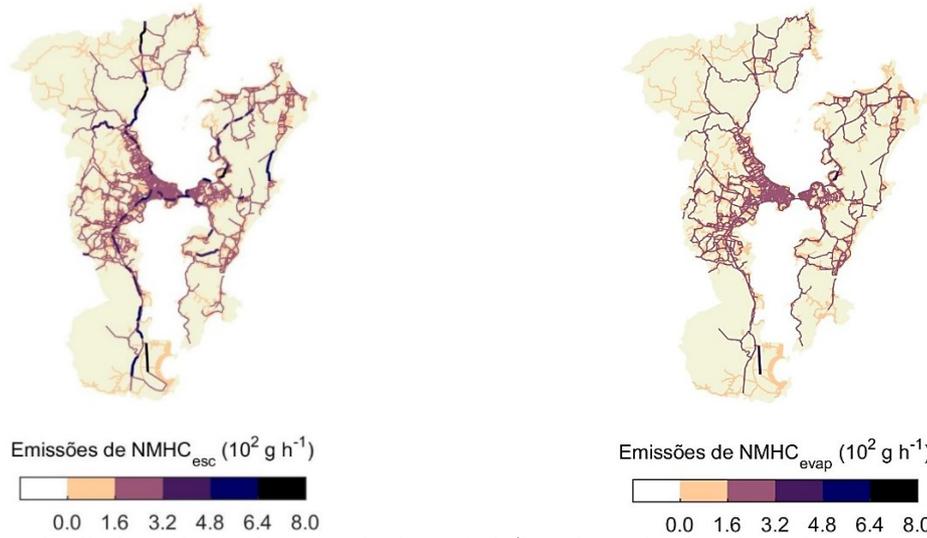


Figura 18: Distribuição das emissões veiculares (g h^{-1}) na hora de pico da tarde. Comparação entre emissões de escapamento (a) e evaporativas (b).

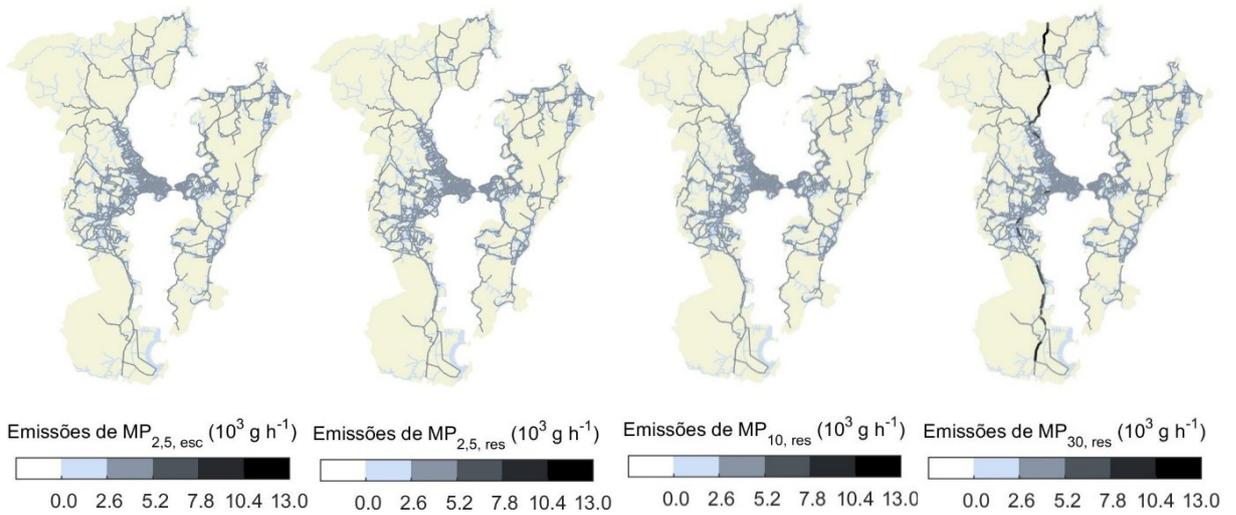


Figura 19: Distribuição das emissões veiculares (g h^{-1}) na hora de pico da tarde. Comparação entre emissões de escapamento e ressuspensão.

A variabilidade das emissões veiculares por hierarquia da rede viária é apresentada nas Figura 20: Emissões de (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x e (d) NO_x de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentis, respectivamente. e Figura 21. Nas figuras, as caixas indicam os valores de emissão por via, a linha central representa o valor mediano, e a parte superior e inferior das caixas indicam o 75º e o 25º percentis, respectivamente. *Outliers* estão indicados em vermelho, a as caixas são plotadas para cada poluente e de acordo com a hierarquia da via. As Figura 20: Emissões de (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x e (d) NO_x de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentis, respectivamente. e Figura 21 também informam as emissões totais por hierarquia e a contribuição destas para o total emitido.

Percebe-se nas Figura 20: Emissões de (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x e (d) NO_x de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentis, respectivamente. e Figura 21 que os maiores valores de emissões ocorrem nas as vias expressas. Caracterizadas por alto fluxo, vias expressas apresentaram menor variabilidade de dados comparadas às outras hierarquias de vias. Isto é mais evidente para os poluentes CO, NMHC, CH₄, RCHO, N₂O E CO₂, característicos de veículos leves. Para NO_x e MP_{2,5}, ocorreu uma maior variabilidade de dados. Para estes poluentes, as vias expressas contribuíram com 72 e 61 % das emissões, respectivamente. Para os demais poluentes, a contribuição das vias expressas variou entre 43 e 55%. As vias conectoras, de forma geral, também apresentaram baixa variabilidade de dados. Por serem menos numerosas, a coletoras participaram com um parte pequena das emissões (2 a 8%), no estando, destaca-se que as poucas vias apresentaram valores de emissão entre as arteriais e expressas.

Arteriais foram a segunda hierarquia que mais contribuiu, porém destacam-se os poluentes CO, NMHC, CH₄, RCHO, N₂O E CO₂. Nas arteriais, 96% do tráfego é composto por veículos leves e, apesar do fluxo intenso, contribuíram apenas com 17% das emissões de NO_x e MP_{2,5}. Para a maioria dos poluentes as vias coletoras apresentou maior variabilidade de dados do que arteriais e expressas, contribuindo com entre 7 e 14 % da emissões, dependendo do poluente. As locais, foram as que apresentaram maior variabilidade de dados entre todas as

hierarquias. Apesar de as vias locais serem a mais numerosas, a contribuição desta hierarquia para as emissões ficou na média de 3%.

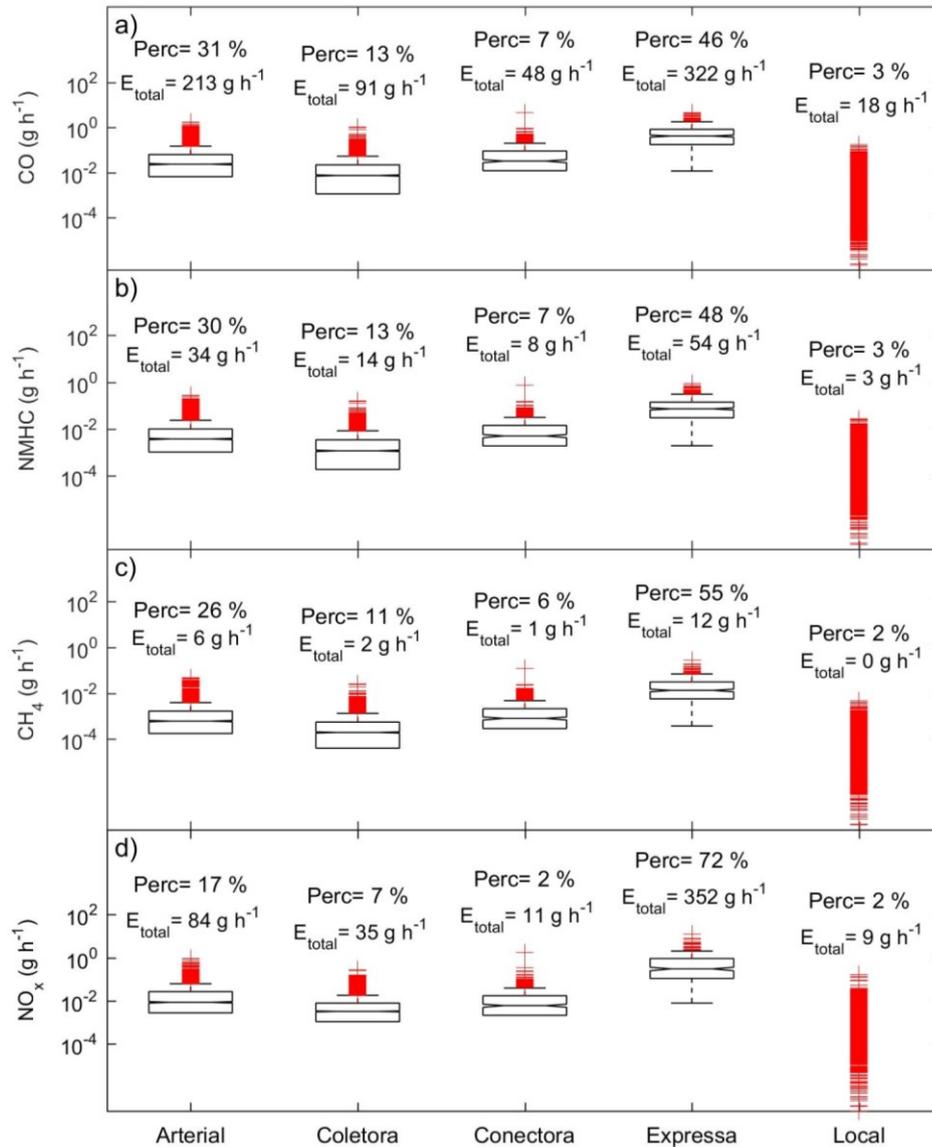


Figura 20: Emissões de (a) CO, (b) NMHC, (c) NO_x e (d) NO_x de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentis, respectivamente.

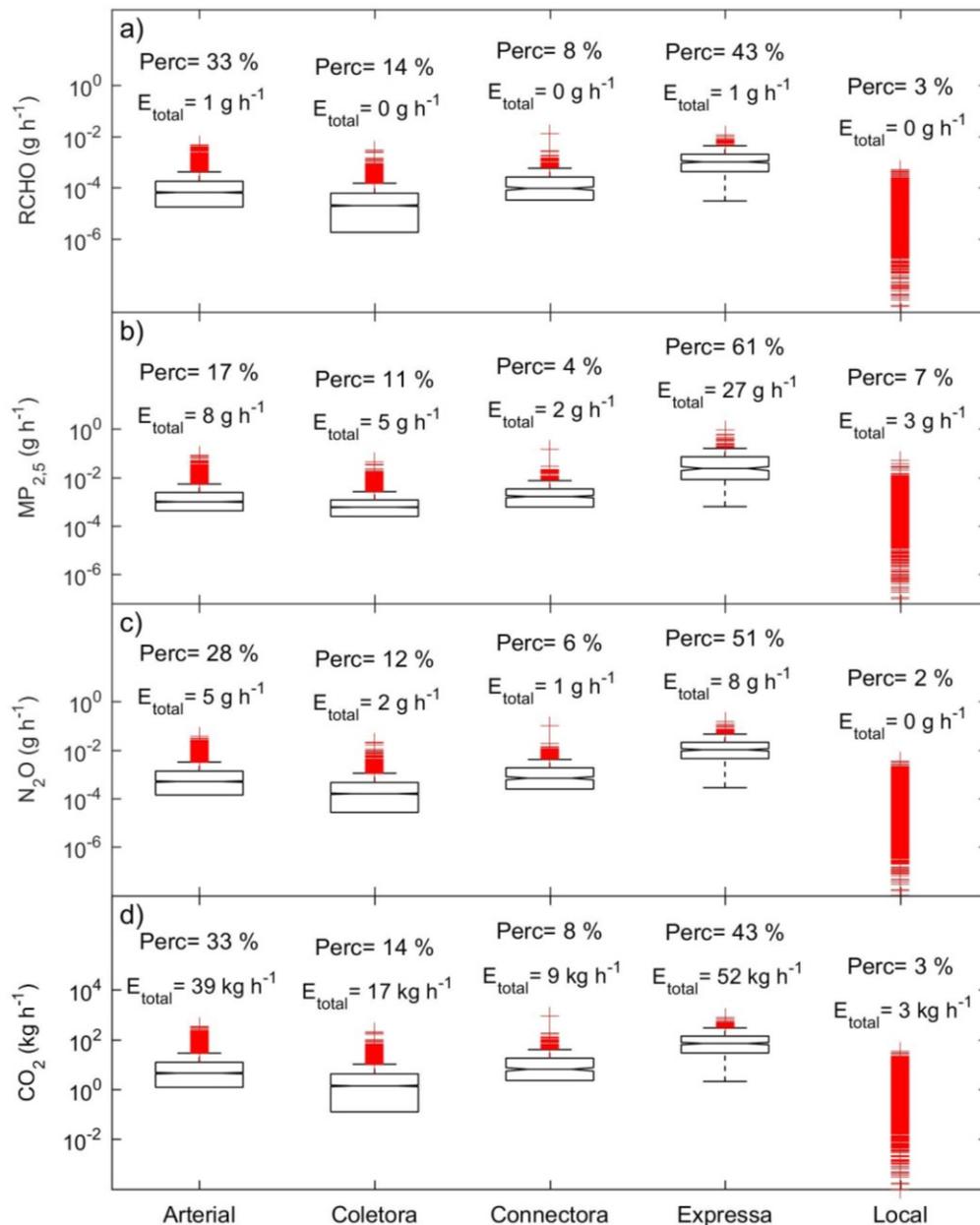


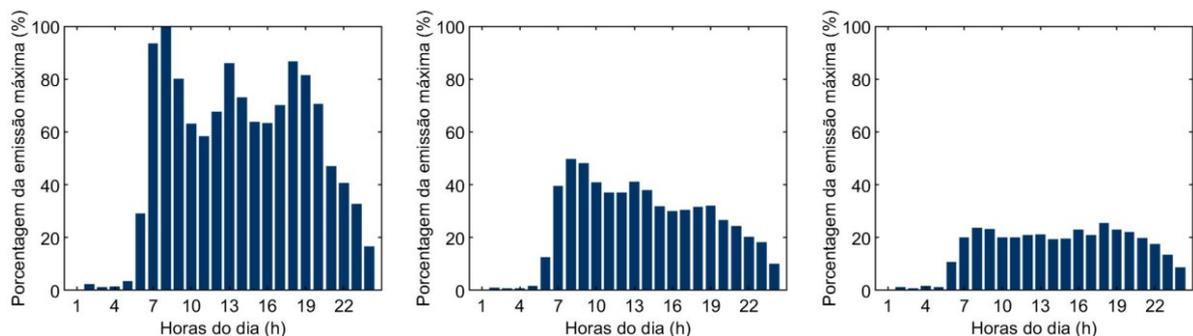
Figura 21: Emissões de (a) RCHO, (b) MP_{2,5}, (c) N₂O e (d) CO₂ de acordo com a hierarquia da via. As caixas representam a variabilidade de emissões por rua. As linhas internas são as medianas, o topo e a parte inferior das caixas indicam o 75º percentil, e o 25º percentis, respectivamente.

A partir de dados horários de fluxo veicular do transporte público, foi possível analisar a variabilidade temporal das emissões de CO, HC, NMHC, CH₄, NO_x, RCHO, MP e N₂O. A Tabela 8 e a Figura 22 apresentam conjuntamente a variabilidade das emissões do transporte público coletivo de acordo com as horas do dia. Na Figura 22, a emissão considerada máxima

(100%) corresponde a maior taxa de emissão do dia e seu respectivo valor é explicitado na Tabela 8, para cada poluente. O período de pico da manhã (entre 7 e 9h) se destacou principalmente para os dias úteis, com outros dois picos bem formados (11h a 14h e 17h a 20h). Nestes horários, a maiores emissões da semana ocorreram, diferindo entre 60 e próximo de 100% dos horários de menor fluxo veicular (entre 0 e 5h da manhã). Durante os sábados e domingos (este, principalmente) a discrepância entre os horários do dia foi menos acentuada.

Tabela 8: Magnitudes máximas e mínimas das emissões do transporte coletivo público da RCGF (kg.h-1) em dias úteis, sábados e domingos.

Dia	Município	CO	HC	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	N ₂ O
Úteis	Máximo	13,41	3,31	2,46	0,84	66,93	1,61	0,42	13,41
	Mínimo	0,14	0,03	0,03	0,01	0,71	0,02	0,00	0,14
Sábados	Máximo	6,64	1,64	1,22	0,42	33,13	0,80	0,21	6,64
	Mínimo	0,06	0,02	0,01	0,00	0,32	0,01	0,00	0,06
Domingos	Máximo	3,38	0,83	0,62	0,21	16,85	0,41	0,11	3,38
	Mínimo	0,07	0,02	0,01	0,00	0,33	0,01	0,00	0,07



4.2 INFLUÊNCIA DAS VIAS DE ALTO FLUXO VEICULAR

O item anterior deixou claro que há discrepância entre as emissões em vias expressas, caracterizadas por alto fluxo, e as demais hierarquias. Portanto, esta seção objetiva analisar a influência de vias de alto fluxo veicular nas emissões veiculares da RCGF, comparando-as com áreas de alta densidade de vias. Para tanto, os comprimentos de via dentro de células de 1 km² foram somados, e divididos pelo total de comprimento de vias. Resultando, assim, em uma grade em que cada célula contém a porcentagem de comprimento de vias em relação ao total.

A Figura 23 apresenta a densidade de vias expressas (referidas como primárias) e das arteriais, coletoras, conectoras e locais (secundárias).

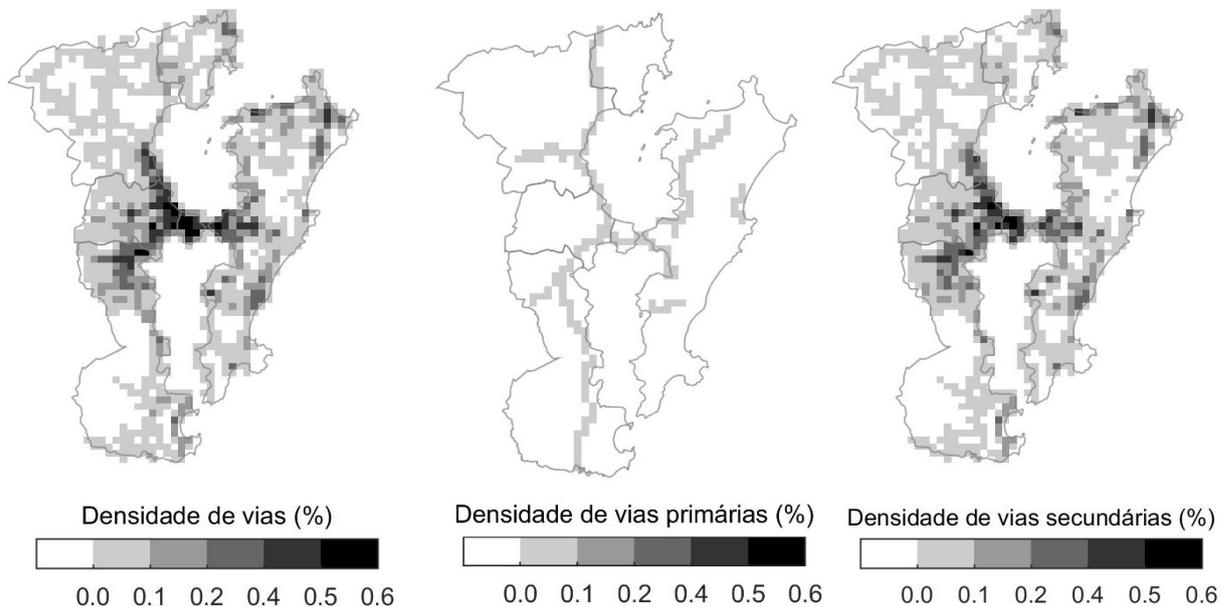


Figura 23: comparativo entre densidade de vias primárias (neste caso, expressas), e secundárias (demais hierarquias). Densidade de vias expressa em células de 1 km².

Na Figura 23 nota-se que as vias primárias são muito menos densas do que as secundárias, alcançando a segunda classe (até 0,2 % das vias naquela célula). Para as vias secundárias, encontra-se células com até 0,6 % do comprimento total de vias. Destaca-se também que as regiões com maior densidade de vias secundárias, coincide com as primárias, principalmente no município de São José, Norte de Palhoça, Sul de Biguaçu e no Centro de Florianópolis. Em alguns locais, ao Norte e Sul da Ilha de Florianópolis, encontram-se regiões com alta densidade de vias secundárias.

As Figuras 24 a 26 apresentam a porcentagem de emissões das vias totais, das primárias e secundárias, em cada célula da grade. Percebe-se que onde há grande densidade de vias primárias e secundárias na mesma célula (porção de células em que há de 25 a 75% de vias primárias e/ou secundárias), é a região onde se concentram a maior parte das emissões. Isto quer dizer que as áreas com maior emissão possuem tanto uma grande quantidade de vias primárias quanto secundárias. Isto acontece independente do poluente. Para RCHO e CO₂ este detalhe chama ainda mais atenção, uma vez que são apenas contabilizadas as emissões de

veículos leves. Para NO_x e MP, no entanto, predominam mais células de alta emissão onde existem mais vias primárias.

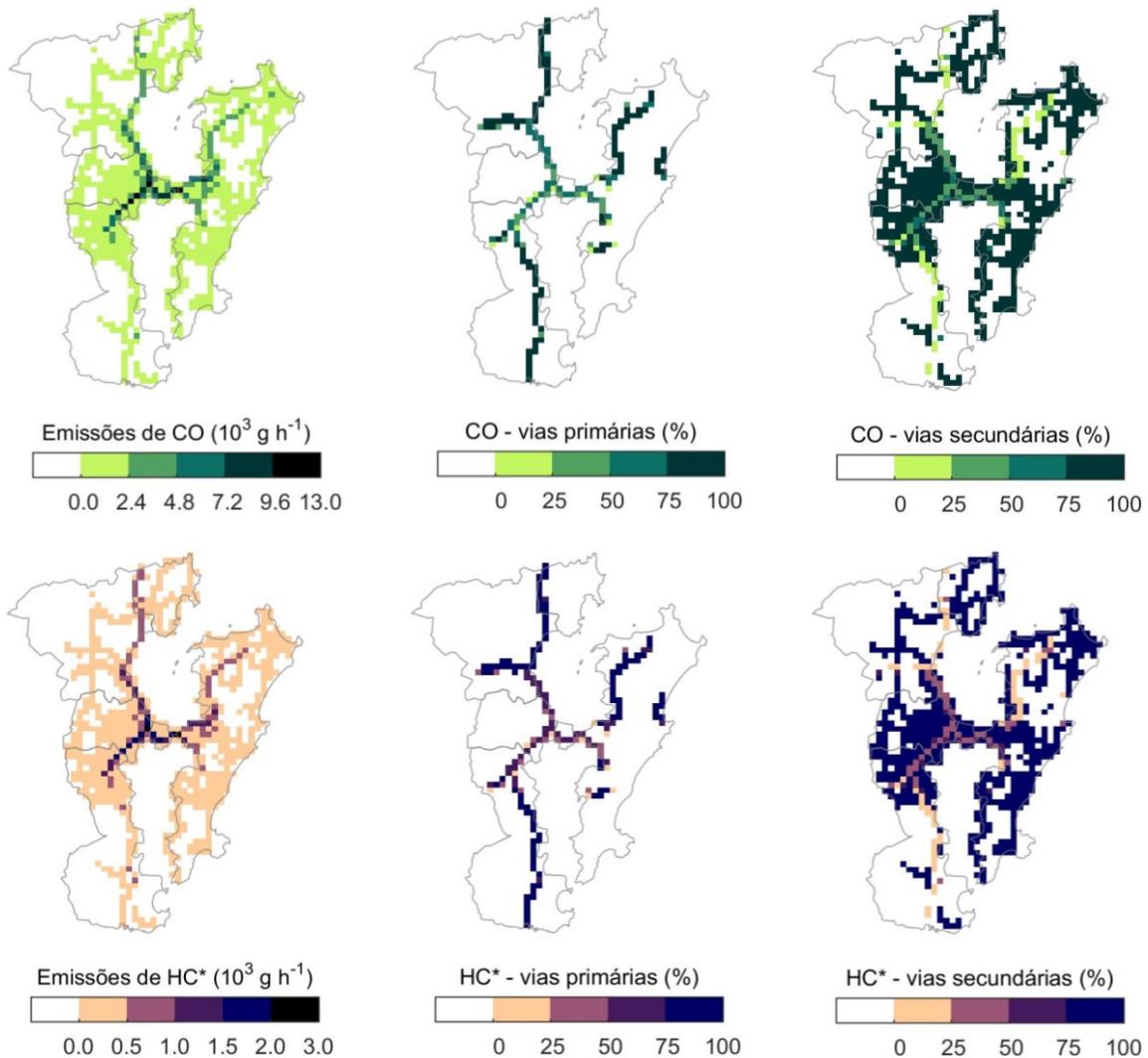


Figura 24: Emissões das vias primárias e secundárias, em relação ao total de CO e HC emitidos. As emissões foram agregadas em áreas de 1 km^2 . *HC = $\text{NMHC}_{\text{esc}} + \text{NMHC}_{\text{evap}} + \text{CH}_4$.

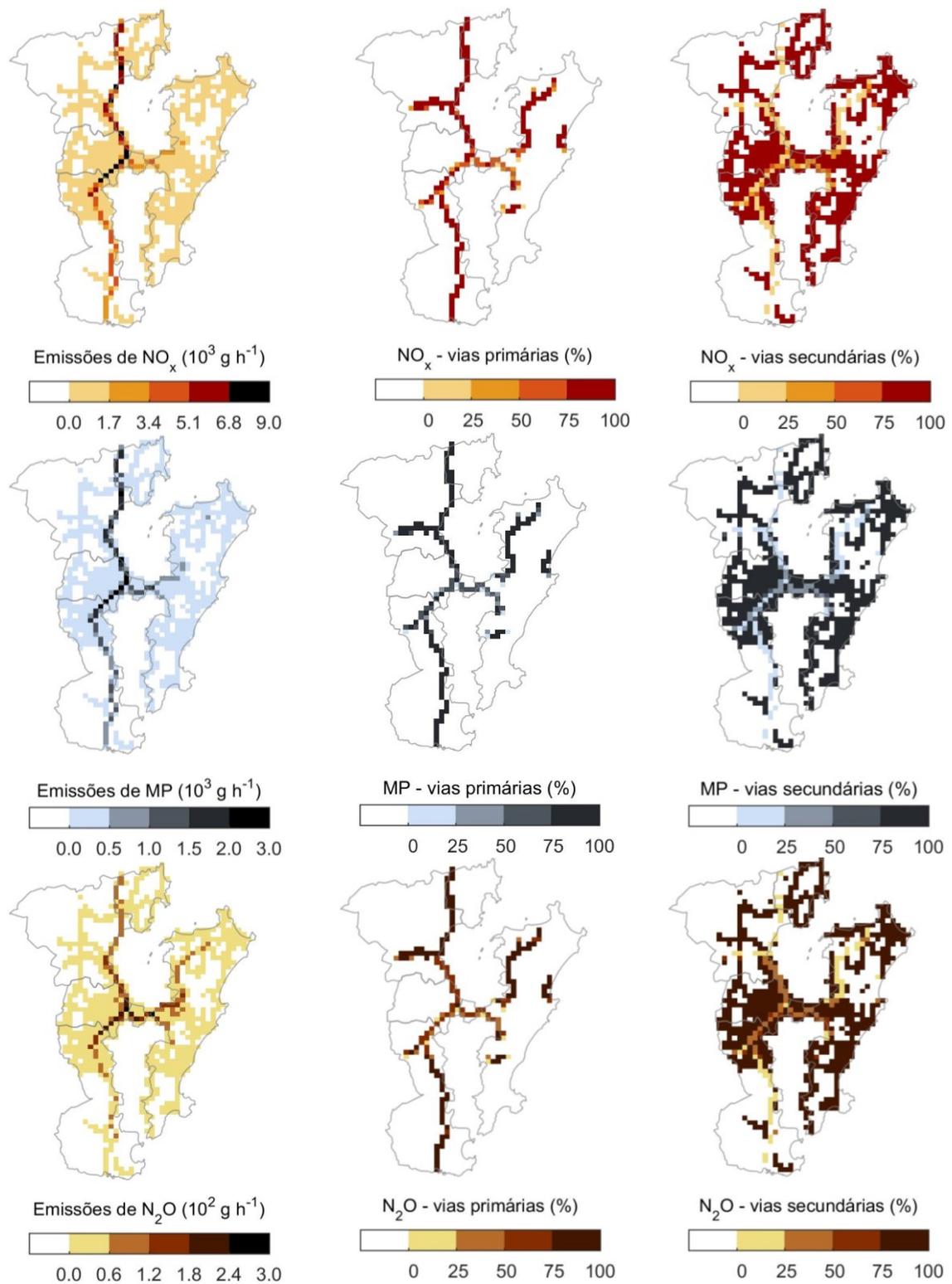


Figura 25: Emissões das vias primárias e secundárias, em relação ao total de NO_x , MP e N_2O emitidos. As emissões foram agregadas em áreas de 1 km^2 .

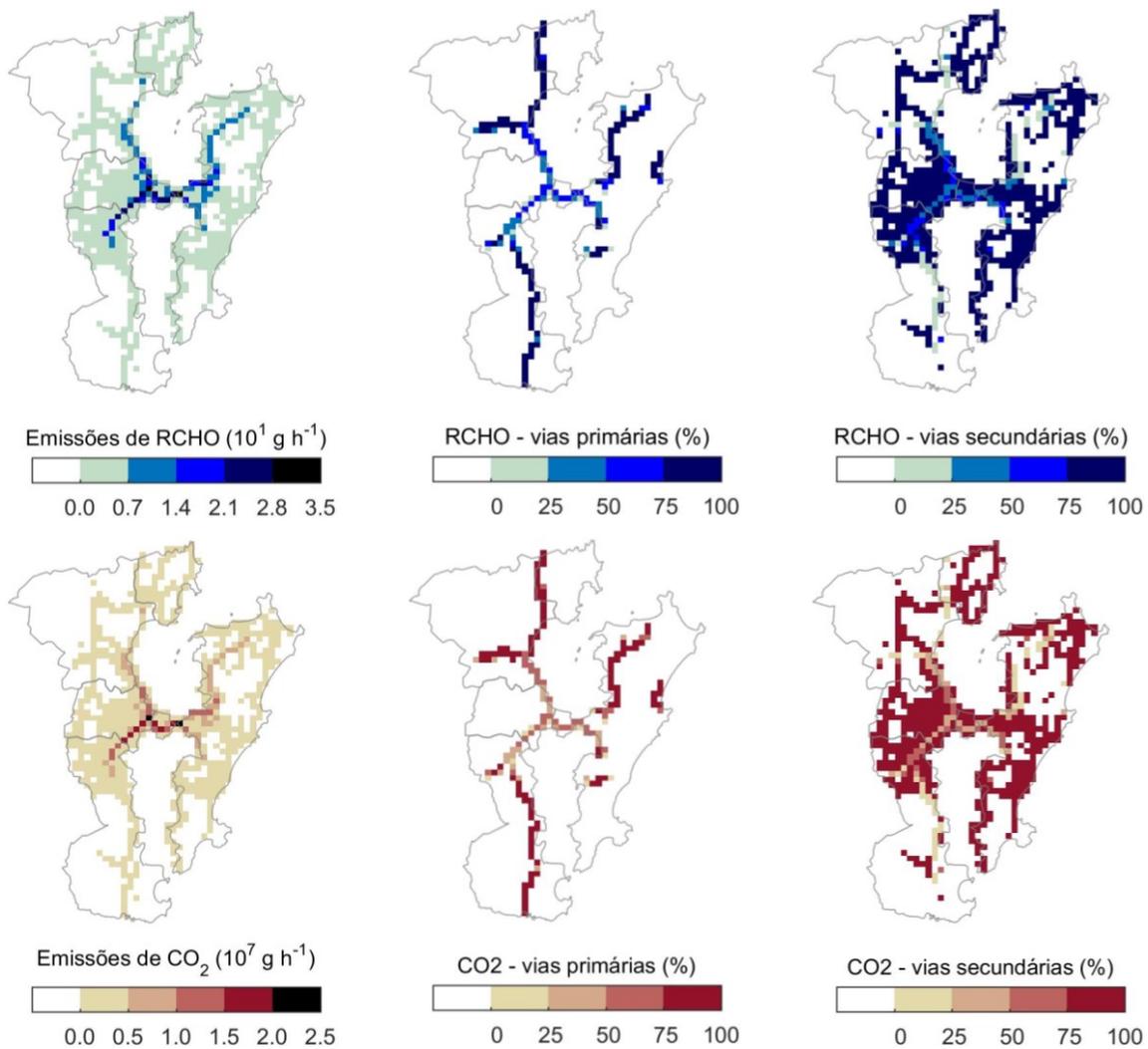


Figura 26: Emissões das vias primárias e secundárias, em relação ao total de RCHO e CO₂ emitidos. As emissões foram agregadas em áreas de 1 km².

4.3 CENÁRIOS DE MELHORIA TECNOLÓGICA VEICULAR

A efetividade de medidas de controle da poluição veicular foi testada a partir de cenários de melhoria tecnológica. Para tanto, foram criados 40 cenários de cada categoria veicular, em que o primeiro deles era aposentar os veículos com 40 anos de uso e trocá-los por novos. Isto foi feito ano-a-ano, até que o último cenário compreendeu renovar os veículos com até 1 ano de uso. Foram identificados os pontos em que a redução da emissão por veículo aposentado foi mais abrupta (máxima redução), e o ponto em que a relação entre porcentagem de redução das emissões de poluentes por veículo e porcentagem de veículos aposentados se igualou (ótima redução). A redução de cada cenário encontra-se no Apêndice F.

As Figura 27 a 31 apresentam a redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de veículos. Para automóveis e comerciais leves, os poluentes escolhidos para determinar os pontos de máxima redução e ponto ótimo foram CO, NMHC, CH₄ e RCHO emitidos majoritariamente por veículos leves e regulados me legislação. Dentre estes poluentes, foi escolhido o cenário de maior restrição (mais veículos aposentados). Para os automóveis, aposentar veículos com até 35 anos de uso não teve impacto para nenhum poluente. A esta altura, teriam sido aposentados 467 veículos. A máxima redução dos automóveis ocorreu ao aposentar veículos com 17 anos de uso para CO, 16 para NMHC, 15 para CH₄ e 19 para RCHO. O ponto ótimo ocorreu no cenário 19 para os poluentes CO, NMHC e CH₄; e 27, para o RCHO. Por se tratar do cenário mais restritivo, foi escolhido o 27º cenário, em que 35.999 automóveis seriam aposentados com até 14 anos de uso.

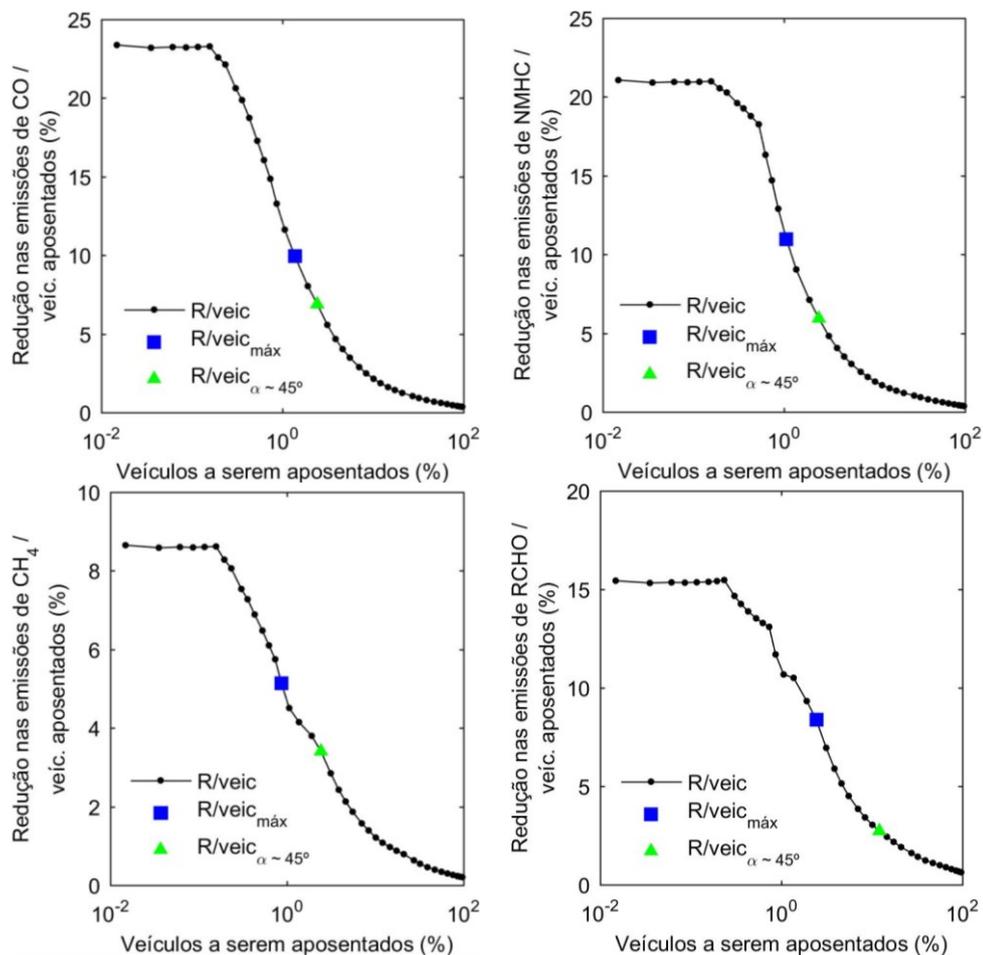


Figura 27: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de automóveis, para os poluentes emitidos majoritariamente por automóveis. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.

Para os comerciais leves (Figura 28), pouca diferença ocorreu ao aposentar veículos de até 34 anos de uso. Isto equivaleria a aposentar 84 veículos. Para os poluentes CO e CH₄, a máxima redução seria 17º cenário; para o NMHC, no 18º; e RCHO, 15º. A partir do cenário 21, em que os veículos teriam 20 anos, a renovação da frota passa a aumentar as emissões de RCHO por veículo (reduções negativas no gráfico). A redução ótima para os poluentes NMHC e CH₄ ocorre no cenário 18; para o CO, 19; e RCHO, 17. O cenário 19, com 1.143 veículos aposentados aos 22 anos de uso.

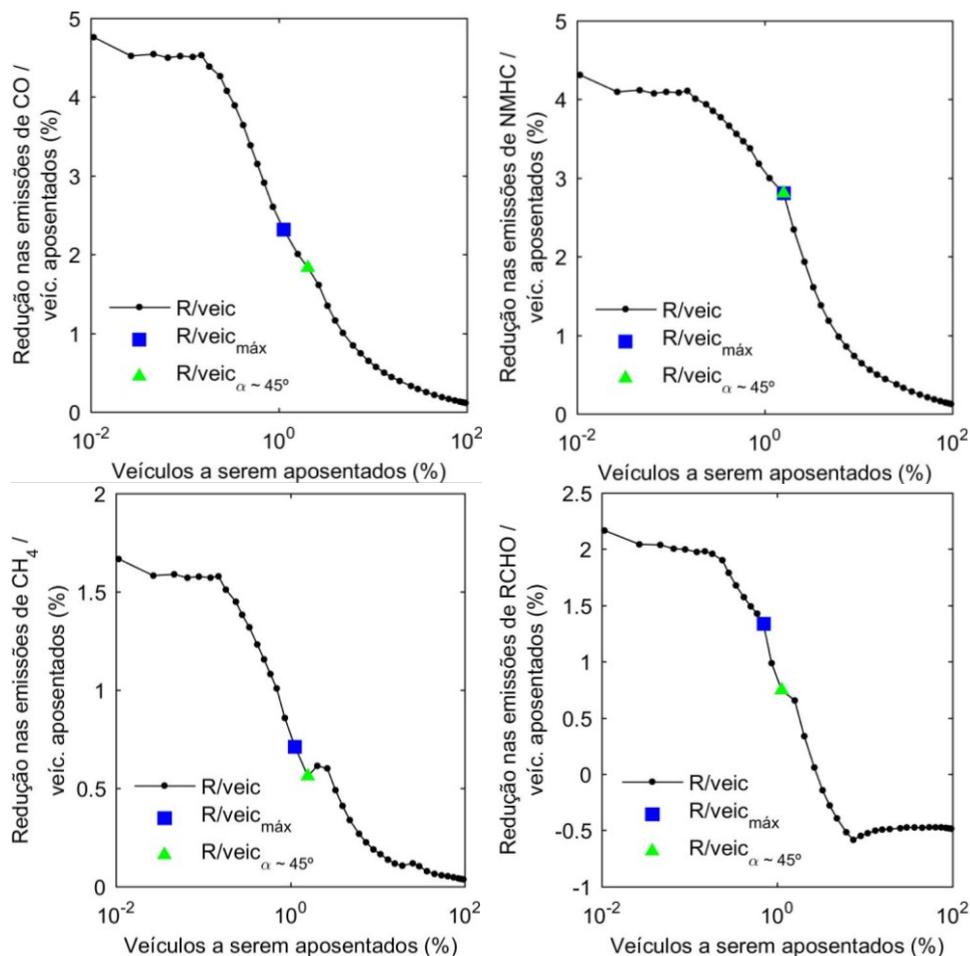


Figura 28: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de comerciais leves, para os poluentes emitidos majoritariamente por comerciais leves. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.

Conforme pode ser visto na Figura 29, até o cenário 27, 11.198 motocicletas seriam aposentadas. No entanto, pouco impacto nas emissões haveria. É no cenário 30 que ocorreria a

máxima redução e o ponto ótimo para os poluentes CO e NMHC; e no 30 e 33, seriam a máxima e ótima redução em relação ao CH₄. Foi escolhido, portanto, o cenário 33, em que 32.432 motocicletas, de até 8 anos, seriam aposentadas.

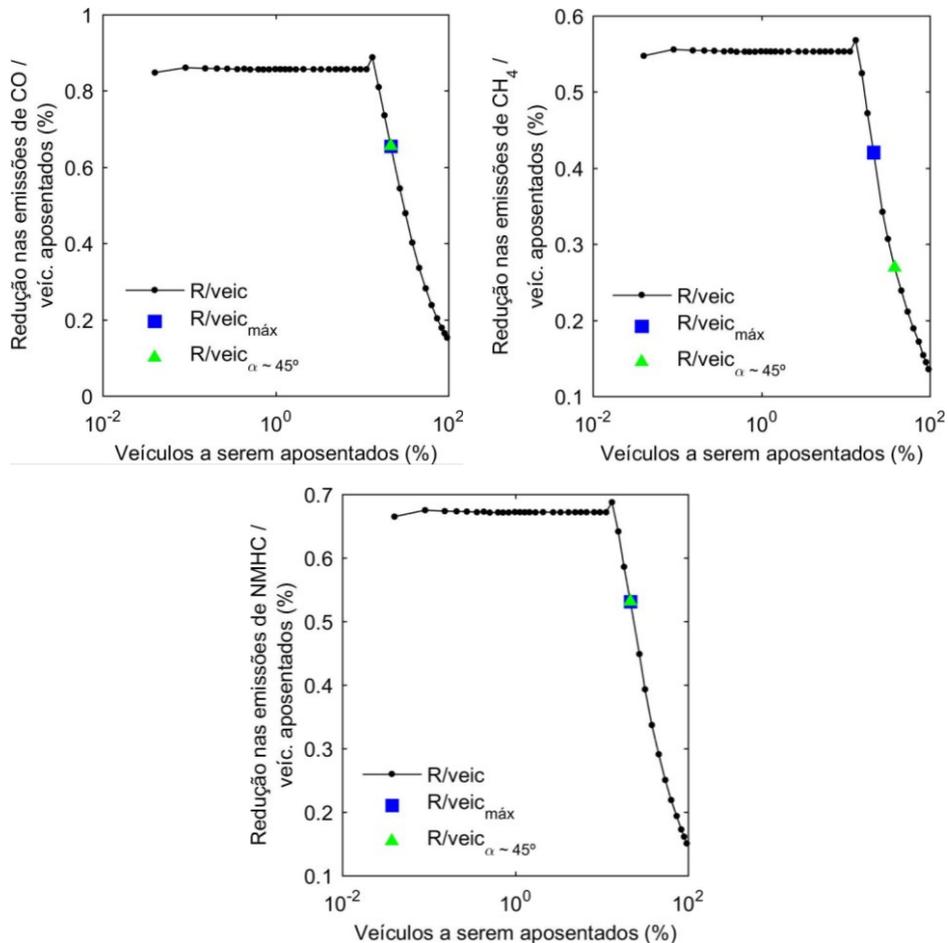


Figura 29: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de motocicletas, para os poluentes emitidos majoritariamente por motocicletas. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.

Em relação aos ônibus (Figura 30), a diferença máxima já ocorre no cenário 2 para MP e NO_x; e o ótimo, no 4º cenário. No cenário 4, apenas 4 ônibus seriam aposentados. A categoria ônibus é a que apresentou menor potencial de redução de emissões no 40º cenário: chegou perto de reduzir 7,5% de emissões de NO_x e pouco mais de 2,5% de MP ao aposentar 3.129. Aposentando a mesma quantidade de veículos, os caminhões reduziram cerca de 16% das emissões de MP e 32% de NO_x. Isto indica que os ônibus não têm sido uma categoria alvo de

melhoria veicular. Para a categoria ônibus, portanto, os critérios de ótima redução não foram conclusivos.

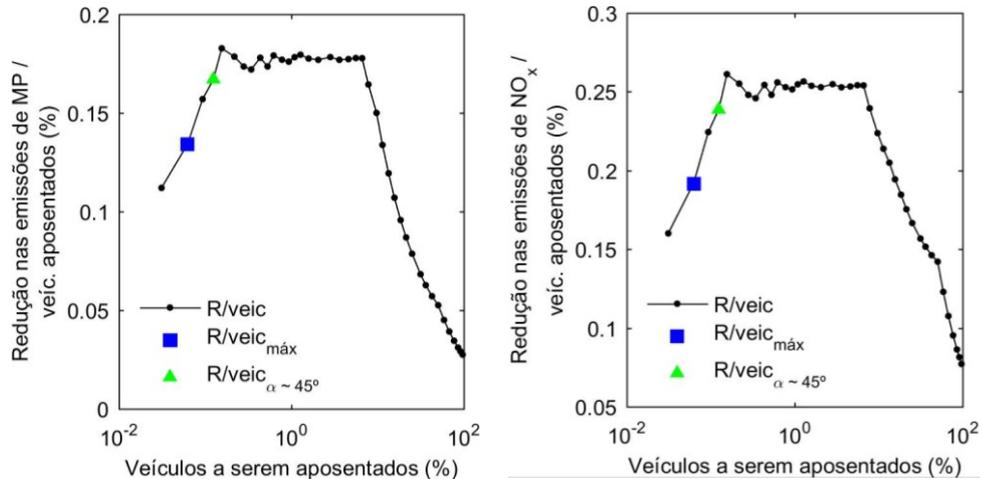


Figura 30: redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de ônibus, para os poluentes emitidos majoritariamente por veículos pesados. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.

Para os caminhões (Figura 31), percebe-se que até os 17 anos de uso (22º cenário), não houve redução significativa dos poluentes NO_x e MP. A máxima e a ótima reduções de NO_x foram encontradas no cenário 34. Para o poluente MP, o máximo foi em 24; e ótimo, 25. Escolhendo o cenário mais restritivo para a alternativa de redução, aposentando veículos com até 7 anos de uso, resultaria em 4882 veículos aposentados.

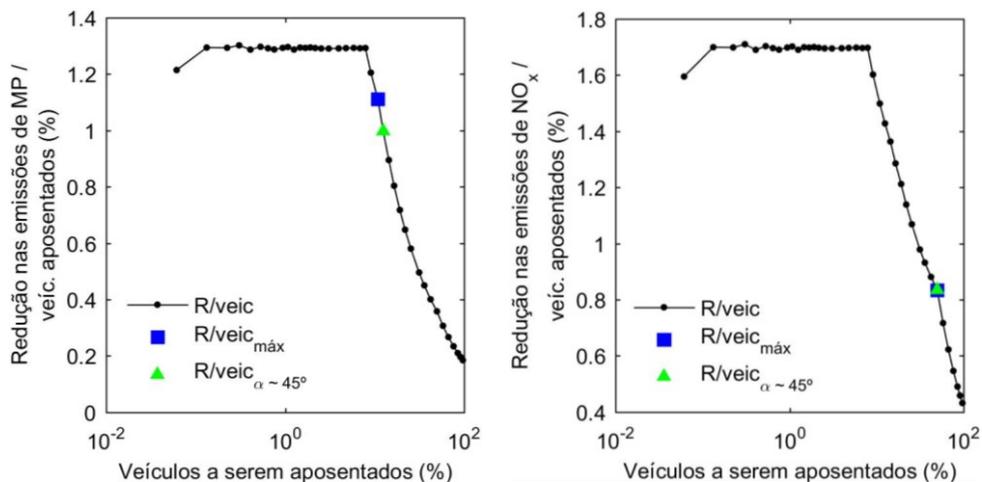


Figura 31: Redução das emissões de poluentes a cada cenário de aposentadoria de caminhões, para os poluentes emitidos majoritariamente por veículos pesados. Cada ponto na cor preta indica um cenário, do 1 ao 40 (esquerda para direita). R/veic é a redução percentual de poluente a cada veículo aposentado. Os quadrados azuis indicam a R/veic mais abrupta, e os triângulos verdes, a redução por veículo ótima.

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.**9 resume os resultados obtidos para os cenários de redução da emissão por veículos aposentados máximos ($R/veic_{máx}$) e ótimos ($R/veic_{\alpha-45^\circ}$).

Tabela 9: Cenários resultantes para o critério de redução de emissões por veículo aposentado máximo ($R/veic_{máx}$) e para o critério de redução por veículo aposentado ótimo ($R/veic_{\alpha-45^\circ}$).

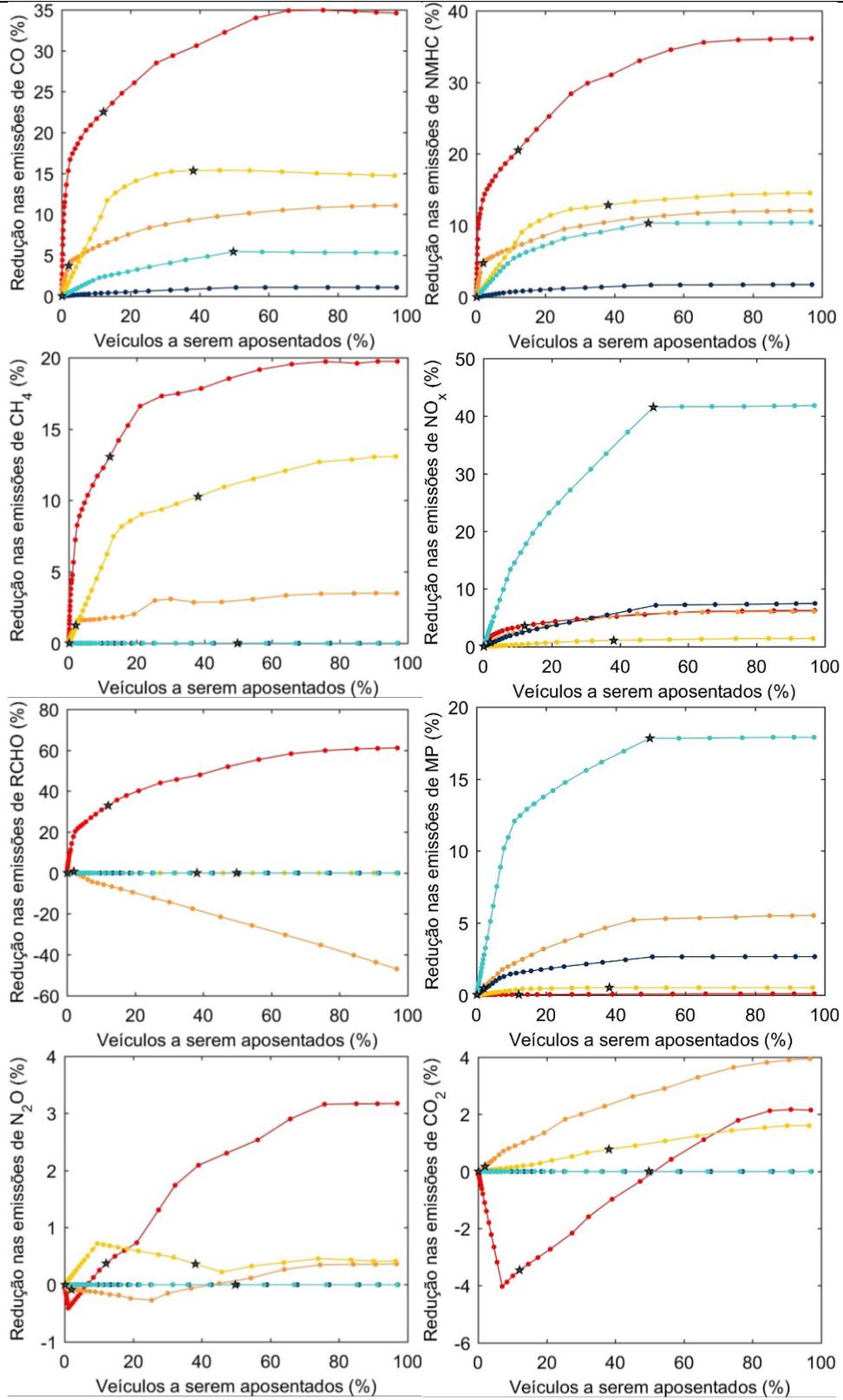
Categoria	Critério	Cenários							
		CO	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	N ₂ O	CO ₂
Automóveis	$R/veic_{máx}$	17	16	15	14	19	19	16	24
	$R/veic_{\alpha-45^\circ}$	19	19	19	15	27	32	31	25
Comerciais leves	$R/veic_{máx}$	17	18	17	25	15	25	17	25
	$R/veic_{\alpha-45^\circ}$	19	18	18	27	17	25	31	30
Motocicletas	$R/veic_{máx}$	30	30	30	32	1	27	25	29
	$R/veic_{\alpha-45^\circ}$	30	30	33	33	1	27	34	31
Ônibus	$R/veic_{máx}$	2	2	1	2	1	2	1	1
	$R/veic_{\alpha-45^\circ}$	4	4	1	4	1	4	1	1
Caminhões	$R/veic_{máx}$	34	30	1	34	1	24	1	1
	$R/veic_{\alpha-45^\circ}$	38	32	1	34	1	25	1	1

A **Erro! Fonte de referência não encontrada.**10 mostra a redução de emissões nos cenários escolhidos para a alternativa final de melhoria da tecnologia veicular. Foi possível reduzir em quase 50% as emissões de CO, NMHC e NO_x. Também significativas foram as reduções de RCHO (34%), CH₄ (25%) e MP (19%). A única categoria que não demonstrou impacto na redução das emissões foram os ônibus. Os únicos poluentes que expressaram aumento dada a renovação da frota foram N₂O e CO₂. Ambos os poluentes não são regulamentados em termos de padrões de emissão veicular.

Tabela 10: Redução percentual entre as emissões veiculares da RCGF, calculadas para o ano de 2017, e as emissões calculadas para o cenário escolhido de controle da poluição veicular.

Categoria	CO (%)	NMHC (%)	CH ₄ (%)	NO _x (%)	RCHO (%)	MP (%)	N ₂ O (%)	CO ₂ (%)
Automóveis	22,5	20,5	13,1	3,6	33,0	0,0	0,4	-3,5
Comerciais leves	3,7	4,8	1,3	0,8	0,7	0,5	-0,1	0,2
Motocicletas	15,3	12,9	10,3	1,1	0,0	0,5	0,4	0,8
Leves	41,6	38,1	24,6	5,4	33,6	1,0	0,6	-2,5
Ônibus	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
Caminhões	5,4	10,3	0,0	41,6	0,0	17,8	0,0	0,0

Pesados	5,4	10,3	0,0	41,6	0,0	17,9	0,0	0,0
Totais	47,0	48,5	24,6	47,0	33,6	18,9	0,6	-2,5



—•— AUT —•— COM —•— MOT —•— ONI —•— CAM —★— $P_{\text{ótimo}}$

Figura 32: Benefício ao renovar a frota e porcentagem de veículos aposentados, a cada cenário de aposentadoria de veículo (pontos), de acordo com a categoria veicular.

A melhoria da tecnologia veicular variou em custo de implementação conforme a Figura 33. Foram consideradas as médias dos preços dos dez veículos mais vendidos de cada categoria. Considerou-se como custo o valor integral da troca de veículo, sem revenda. Destaca-se que esta medida de controle poderia ser implementada como um incentivo percentual sobre o preço de troca do veículo, e não necessariamente o total. Por este motivo, são também disponibilizadas as quantidades de veículos aposentados na alternativa ótima escolhida. Nos locais onde se situam as estrelas, estão o custo de implementar a alternativa de ótima redução. **A Erro! Fonte de referência não encontrada.**1 resume a quantidade de veículos aposentados na alternativa ótima, e o custo para a renovação da frota.

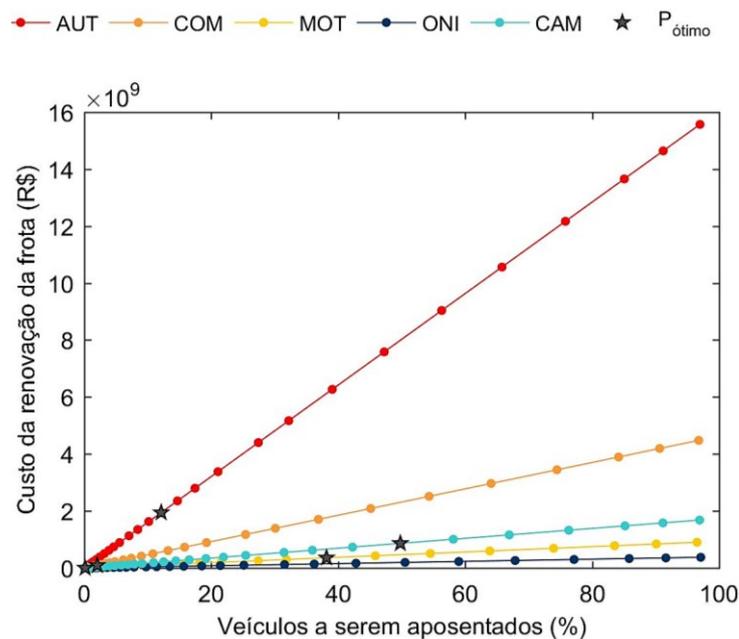


Figura 33: custo para renovar a frota e porcentagem de veículos aposentados, a cada cenário de aposentadoria de veículo, de acordo com a categoria veicular. As estrelas pretas marcam a alternativa de ótima redução.

Tabela 11: Quantidade de veículos aposentados na alternativa ótima de melhoria da tecnologia veicular e custo de renovação da frota (R\$).

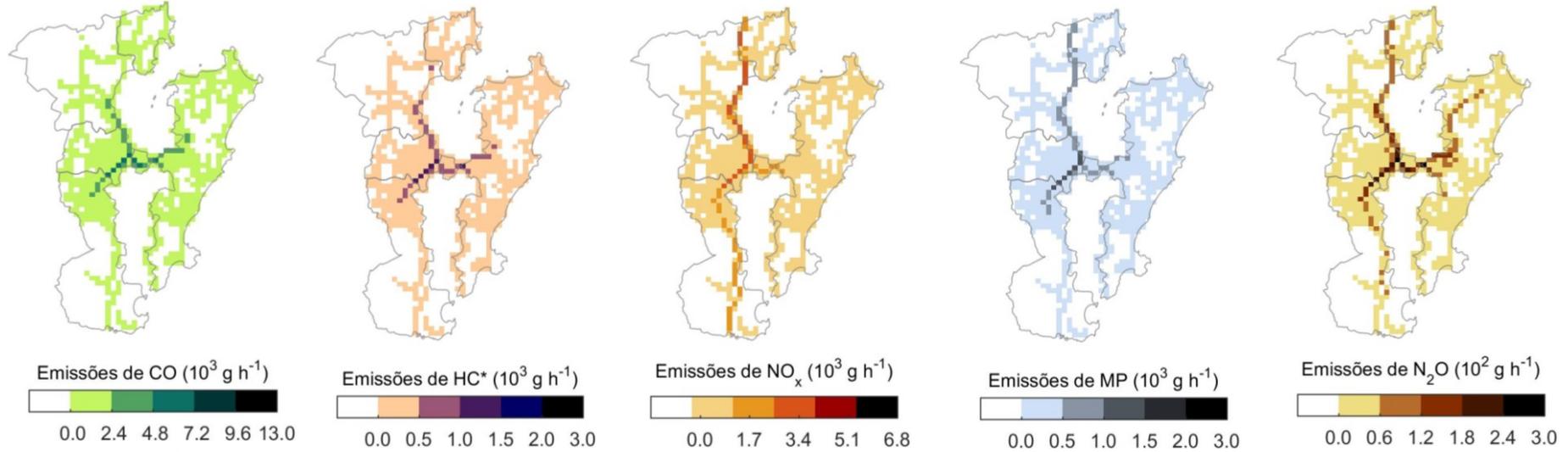
Categoria	Quantidade	Preço médio	Valor
Automóveis	35.999	54.000	1.943.946.000
Comerciais leves	1.143	82.500	94.297.500
Motocicletas	32.432	11.000	356.752.000

Ônibus	4	400.000	1.600.000
Caminhões	4.882	177.000	864.114.000

Apesar de os automóveis serem a segunda categoria com menor preço médio, o custo para renovar a frota de automóveis até o cenário escolhido é muito superior aos demais. Isto devido à quantidade expressiva de automóveis em circulação. Comparável à quantidade de automóveis aposentados estão as motocicletas. Com preço médio de R\$ 11.000,00, mesmo em grande quantidade chega a menos de 20% do custo da renovação dos automóveis. **A Erro! Fonte de referência não encontrada.**, do Apêndice C, mostra que as motocicletas não alcançam o potencial de redução de emissões que os automóveis, portanto a renovação da frota de automóveis continua sendo importante mesmo que dispendiosa. Os caminhões, importantes para a redução de MP e NO_x, apresentaram o segundo maior custo de renovação, mas ainda assim é menor do que 50% de renovar os automóveis.

A Figura 34 mostra que, quando consideradas todas as emissões em uma área de 1 km², para os poluentes característicos de motores do ciclo Otto, a relevância de áreas que contém quase exclusivamente vias expressas diminui. Para os poluentes NO_x e MP, devido à presença maior da classe Pesados nas vias primárias, existe um maior destaque nas células por onde passam exclusivamente vias expressas. Na Figura 34, é possível notar que a alternativa de ótima redução variou de forma diferente dependendo da hierarquia da via. Isto era esperado devido à diferença de composição do fluxo veicular em cada célula. Para os poluentes CO, HC, e N₂O a diferença das emissões dependendo da célula é menor do que para os poluentes NO_x e MP.

a) Emissões no cenário ótimo



b) Redução do cenário

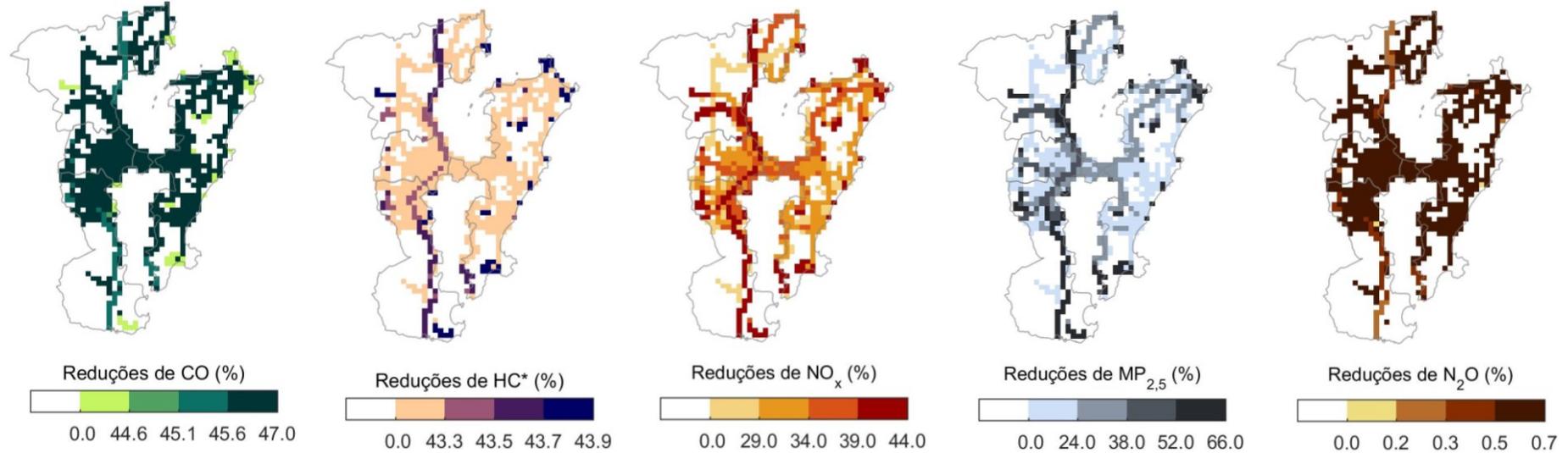


Figura 34: emissões veiculares na alternativa ótima de redução. Em a) observam-se as emissões de cada poluente em g.h^{-1} e em b), a redução de emissão por pixel de 1 km^2

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O presente trabalho avaliou fatores que controlam as emissões veiculares em centros urbanos, sendo eles: a variabilidade do fluxo veicular, hierarquia de vias, densidade de vias e composição da frota em termos de categoria e idade veicular. Especificamente, este trabalho verificou o impacto das vias de alto fluxo, em comparação à regiões com denso comprimento de vias locais, e a aplicação de cenários de controle de emissões em alta resolução espacial.

O primeiro objetivo deste trabalho foi analisar a variabilidade das emissões veiculares na RCGF. Foi verificado que as horas de pico da tarde contribuíram com emissões ligeiramente menores (1 a 3%) do que da manhã para os poluentes CO, HC, NMHC, RCHO, N₂O, CO₂ e HC_{evap}, principalmente emitidos por automóveis. No entanto, para NO_x e MP, as emissões da tarde foram 3% superiores. Apesar da grande quantidade de automóveis, foi a categoria que menos participou das emissões de material particulado, e entre as que menos emitiram NO_x. Estes poluentes foram majoritariamente emitidos por caminhões, apesar de caminhões representarem apenas 2% da frota. O processo de ressuspensão resultou na maior emissão de material particulado para a atmosfera: quase a totalidade de MP₃₀ e MP₁₀, e 67% de MP_{2,5}.

Inicialmente, tinha-se a hipótese de que a variabilidade das emissões seria maior em vias desenhadas para baixo fluxo de veículos. Esta hipótese se confirmou. As vias locais foram as que apresentaram maior variabilidade de dados entre todas as hierarquias. Apesar de as vias locais serem mais numerosas, a contribuição desta hierarquia para as emissões ficou na média de 3%. Os maiores valores de emissões ocorrem nas vias expressas. Caracterizadas por alto fluxo, vias expressas apresentaram menor variabilidade de dados comparadas às outras hierarquias de vias. Para NO_x e MP_{2,5}, as vias expressas contribuíram com 72 e 61 % das emissões, respectivamente. Para os demais poluentes, a contribuição das expressas variou entre 43 e 55%. As vias conectoras, de forma geral, também apresentaram baixa variabilidade de dados e destaca-se que as poucas vias apresentaram valores de emissão entre as arteriais e expressas. Arteriais foram a segunda hierarquia que mais contribuiu, porém destacam-se os poluentes CO, NMHC, CH₄, RCHO, N₂O E CO₂. Nas arteriais, 96% do tráfego é composto por veículos leves e, apesar do fluxo intenso, contribuíram apenas com 17% das emissões de NO_x e MP_{2,5}. Para a maioria dos poluentes as vias coletoras apresentou maior variabilidade de dados do que arteriais e expressas.

Para verificar o impacto das vias de alto fluxo frente à alta densidade de vias secundárias, os comprimentos de vias e as emissões foram agregados em pixels de 1 km². Os

pixels foram comparados de forma distribuída na RCGF. A hipótese inicial era que vias com alto fluxo possuem maior influência nas emissões veiculares da RCGF, do que uma grande densidade de vias com fluxo veicular reduzido. Pode-se perceber que onde há grande densidade de vias primárias e secundárias na mesma célula (parte central do mapa), localizam-se a maior parte das emissões. Isto quer dizer que as áreas com maior emissão possuíram tanto uma grande quantidade de vias primárias quanto secundárias. Nestas células, esta hipótese não se confirmou em algumas regiões para os poluentes CO, HC, RCHO e CO₂. Para NO_x e MP, no entanto, predominaram mais células de alta emissão onde existem mais vias primárias. Para NO_x e MP, confirma-se a hipótese inicial.

A efetividade de medidas de controle da poluição veicular foi testada a partir de cenários de melhoria tecnológica. A hipótese foi que existe um ponto ótimo de benefício para a melhoria da tecnologia veicular. Analisando as curvas de redução de emissões por veículo aposentado, obteve-se como ponto ótimo o cenário em que a redução marginal das emissões passa a ter relação 1:1 com a porcentagem de veículos aposentados. Como cenário ótimo, optou-se por aposentar automóveis com até 14 anos; comerciais leves, até 22; motocicletas, até 8 anos; e caminhões, até 7 anos de uso. Com a aplicação deste cenário, é possível reduzir em quase 50% as emissões de CO, NMHC e NO_x. Também significativas foram as reduções de RCHO (34%), CH₄ (25%) e MP (19%). A única categoria que não demonstrou significativo impacto na redução das emissões foram os ônibus. Por este motivo, o cenário ótimo para a categoria ônibus não foi conclusivo. A alternativa de ótima redução variou de forma diferente dependendo da hierarquia da via, sendo mais discrepante para os poluentes NO_x e MP. Recomenda-se para regiões que dispõem de séries históricas de qualidade do ar, que a efetividade de medidas de controle da poluição seja avaliada levando em consideração a melhoria da qualidade do ar ambiente.

Sobre as limitações encontradas para este estudo destaca-se que foram utilizados dados de frota registrada na ausência de dados de frota circulante disponíveis. Foram aplicadas curvas de sucateamento utilizadas pelos principais inventários do país. Todavia, estas curvas devem ser calibradas e atualizadas (MMA, 2013). Outra limitação é que as curvas de intensidade de uso utilizadas para deterioração dos fatores de emissão não são locais, tendo em vista a ausência de programas I/M na região. Destaca-se que existe a necessidade de conhecer as condições reais de operação, uso e manutenção dos veículos para estimar emissões de forma mais precisa.

Em relação aos dados de atividade veicular, o modelo desenvolvido pelo PLAMUS (2015) mostrou-se uma importante ferramenta para produzir um inventário em alta resolução. Teria sido ideal que o inventário fosse elaborado para o ano base do modelo de fluxo veicular, no entanto, buscou-se trazer informações atuais neste trabalho, que possam subsidiar decisões de gestores. Uma entrada produzida neste inventário que pode ser melhorada para estudos futuros, são os trajetos dos ônibus, pois não contêm os itinerários de ônibus rodoviários.

Sobre as limitações em relação aos métodos de estimativa, vale destacar que teria sido ideal medir os valores de teor de silte em campo para aplicar o método da AP 42, *Fifth Edition Compilation of Air Pollutant Emissions Factors* (US EPA, 2011). No entanto, a grande variedade de vias na área de estudo impossibilitou que fossem realizados trabalhos em campo. A estimativa de ressuspensão de material do solo, no entanto, forneceu uma noção do potencial emissor que a movimentação dos veículos tem na RCGF. Dada a representatividade das emissões por ressuspensão, recomenda-se que esta fonte seja especialmente estudada na RCGF. As demais fontes de emissão veicular, como desgaste dos freios e pneus, perdas evaporativas pelo armazenamento e abastecimento, podem ser significativas e também devem ser estudadas em trabalhos futuros. Vale ainda recomendar em trabalhos futuros a análise de incertezas associadas aos métodos de estimativa.

REFERÊNCIAS

ABRACICLO. **Anuário da Indústria Brasileira de Duas Rodas - 2017.**

AGARWAL, A.; ZIEMKE, D.; NAGEL, K. Bicycle superhighway: An environmentally sustainable policy for urban transport. **Transportation Research Part A**, n. in proof, p. 1–22, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tra.2019.06.015>>.

AGÊNCIA NACIONAL DE PETRÓLEO (ANP). **Dados estatísticos.** Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/dados-estatisticos>>. Acesso em: 27 nov. 2018.

ANDRADE, M. de F. et al. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric Environment**, v. 159, p. 66–82, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>>.

ANENBERG, S. C. et al. Impacts and mitigation of excess diesel-related NO x emissions in 11 major vehicle markets. **Nature**, v. 545, n. 7655, p. 467–471, 2017.

ANFAVEA. **Estatísticas.** Disponível em: <<http://www.anfavea.com.br/estatisticas.html>>. Acesso em: 2 jan. 2019.

ASSOCIACAO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 15570 “Transporte — Especificações técnicas para fabricação de veículos de características urbanas para transporte coletivo de passageiros”.** [S.l: s.n.], 2009.

BAI, L. et al. Estimating level of service of mid-block bicycle lanes considering mixed traffic flow. **Transportation Research Part A**, v. 101, p. 203–217, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tra.2017.04.031>>.

BORGE, R. et al. A comprehensive sensitivity analysis of the WRF model for air quality applications over the Iberian Peninsula. **Atmospheric Environment**, v. 42, p. 8560–8574, 2008.

_____. Emission inventories and modeling requirements for the development of air quality plans. Application to Madrid (Spain). **Science of the Total Environment**, v. 466–467, p. 809–819, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.093>>.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - SECRETARIA DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E QUALIDADE AMBIENTAL. **1º Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários: relatório final.** . [S.l: s.n.], 2011.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 3, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR.** . Brasil: [s.n.], 1990

_____. **Resolução CONAMA Nº 418, de 25 de novembro de 2009. Dispõe sobre critérios para a elaboração de Planos de Controle de Poluição Veicular - PCPV e para a implantação de Programas de Inspeção e Manutenção de Veículos em Uso - I/M.** . Brasil:

[s.n.], 2009

_____. **Resolução n. 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar.** . Brasil: [s.n.], 2018

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores.** Disponível em: <http://www.antt.gov.br/backend/galeria/arquivos/inventario_de_emissoes_por_veiculos_rodoviarios_2013.pdf>. Acesso em: 20 maio 2018.

CHENG, N. et al. Comparisons of two serious air pollution episodes in winter and summer in Beijing. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 69, p. 141–154, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.10.002>>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). Emissões Veiculares no Estado de São Paulo. n. 2, p. 192, 2019.

_____. Emissões veiculares no estado de São Paulo 2015. p. 221, 2016. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>>.

_____. **Qualidade do ar do Estado de São Paulo.** São Paulo, Brasil: [s.n.], 2018.

COOK, R. et al. Preparing highway emissions inventories for urban scale modeling: A case study in Philadelphia. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 11, n. 6, p. 396–407, 2006.

COOK, Rich et al. Resolving local-scale emissions for modeling air quality near roadways. **Journal of the Air and Waste Management Association**, v. 58, n. 3, p. 451–461, 2008.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). **Frota de veículos.** Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/estatistica/237-frota-veiculos>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

DIAS, D. et al. Assessing the importance of transportation activity data for urban emission inventories. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 62, p. 27–35, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.01.027>>.

ECOSOFT. **Inventário de Emissões Atmosféricas da da Região da Grande Vitória.** . Vitória - ES, Brasil: [s.n.], 2015.

EMEP; EEA. Air pollutant emission inventory guidebook 2016. n. 12, 2016. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>>.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019.** . Luxembourg: [s.n.], 2019.

FERREIRA, J. et al. A comparative analysis of two highly spatially resolved European atmospheric emission inventories. **Atmospheric Environment**, v. 75, p. 43–57, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.052>>.

GERMANI, A. R.; MORONE, P.; TESTA, G. Environmental justice and air pollution: A case study on Italian provinces. **Ecological Economics**, v. 106, p. 69–82, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.07.010>>.

GÓMEZ, C. D. et al. Spatial and temporal disaggregation of the on-road vehicle emission inventory in a medium-sized Andean city. Comparison of GIS-based top-down methodologies. **Atmospheric Environment**, v. 179, n. February, p. 142–155, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.049>>.

GRANGE, L. De; TRONCOSO, R. Impacts of vehicle restrictions on urban transport flows : The case of. **Transport Policy**, v. 18, n. 6, p. 862–869, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.tranpol.2011.06.001>>.

GULIA, S. et al. Urban air quality management-A review. **Atmospheric Pollution Research**, v. 6, n. 2, p. 286–304, mar. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1309104215302373>>.

IBARRA-ESPINOSA, S. et al. VEIN v0 . 2 . 2 : an R package for bottom – up vehicular emissions inventories. p. 2209–2229, 2018.

INSTITUTO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (IEMA). **Inventário de emissões atmosféricas da Região da Grande vitória**. . Vitória: [s.n.]. Disponível em: <<https://iema.es.gov.br/qualidadedoar>>. , 2011

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY. Global EV Outlook 2017 Two million and counting. 2017.

IODICE, P.; SENATORE, A. Air Pollution and Air Quality State in an Italian National Interest Priority Site. Part 1: The emission Inventory. **Energy Procedia**, v. 81, p. 628–636, dez. 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S187661021502696X>>.

LIU, Y. L.; GE, Y. E.; GAO, H. O. Improving estimates of transportation emissions: Modeling hourly truck traffic using period-based car volume data. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 26, p. 32–41, jan. 2014. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1361920913001326>>.

LUMBRERAS, J. et al. A methodology to compute emission projections from road transport (EmiTRANS). **Technological Forecasting and Social Change**, v. 81, n. 1, p. 165–176, 2014a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2013.02.011>>.

_____. A methodology to compute emission projections from road transport (EmiTRANS). **Technological Forecasting and Social Change**, v. 81, n. 1, p. 165–176, jan. 2014b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.techfore.2013.02.011>>.

LUO, J.; BORIBOONSOMSIN, K.; BARTH, M. Consideration of exposure to traffic-related air pollution in bicycle route planning. **Journal of Transport & Health**, v. 16, n. June 2019, p. 100792, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jth.2019.100792>>.

MAES, A. D. S. et al. A methodology for high resolution vehicular emissions inventories in

metropolitan areas: Evaluating the effect of automotive technologies improvement. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 77, 2019.

MAGE, D. et al. Urban air pollution in megacities of the world. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 5, p. 681–686, mar. 1996. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/1352231095002197>>.

MCCOLLUM, D. L. et al. Interaction of consumer preferences and climate policies in the global transition to low-carbon vehicles. **Nature Energy**, v. 3, n. 8, p. 664–673, 2018.

MORENO-JIMÉNEZ, A. et al. Assessing environmental justice through potential exposure to air pollution: A socio-spatial analysis in Madrid and Barcelona, Spain. **Geoforum**, v. 69, p. 117–131, 2016.

PARIS REGIONAL AIR OBSERVATORY (AIRPARIF). **Pollution episode in the Greater Paris Area - December, 2016**. Disponível em: <https://www.airparif.asso.fr/_pdf/publications/pollution-episode-paris-area_dec2016.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2018.

PEREIRA JR, J. de S. Legislação Brasileira sobre Poluição do Ar. p. 12, 2009.

PLAMUS. **PLAMUS – Plano de Mobilidade Urbana Sustentável da Grande Florianópolis**. Disponível em: <http://observatoriodamobilidadeurbana.ufsc.br/files/2016/05/PLAMUS_Produto_19_Relatorio_Final_Volume_Principal.pdf>. Acesso em: 23 out. 2019. Publicado em 2015.

POLICARPO, N. A. et al. Road vehicle emission inventory of a Brazilian metropolitan area and insights for other emerging economies. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 58, n. December 2017, p. 172–185, jan. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.12.004>>.

PU, Y. et al. Impact of license plate restriction policy on emission reduction in Hangzhou using a bottom-up approach. **TRANSPORTATION RESEARCH PART D**, v. 34, p. 281–292, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2014.11.007>>.

QUIROS, D. C. et al. Ultrafine particle exposures while walking , cycling , and driving along an urban residential roadway. **Atmospheric Environment**, v. 73, p. 185–194, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.027>>.

SAIDE, P. et al. Spatial disaggregation of traffic emission inventories in large cities using simplified top-down methods. **Atmospheric Environment**, v. 43, n. 32, p. 4914–4923, 2009.

SALVO, A. et al. Reduced ultrafine particle levels in São Paulo’s atmosphere during shifts from gasoline to ethanol use. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, 2017.

SAWYER, R. F. Vehicle emissions : progress and challenges Exposure Science Digest. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, 2010.

SHAHBAZI, H. et al. A GIS based emission inventory development for Tehran. **Urban**

Climate, v. 17, p. 216–229, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2016.08.005>>.

SHINOHARA, N. et al. Reductions in commuter exposure to volatile organic compounds in Mexico City due to the environmental program ProAire2002 – 2010. **Journal of Exposure Science and Environmental Technology**, n. 27, p. 339–345, 2017.

SINGH, V. et al. Estimation of high resolution emissions from road transport sector in a megacity Delhi. **Urban Climate**, v. 26, n. February, p. 109–120, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.08.011>>.

STANDEN, C. et al. Determinants of mode and route change following the opening of a new cycleway in Sydney , Australia. **Journal of Transport & Health**, v. 4, p. 255–266, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jth.2016.10.004>>.

TAM, W. W. S.; WONG, T. W.; WONG, A. H. S. Association between air pollution and daily mortality and hospital admission due to ischaemic heart diseases in Hong Kong. **Atmospheric Environment**, v. 120, p. 360–368, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.068>>.

TORO A, R. et al. Exploring atmospheric stagnation during a severe particulate matter air pollution episode over complex terrain in Santiago, Chile. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 705–714, 2019.

TORRES, P. et al. Air pollution: A public health approach for Portugal. **Science of The Total Environment**, v. 643, n. 135, p. 1041–1053, dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.281>>.

TROMBETTI, M. et al. Spatial inter-comparison of Top-down emission inventories in European urban areas. **Atmospheric Environment**, v. 173, n. May 2017, p. 142–156, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.10.032>>.

TUIA, D. et al. Evaluation of a simplified top-down model for the spatial assessment of hot traffic emissions in mid-sized cities. **Atmospheric Environment**, v. 41, n. 17, p. 3658–3671, jun. 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1352231007000088>>.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). Air Pollution: World's Worst Environmental Health Risk. **UNEP Year B. 2014 Emerg. issues Updat**. Nairobi: [s.n.], 2014a. v. Air Qualit. p. 43–47. Disponível em: <<http://www.unep.org/yearbook/2014/PDF/chapt7.pdf>>.

_____. **UNEP year book : Emerging issues in our global environment**. Update ed. Nairobi, Kenya: UNEP, 2014b.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). **Air Quality Management Process Cycle**. . [S.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.epa.gov/air-quality-management-process/air-quality-management-process-cycle>>. , 2018

_____. **Emissions Inventory Guidance for Implementation of Ozone and Particulate**

Matter National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) and Regional Haze Regulations. . Research Triangle Park, NC: [s.n.], 2017.

_____. Handbook for Criteria Pollutant Inventory Development : A Beginner ' s Guide for Point and Area. p. 285, 1999. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1000MVP.PDF?Dockey=P1000MVP.PDF>>.

_____. **AP-42: Compilation of Air Emission Factors, Chapter 13.2.1: Paved Roads. Vol I.** Research Triangle Park, NC: [s.n.], 2011.

VALLERO, D. A. **Fundamentals of Air Pollution.** 4. ed. Oxford, UK: Elsevier, 2008.

VORMITTAG, E. M. P. A. A.; COSTA, R. R.; BRAGA, A. A.; MIRANDA, M.; NASCIMENTO, N. C.; SALDIVA, P. H. N. Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil. **Instituto Saúde e Sustentabilidade**, p. 100, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease.** Geneva: WHO Press, 2016.

_____. **Burden of disease from Ambient Air Pollution for 2012.**

**APÊNDICE A – Frota registrada da RCGF, por ano-modelo, categoria e combustível
veicular**

Tabela 12: Frota registrada dos municípios da RCGF por ano modelo de acordo com a quantidade de anos de uso (Uso), Ano-Modelo (Mod) nos municípios de Biguaçu (BI), Florianópolis (FL), Governador Celso Ramos (GO), Palhoça (PA) e São José (SJ) .

Uso	Mod	BI	FL	GO	PA	SJ	Uso	Mod	BI	FL	GO	PA	SJ
95	1923	0	1	0	0	0	46	1972	68	608	15	195	246
94	1924	0	0	0	0	0	45	1973	84	605	8	194	268
93	1925	0	1	0	0	0	44	1974	132	905	16	286	310
92	1926	0	0	0	0	0	43	1975	136	942	13	332	423
91	1927	0	0	0	0	0	42	1976	229	1217	30	445	553
90	1928	0	5	0	0	0	41	1977	195	1104	23	373	503
89	1929	0	14	0	1	4	40	1978	234	1376	20	487	683
88	1930	0	3	0	0	0	39	1979	259	1703	40	594	751
87	1931	1	2	0	0	0	38	1980	298	1851	30	636	915
86	1932	0	1	0	1	0	37	1981	242	1564	24	531	752
85	1933	0	1	0	0	0	36	1982	267	1636	31	583	820
84	1934	0	0	0	0	0	35	1983	294	1960	36	650	992
83	1935	0	1	0	0	0	34	1984	255	1510	32	550	803
82	1936	0	3	0	0	0	33	1985	228	1331	24	539	765
81	1937	0	3	0	1	1	32	1986	345	2104	55	883	1145
80	1938	0	3	0	0	0	31	1987	233	1397	33	542	813
79	1939	0	3	0	0	3	30	1988	271	1763	41	655	885
78	1940	0	5	0	0	0	29	1989	386	1923	41	779	1086
77	1941	0	4	0	1	0	28	1990	354	1691	32	716	963
76	1942	0	12	0	6	2	27	1991	324	1735	33	708	910
75	1943	0	0	0	1	0	26	1992	311	1761	39	753	970
74	1944	0	0	0	0	0	25	1993	423	2360	42	982	1350
73	1945	0	0	0	0	0	24	1994	586	3312	55	1319	1850
72	1946	1	5	0	2	2	23	1995	832	5409	121	1990	2746
71	1947	0	8	1	1	0	22	1996	779	4330	82	1869	2414
70	1948	0	11	0	2	2	21	1997	896	5301	96	2275	2885
69	1949	0	5	0	0	2	20	1998	815	5080	82	2038	2571
68	1950	2	10	0	1	0	19	1999	776	4644	88	1851	2515
67	1951	1	51	0	5	11	18	2000	892	5050	118	2079	2703
66	1952	0	23	0	1	1	17	2001	1204	7349	162	2927	3995
65	1953	0	10	0	1	0	16	2002	1054	6121	136	2550	3276
64	1954	1	16	0	4	4	15	2003	1283	6741	163	2896	3972
63	1955	0	7	0	0	1	14	2004	1322	6929	213	2982	4175
62	1956	0	6	0	0	1	13	2005	1435	8447	228	3789	4905
61	1957	1	26	0	6	2	12	2006	1500	8337	229	3689	5028
60	1958	0	25	0	5	2	11	2007	1712	10891	312	4273	5789
59	1959	1	25	0	5	7	10	2008	2834	17736	492	7265	9626

Uso	Mod	BI	FL	GO	PA	SJ	Uso	Mod	BI	FL	GO	PA	SJ
58	1960	3	32	0	7	3	9	2009	1812	13611	311	4841	6525
57	1961	4	51	2	10	14	8	2010	2423	18729	481	6510	8835
56	1962	5	84	0	15	23	7	2011	2657	21637	532	7040	10669
55	1963	6	69	1	15	16	6	2012	2695	24636	584	7194	10486
54	1964	6	63	1	16	22	5	2013	2463	25614	661	6805	11159
53	1965	7	74	1	22	23	4	2014	2541	27836	621	6561	10704
52	1966	12	121	5	33	37	3	2015	2229	25321	551	5985	10131
51	1967	14	134	0	30	40	2	2016	1140	17957	290	3345	6269
50	1968	25	209	4	51	53	1	2017	1103	16549	331	3391	5882
49	1969	34	272	1	62	99	0	2018	591	9048	149	1545	2882
48	1970	31	318	6	87	113		Total	43347	341731	7772	109909	159514
47	1971	50	353	4	95	128		S. Info.	213	1661	21	372	722

Fonte: adaptado de DENATRAN (2018).

Tabela 13: Frota registrada dos municípios da RCGF, por combustível veicular.

Município	Gasolina	Etanol	Flex	Diesel	GNV	Outros
Biguaçu	20.688	1.186	15.942	3.067	1.207	1.470
Florianópolis	139.933	7.648	160.625	19.109	6.945	9.132
Gov. Celso Ramos	3.039	128	3.686	469	191	280
Palhoça	50.047	2.897	44.017	6.583	3.398	3.339
São José	68.971	4.157	68.960	8.887	4.945	4.316

Fonte: adaptado de (DENATRAN, 2018).

Tabela 14: Frota registrada dos municípios da RCGF, por categoria veicular.

Município	Automóveis	Comerciais Leves	Motocicletas	Caminhões	Ônibus	Outros
Biguaçu	24.137	4.188	11.972	1.741	237	1.285
Florianópolis	222.579	48.728	56.939	4.554	2.908	7.684
Gov. Celso Ramos	4.257	952	2.079	203	41	261
Palhoça	64.157	11.523	27.918	3.084	598	3.001
São José	97.297	17.865	36.605	4.260	499	3.710

Fonte: adaptado de (DENATRAN, 2018).

Tabela 15: Motocicletas licenciadas no ano de 2017 – subcategorias de motocicletas.

Categoria ABRACICLO	Categoria correspondente	Unidades	%
Elétrica		61	0,01
Até 50 cm ³	≤ 150 cc	27.256	3,20
51 cm ³ a 160 cm ³	≤ 150 cc	689.486	81,02
161 cm ³ a 300cm ³	>150 e ≤ 500 cc	89.898	10,56
301 cm ³ a 449 cm ³	>150 e ≤ 500 cc	8.795	1,03
450 cm ³ a 799 cm ³	≥ 501 cc	18.302	2,15
Acima de 800 cm ³	≥ 501 cc	17.215	2,02

Fonte: adaptado de (ABRACICLO, 2018).

Tabela 16: Licenciamento de caminhões - subcategorias de caminhões.

Subcategoria	Total	%
Semileves	3.522	7
Leves	11.687	23
Médios	4.443	9
Semipesados	13.542	26
Pesados	18.747	36

Fonte: adaptado de (ANFAVEA, 2018).

APÊNDICE B – Frota circulante da RCGF, por ano-modelo

Tabela 17: Frota circulante dos municípios da RCGF por categoria veicular.

Anos de uso	Automóveis	Comerciais leves - Otto	Comerciais leves - Diesel	Motocicletas	Caminhões	Ônibus
40	44	6	1	34	6	1
39	60	8	1	44	7	1
38	77	10	1	53	9	1
37	74	10	1	48	8	1
36	90	12	1	56	10	1
35	122	16	2	72	12	2
34	111	15	2	62	11	2
33	117	15	2	62	11	2
32	209	28	4	106	18	3
31	159	21	3	77	13	3
30	217	29	4	100	17	4
29	288	39	5	127	22	5
28	291	40	6	123	21	5
27	327	45	7	132	22	5
26	384	53	8	148	25	6
25	584	81	12	216	36	10
24	913	127	19	325	53	15
23	1606	226	34	550	88	26
22	1544	219	34	511	80	24
21	2096	299	46	671	103	32
20	2171	313	48	674	101	33
19	2261	328	50	684	100	33
18	2762	405	61	816	117	39
17	4416	654	98	1279	177	60
16	4093	613	91	1168	157	54
15	5150	827	61	1455	189	66
14	5835	948	68	1606	206	72
13	7625	1254	88	2057	259	91
12	8215	1369	94	2185	270	95
11	10764	1815	126	2844	344	120
10	18908	3232	219	4997	592	205
9	14250	2469	164	3756	439	151
8	20365	3578	234	5395	620	212
7	24346	4334	280	6532	738	249
6	26922	4854	310	7371	818	273
5	28250	5152	328	7947	864	285
4	29720	5475	349	8555	921	300
3	27572	5122	328	8164	869	279

Anos de uso	Automóveis	Comerciais leves - Otto	Comerciais leves - Diesel	Motocicletas	Caminhões	Ônibus
2	18234	3410	221	5578	586	186
1	17223	3237	212	5461	566	177
0	9007	1698	113	2967	303	94
Total	297399	52382	3735	85008	9808	3223

APÊNDICE C – Consumo de combustíveis veiculares nos Municípios da RCGF, nos anos de 2014 e 2017.

Tabela 18: Consumo de gasolina, etanol e diesel (em litros) nos municípios da RCGF.

Município	Ano	Gasolina	Etanol	Diesel
Biguaçu	2014	26.496.500	2.773.900	23.511.480
	2017	27.756.110	1.141.276	20.077.000
Florianópolis	2014	220.071.109	12.650.478	40.112.468
	2017	224.601.985	8.900.836	31.006.967
Governador	2014	3.235.000	80.000	1.452.500
Celso Ramos	2017	4.425.883	127.560	2.212.775
Palhoça	2014	63.780.100	3.935.014	54.799.448
	2017	71.712.444	2.157.779	49.188.087
São José	2014	95.362.500	8.407.000	26.182.834
	2017	99.783.711	3.944.517	19.556.004

Fonte: adaptado de (ANP, 2018).

APÊNDICE D – Estimativa da fração da frota *flex* que opta por utilizar etanol.

A fração da frota *flex-fuel* movida a etanol foi inicialmente estimada utilizando a relação desenvolvida por Goldemberg et al. (2008). De forma iterativa, modificou-se a fração da frota *flex-fuel* até que a relação do consumo calculado com o consumo observado de gasolina ($Ajuste_{IU}$) fosse o mesmo que o do etanol.

Portanto, inicialmente, a fração da frota movida a etanol foi obtida pela curva de Goldemberg et al (2008), ajustada ao preço médio de venda de etanol e gasolina no estado de Santa Catarina em 2017. O preço médio de venda do etanol e da gasolina foram disponibilizados pela ANP em <http://www.anp.gov.br/dados-estatisticos>. Para a relação de 0,89 entre o preço do etanol e da gasolina a curva de Goldemberg et al (2008) fornece um resultado de 2% da frota *flex-fuel* opta por abastecer a etanol, sendo Santa Catarina um dos estados menos propensos a optar por etanol.

A intensidade de uso foi então calculada, baseada na tabela de intensidade de uso de referência da CETESB (2018), disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>. Nesta tabela, intensidades de uso diferentes são fornecidas para veículos que circulam a etanol ou gasolina, dentro da mesma categoria. Assumiu-se inicialmente, nesta etapa, que a fração da frota *flex* à etanol era de 2. Assim, foi calculada a intensidade de uso da frota veicular em 2017:

$$IU_{calc, v} = Frota_v \cdot IU_{referência, v} \quad (17)$$

Sendo $IU_{calc, v}$ (km.ano⁻¹) a intensidade de uso da frota circulante em 2017, $Frota_v$ (veic.) a frota veicular por categoria, $IU_{referência, v}$ (km.ano⁻¹) a intensidade de uso anual de referência.

Com isso, para cada combustível veicular, calculou-se o consumo de combustível respectivo à $IU_{calc, v}$:

$$C_{calc, c} = IU_{calc, v} \cdot Autonomia_{v,c} \quad (18)$$

Comparou-se, então, os consumos calculados com os observados em 2017, resultando em um ajuste de intensidade de uso para cada combustível:

$$Ajuste_{IU,c} = \frac{C_{obs-2017}}{C_{calc,c}} \quad (19)$$

$Ajuste_{IU,c}$ a relação do consumo calculado com o consumo observado, $C_{obs-2017}$ (l.ano⁻¹) o consumo de combustível observado em 2017 e $C_{calc,c}$ (l.ano⁻¹) o consumo de combustível da categoria de veículo, consumo de combustível respectivo à $IU_{calc, v}$.

O cálculo de $IU_{calc, v}$, $C_{calc, c}$, $Ajuste_{IU_c}$ foram repetidos considerando frações de frota *flex* entre 2 e 5 %, até que a relação do consumo calculado com o consumo observado de gasolina ($Ajuste_{IU}$) fosse muito próxima a do etanol. A fração da frota *flex* a etanol com menor diferença foi de 4,13326%, com erro de $1,63 \times 10^{-7}$

APÊNDICE E – Emissões veiculares de escapamento e evaporativas na hora de pico da manhã e da tarde na RCGF.

Tabela 19: Emissões veiculares (g.km⁻¹) de escapamento e evaporativas na hora de pico da manhã dos municípios de Biguaçu (BI), Florianópolis (FL), Governador Celso Ramos (GO), Palhoça (PA) e São José (SJ), por categoria e poluente veicular.

Local	Categoria	CO	HC	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	N ₂ O	CO ₂	HC _{evap}
BI	Automóveis	29,4	2,6	2,9	0,5	3,2	0,1	0,0	0,8	6404	1,9
	Comerciais leves	8,5	0,9	0,9	0,2	4,7	0,0	0,3	0,3	3701	0,6
	Motocicletas	17,8	3,0	2,5	0,6	1,0	-	0,0	0,0	676	-
	Ônibus	0,3	0,1	0,1	0,0	1,6	-	0,0	0,0	-	-
	Caminhão	11,6	4,0	2,8	1,2	69,9	-	1,9	0,6	-	-
	Total	67,6	10,6	9,1	2,6	80,3	0,2	2,4	1,8	10781	2,4
FL	Automóveis	185,0	16,1	18,1	3,4	19,9	0,8	0,3	4,7	40263	11,9
	Comerciais leves	53,5	5,7	5,9	1,1	29,3	0,2	2,0	2,0	23271	3,5
	Motocicletas	112,0	19,0	15,4	3,6	6,2	-	0,2	0,3	4247	-
	Ônibus	10,5	2,6	1,9	0,7	52,3	-	1,3	0,3	-	-
	Caminhão	6,6	2,3	1,6	0,7	39,6	-	1,1	0,4	-	-
	Total	367,5	45,6	42,9	9,5	147,2	1,0	4,9	7,7	67782	15,4
GO	Automóveis	9,0	0,8	0,9	0,2	1,0	0,0	0,0	0,2	1950	0,6
	Comerciais leves	2,6	0,3	0,3	0,1	1,4	0,0	0,1	0,1	1127	0,2
	Motocicletas	5,4	0,9	0,7	0,2	0,3	-	0,0	0,0	206	-
	Ônibus	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4	-	0,0	0,0	-	-
	Caminhão	4,3	1,5	1,0	0,5	26,0	-	0,7	0,2	-	-
	Total	21,4	3,5	3,0	0,9	29,1	0,0	0,8	0,6	3282,3	0,7
PA	Automóveis	45,0	3,9	4,4	0,8	4,8	0,2	0,1	1,2	9805	2,9
	Comerciais leves	13,0	1,4	1,4	0,3	7,1	0,0	0,5	0,5	5667	0,8
	Motocicletas	27,3	4,6	3,8	0,9	1,5	-	0,1	0,1	1034	-
	Ônibus	0,5	0,1	0,1	0,0	2,6	-	0,1	0,0	-	-
	Caminhão	18,4	6,4	4,4	2,0	111,0	-	3,1	1,0	-	-
	Total	104,2	16,5	14,1	4,0	127,1	0,2	3,7	2,7	16506	3,7
SJ	Automóveis	73,0	6,4	7,1	1,3	7,8	0,3	0,1	1,9	15895	4,7
	Comerciais leves	21,1	2,3	2,3	0,4	11,6	0,1	0,8	0,8	9187	1,4
	Motocicletas	44,2	7,5	6,1	1,4	2,4	-	0,1	0,1	1677	-
	Ônibus	2,0	0,5	0,4	0,1	10,1	-	0,2	0,1	-	-
	Caminhão	9,9	3,4	2,4	1,1	59,7	-	1,6	0,5	-	-
	Total	150,3	20,0	18,3	4,4	91,6	0,4	2,9	3,4	26758,9	6,1
Total da RCGF		711,0	108,4	87,4	21,2	475,2	1,9	14,7	16,2	125109	28,3

Tabela 20: Emissões veiculares de escapamento e evaporativas na hora de pico da tarde dos municípios de Biguaçu (BI), Florianópolis (FL), Governador Celso Ramos (GO), Palhoça (PA) e São José (SJ), por categoria e poluente veicular.

Local	Categoria	CO	HC	NMHC	CH ₄	NO _x	RCHO	MP	N ₂ O	C O ₂	HC _{evap}
BI	Automóveis	31,4	2,7	3,1	0,6	3,4	0,1	0,0	0,8	6842	2,0
	Comerciais leves	9,1	1,0	1,0	0,2	5,0	0,0	0,3	0,3	3955	0,6
	Motocicletas	19,0	3,2	2,6	0,6	1,0	-	0,0	0,0	722	-
	Ônibus	0,5	0,1	0,1	0,0	2,3	-	0,1	0,0	-	-
	Caminhão	15,4	5,4	3,7	1,7	93,1	-	2,6	0,8	-	-
	Total	75,4	12,4	10,5	3,1	104,8	0,2	3,0	2,0	11519	2,6
FL	Automóveis	163,5	14,2	16,0	3,0	17,6	0,7	0,2	4,2	35593	10,5
	Comerciais leves	47,3	5,1	5,2	1,0	25,9	0,2	1,8	1,8	20572	3,1
	Motocicletas	99,0	16,8	13,7	3,2	5,4	-	0,2	0,3	3754	-
	Ônibus	8,6	2,1	1,6	0,5	42,7	-	1,0	0,3	-	-
	Caminhão	4,5	1,6	1,1	0,5	27,0	-	0,7	0,2	-	-
	Total	322,8	39,7	37,5	8,2	118,6	0,9	4,0	6,8	59919	13,6
GO	Automóveis	10,7	0,9	1,0	0,2	1,1	0,0	0,0	0,3	2325	0,7
	Comerciais leves	3,1	0,3	0,3	0,1	1,7	0,0	0,1	0,1	1344	0,2
	Motocicletas	6,5	1,1	0,9	0,2	0,4	-	0,0	0,0	245	-
	Ônibus	0,1	0,0	0,0	0,0	0,6	-	0,0	0,0	-	-
	Caminhão	6,1	2,1	1,5	0,7	36,8	-	1,0	0,3	-	-
	Total	26,5	4,5	3,8	1,1	40,6	0,1	1,2	0,7	3914	0,9
PA	Automóveis	51,8	4,5	5,1	0,9	5,6	0,2	0,1	1,3	11282	3,3
	Comerciais leves	15,0	1,6	1,6	0,3	8,2	0,1	0,6	0,6	6521	1,0
	Motocicletas	31,4	5,3	4,3	1,0	1,7	-	0,1	0,1	1190	-
	Ônibus	0,6	0,1	0,1	0,0	2,8	-	0,1	0,0	-	-
	Caminhão	18,5	6,4	4,4	2,0	111,7	-	3,1	1,0	-	-
	Total	117,3	18,0	15,6	4,3	130,0	0,3	3,8	3,0	18992	4,3
SJ	Automóveis	72,6	6,3	7,1	1,3	7,8	0,3	0,1	1,9	15799	4,7
	Comerciais leves	21,0	2,2	2,3	0,4	11,5	0,1	0,8	0,8	9132	1,4
	Motocicletas	43,9	7,4	6,1	1,4	2,4	-	0,1	0,1	1667	-
	Ônibus	1,9	0,5	0,4	0,1	9,5	-	0,2	0,1	-	-
	Caminhão	11,0	3,8	2,7	1,2	66,6	-	1,8	0,6	-	-
	Total	150,5	20,3	18,5	4,5	97,8	0,4	3,0	3,4	26597	6,0
Total da RCGF		692,4	106,8	85,8	21,1	491,8	1,8	15,1	16,0	120942	27,4

APÊNDICE F – Quantidade de veículos aposentados em cada cenário de melhoria da tecnologia veicular

Tabela 20: Quantidade de veículos aposentados em cada cenário de melhoria da tecnologia, de acordo com a categoria veicular.

Idade	Auto	Com	Mot	Ônib	Cam	Idade	Auto	Com	Mot	Ônib	Cam
40	44	6	34	1	6	20	11482	1849	4191	180	674
39	105	15	77	2	13	19	13743	2228	4874	213	774
38	182	26	130	3	22	18	16506	2695	5690	252	891
37	256	37	178	4	30	17	20921	3447	6969	313	1068
36	346	50	234	5	40	16	25014	4151	8137	367	1225
35	467	68	306	7	52	15	30164	5038	9592	433	1414
34	579	84	368	9	63	14	35999	6054	11198	505	1620
33	695	102	431	11	74	13	43624	7396	13254	596	1879
32	904	133	537	14	92	12	51838	8859	15440	690	2149
31	1063	157	614	17	105	11	62602	10799	18284	810	2493
30	1279	190	714	20	123	10	81511	14250	23281	1016	3085
29	1567	234	840	25	144	9	95761	16883	27037	1167	3523
28	1858	280	963	30	165	8	116125	20695	32432	1379	4144
27	2185	331	1095	35	187	7	140471	25309	38965	1628	4882
26	2569	391	1243	41	212	6	167393	30473	46335	1901	5700
25	3153	485	1460	51	248	5	195643	35952	54283	2187	6564
24	4066	631	1784	66	301	4	225363	41776	62838	2486	7485
23	5672	891	2335	91	389	3	252935	47226	71002	2766	8353
22	7215	1143	2846	116	469	2	271169	50857	76580	2952	8939
21	9312	1489	3517	148	572	1	288392	54306	82041	3129	9505

APÊNDICE G – Redução (%) das emissões em cada cenário de aposentadoria.

Tabela 21: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de automóveis.

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
40	0.35	0.31	0.13	0.02	0.23	0.00	-0.01	-0.01
39	0.82	0.74	0.30	0.04	0.54	0.00	-0.01	-0.02
38	1.42	1.28	0.53	0.07	0.94	0.00	-0.02	-0.04
37	2.00	1.80	0.74	0.10	1.32	0.00	-0.03	-0.05
36	2.71	2.44	1.00	0.14	1.79	0.00	-0.04	-0.07
35	3.66	3.30	1.35	0.18	2.42	0.00	-0.06	-0.09
34	4.40	4.00	1.61	0.23	3.00	0.00	-0.07	-0.11
33	5.17	4.74	1.88	0.29	3.62	0.00	-0.09	-0.13
32	6.27	5.96	2.29	0.40	4.46	0.00	-0.11	-0.17
31	7.10	6.89	2.60	0.48	5.10	0.00	-0.14	-0.20
30	8.06	8.08	2.96	0.59	5.97	0.01	-0.16	-0.25
29	9.10	9.62	3.41	0.72	7.13	0.01	-0.20	-0.30
28	10.03	10.20	3.81	0.84	8.30	0.01	-0.24	-0.36
27	10.92	10.80	4.22	0.96	9.62	0.01	-0.28	-0.42
26	11.47	11.14	4.44	1.02	10.10	0.01	-0.33	-0.49
25	12.33	11.66	4.78	1.15	11.32	0.01	-0.41	-0.61
24	13.61	12.36	5.67	1.33	14.36	0.02	-0.39	-0.78
23	15.33	13.57	7.25	1.65	17.79	0.02	-0.35	-1.09
22	16.70	14.40	8.26	1.91	20.37	0.03	-0.31	-1.39
21	17.44	15.09	8.92	2.13	21.76	0.03	-0.26	-1.79
20	18.04	15.65	9.37	2.32	22.75	0.03	-0.21	-2.21
19	18.63	16.24	9.84	2.52	23.76	0.03	-0.15	-2.65
18	19.35	16.91	10.37	2.75	25.01	0.03	-0.08	-3.18
17	20.29	17.89	11.06	3.02	27.07	0.03	0.03	-4.03
16	20.90	18.66	11.71	3.21	28.73	0.03	0.13	-3.87
15	21.70	19.52	12.28	3.40	30.85	0.03	0.25	-3.65
14	22.52	20.52	13.06	3.60	32.95	0.03	0.37	-3.46
13	23.61	21.94	14.21	3.86	35.69	0.04	0.50	-3.24
12	24.81	23.44	15.25	4.10	37.88	0.04	0.60	-3.02
11	26.09	25.25	16.61	4.37	40.19	0.04	0.74	-2.72
10	28.50	28.41	17.32	4.78	44.08	0.05	1.31	-2.16
9	29.41	29.89	17.49	4.96	45.72	0.05	1.74	-1.59
8	30.62	31.05	17.85	5.24	48.00	0.06	2.09	-0.97
7	32.26	33.02	18.54	5.56	52.00	0.07	2.30	-0.35
6	34.02	34.57	19.17	5.89	55.49	0.07	2.54	0.42
5	34.91	35.59	19.55	6.11	58.33	0.08	2.90	1.11
4	34.96	35.94	19.73	6.16	59.89	0.08	3.16	1.79
3	34.82	36.03	19.61	6.24	60.68	0.08	3.17	2.13

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
2	34.71	36.09	19.74	6.27	60.95	0.08	3.17	2.17
1	34.61	36.13	19.74	6.27	61.14	0.08	3.17	2.15

Tabela 22: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de comerciais leves.

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
40	0.05	0.05	0.02	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
39	0.12	0.11	0.04	0.01	0.05	0.00	0.00	0.00
38	0.21	0.19	0.07	0.02	0.09	0.01	0.00	0.00
37	0.30	0.27	0.10	0.02	0.13	0.01	-0.01	0.00
36	0.40	0.36	0.14	0.03	0.18	0.02	-0.01	0.00
35	0.55	0.50	0.19	0.05	0.24	0.02	-0.01	0.01
34	0.68	0.62	0.24	0.06	0.30	0.03	-0.01	0.01
33	0.80	0.73	0.27	0.07	0.36	0.04	-0.02	0.01
32	1.01	0.93	0.34	0.10	0.45	0.05	-0.02	0.01
31	1.14	1.08	0.39	0.12	0.50	0.06	-0.03	0.02
30	1.32	1.28	0.45	0.14	0.57	0.07	-0.03	0.02
29	1.52	1.53	0.51	0.18	0.66	0.09	-0.04	0.03
28	1.69	1.78	0.58	0.22	0.74	0.11	-0.05	0.03
27	1.86	2.05	0.64	0.26	0.84	0.13	-0.05	0.04
26	2.03	2.35	0.70	0.30	0.93	0.15	-0.06	0.05
25	2.25	2.75	0.74	0.35	0.85	0.19	-0.08	0.06
24	2.60	3.37	0.80	0.44	0.84	0.26	-0.08	0.09
23	3.18	4.45	0.89	0.59	1.04	0.37	-0.08	0.13
22	3.73	4.78	1.25	0.75	0.69	0.48	-0.09	0.17
21	4.28	5.13	1.60	0.95	0.16	0.63	-0.09	0.23
20	4.44	5.30	1.62	1.11	-0.47	0.79	-0.09	0.30
19	4.61	5.48	1.63	1.28	-1.11	0.95	-0.10	0.37
18	4.82	5.68	1.62	1.49	-1.89	1.16	-0.10	0.45
17	5.19	6.02	1.65	1.83	-3.17	1.48	-0.11	0.59
16	5.51	6.33	1.66	2.13	-4.32	1.77	-0.12	0.71
15	5.82	6.61	1.69	2.34	-4.93	1.97	-0.13	0.81
14	6.16	6.93	1.77	2.58	-5.66	2.19	-0.14	0.90
13	6.56	7.37	1.80	2.90	-6.62	2.48	-0.17	1.02
12	6.99	7.86	1.84	3.25	-7.78	2.79	-0.19	1.16
11	7.55	8.50	2.04	3.67	-9.40	3.20	-0.24	1.35
10	8.37	9.51	2.99	4.24	-12.21	3.75	-0.27	1.83
9	8.77	9.91	3.10	4.60	-14.25	4.14	-0.15	2.01
8	9.28	10.42	2.87	5.17	-17.47	4.66	-0.06	2.29
7	9.74	10.99	2.89	5.70	-21.48	5.22	0.02	2.63
6	10.15	11.38	3.09	5.85	-25.64	5.31	0.12	2.90
5	10.53	11.73	3.35	5.96	-30.29	5.36	0.27	3.30

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
4	10.84	11.96	3.47	6.03	-35.22	5.41	0.35	3.65
3	10.97	12.00	3.48	6.08	-40.22	5.51	0.36	3.82
2	11.05	12.05	3.51	6.11	-43.66	5.51	0.36	3.91
1	11.07	12.08	3.49	6.13	-46.89	5.53	0.37	3.95

Tabela 23: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de motocicletas.

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
40	0.03	0.03	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
39	0.08	0.06	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00
38	0.13	0.10	0.08	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00
37	0.18	0.14	0.12	0.01	0.00	0.01	0.02	0.00
36	0.24	0.19	0.15	0.01	0.00	0.01	0.02	0.00
35	0.31	0.24	0.20	0.01	0.00	0.01	0.03	0.01
34	0.37	0.29	0.24	0.01	0.00	0.01	0.03	0.01
33	0.43	0.34	0.28	0.02	0.00	0.02	0.04	0.01
32	0.54	0.42	0.35	0.02	0.00	0.02	0.05	0.01
31	0.62	0.48	0.40	0.02	0.00	0.02	0.05	0.01
30	0.72	0.56	0.46	0.03	0.00	0.03	0.06	0.01
29	0.85	0.66	0.55	0.03	0.00	0.03	0.07	0.01
28	0.97	0.76	0.63	0.04	0.00	0.04	0.09	0.02
27	1.10	0.87	0.71	0.04	0.00	0.04	0.10	0.02
26	1.25	0.98	0.81	0.05	0.00	0.05	0.11	0.02
25	1.47	1.15	0.95	0.06	0.00	0.06	0.13	0.02
24	1.80	1.41	1.16	0.07	0.00	0.07	0.16	0.03
23	2.35	1.85	1.52	0.09	0.00	0.09	0.21	0.04
22	2.87	2.25	1.85	0.11	0.00	0.11	0.25	0.05
21	3.54	2.78	2.29	0.14	0.00	0.13	0.31	0.06
20	4.22	3.31	2.73	0.16	0.00	0.16	0.37	0.07
19	4.91	3.85	3.17	0.19	0.00	0.18	0.43	0.08
18	5.74	4.50	3.70	0.22	0.00	0.22	0.50	0.10
17	7.02	5.51	4.54	0.27	0.00	0.26	0.62	0.12
16	8.20	6.43	5.30	0.31	0.00	0.31	0.72	0.14
15	9.67	7.58	6.24	0.37	0.00	0.36	0.70	0.16
14	11.70	9.06	7.48	0.45	0.00	0.42	0.68	0.20
13	12.63	10.00	8.18	0.53	0.00	0.43	0.66	0.23
12	13.37	10.64	8.57	0.63	0.00	0.45	0.63	0.29
11	14.10	11.43	9.04	0.76	0.00	0.46	0.59	0.39
10	14.90	12.29	9.38	0.90	0.00	0.49	0.53	0.52
9	15.24	12.50	9.76	0.99	0.00	0.51	0.48	0.66
8	15.34	12.85	10.27	1.06	0.00	0.51	0.36	0.77
7	15.39	13.34	10.95	1.15	0.00	0.51	0.22	0.90

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
6	15.37	13.65	11.51	1.22	0.00	0.51	0.32	1.07
5	15.20	13.97	12.08	1.30	0.00	0.51	0.39	1.24
4	15.03	14.32	12.70	1.38	0.00	0.51	0.46	1.43
3	14.92	14.41	12.87	1.41	0.00	0.51	0.43	1.54
2	14.81	14.51	13.05	1.41	0.00	0.51	0.41	1.60
1	14.74	14.54	13.09	1.41	0.00	0.51	0.41	1.61

Tabela 24: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de ônibus.

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
39	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00
38	0.00	0.01	0.00	0.02	0.00	0.01	0.00	0.00
37	0.00	0.01	0.00	0.03	0.00	0.02	0.00	0.00
36	0.01	0.01	0.00	0.04	0.00	0.03	0.00	0.00
35	0.01	0.02	0.00	0.06	0.00	0.04	0.00	0.00
34	0.01	0.02	0.00	0.07	0.00	0.05	0.00	0.00
33	0.01	0.03	0.00	0.08	0.00	0.06	0.00	0.00
32	0.02	0.03	0.00	0.11	0.00	0.08	0.00	0.00
31	0.02	0.04	0.00	0.13	0.00	0.09	0.00	0.00
30	0.02	0.05	0.00	0.16	0.00	0.11	0.00	0.00
29	0.03	0.06	0.00	0.20	0.00	0.14	0.00	0.00
28	0.03	0.07	0.00	0.23	0.00	0.16	0.00	0.00
27	0.04	0.08	0.00	0.28	0.00	0.19	0.00	0.00
26	0.05	0.10	0.00	0.33	0.00	0.23	0.00	0.00
25	0.06	0.12	0.00	0.40	0.00	0.28	0.00	0.00
24	0.07	0.16	0.00	0.52	0.00	0.36	0.00	0.00
23	0.10	0.22	0.00	0.72	0.00	0.50	0.00	0.00
22	0.13	0.27	0.00	0.91	0.00	0.64	0.00	0.00
21	0.16	0.35	0.00	1.16	0.00	0.81	0.00	0.00
20	0.20	0.43	0.00	1.42	0.00	0.99	0.00	0.00
19	0.23	0.51	0.00	1.68	0.00	1.18	0.00	0.00
18	0.27	0.58	0.00	1.87	0.00	1.29	0.00	0.00
17	0.33	0.70	0.00	2.17	0.00	1.46	0.00	0.00
16	0.36	0.77	0.00	2.44	0.00	1.52	0.00	0.00
15	0.40	0.85	0.00	2.75	0.00	1.60	0.00	0.00
14	0.44	0.92	0.00	3.05	0.00	1.68	0.00	0.00
13	0.49	1.00	0.00	3.41	0.00	1.77	0.00	0.00
12	0.55	1.08	0.00	3.76	0.00	1.86	0.00	0.00
11	0.63	1.19	0.00	4.19	0.00	1.98	0.00	0.00
10	0.75	1.31	0.00	4.94	0.00	2.15	0.00	0.00
9	0.82	1.40	0.00	5.49	0.00	2.27	0.00	0.00

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
8	0.93	1.55	0.00	6.26	0.00	2.44	0.00	0.00
7	1.06	1.68	0.00	7.18	0.00	2.65	0.00	0.00
6	1.07	1.70	0.00	7.25	0.00	2.66	0.00	0.00
5	1.07	1.71	0.00	7.30	0.00	2.66	0.00	0.00
4	1.07	1.73	0.00	7.35	0.00	2.66	0.00	0.00
3	1.07	1.74	0.00	7.41	0.00	2.67	0.00	0.00
2	1.07	1.74	0.00	7.46	0.00	2.67	0.00	0.00
1	1.07	1.74	0.00	7.49	0.00	2.67	0.00	0.00

Tabela 25: Redução (em %) das emissões totais em cada cenário de aposentadoria de caminhões.

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
40	0.01	0.03	0.00	0.10	0.00	0.07	0.00	0.00
39	0.03	0.07	0.00	0.23	0.00	0.17	0.00	0.00
38	0.05	0.12	0.00	0.38	0.00	0.29	0.00	0.00
37	0.07	0.16	0.00	0.52	0.00	0.40	0.00	0.00
36	0.09	0.21	0.00	0.69	0.00	0.52	0.00	0.00
35	0.11	0.28	0.00	0.90	0.00	0.69	0.00	0.00
34	0.14	0.34	0.00	1.09	0.00	0.83	0.00	0.00
33	0.16	0.40	0.00	1.28	0.00	0.97	0.00	0.00
32	0.20	0.50	0.00	1.59	0.00	1.21	0.00	0.00
31	0.23	0.57	0.00	1.82	0.00	1.39	0.00	0.00
30	0.27	0.66	0.00	2.12	0.00	1.61	0.00	0.00
29	0.32	0.78	0.00	2.50	0.00	1.90	0.00	0.00
28	0.36	0.89	0.00	2.86	0.00	2.18	0.00	0.00
27	0.41	1.01	0.00	3.24	0.00	2.47	0.00	0.00
26	0.46	1.14	0.00	3.67	0.00	2.79	0.00	0.00
25	0.54	1.33	0.00	4.29	0.00	3.26	0.00	0.00
24	0.66	1.62	0.00	5.20	0.00	3.96	0.00	0.00
23	0.85	2.09	0.00	6.73	0.00	5.12	0.00	0.00
22	1.03	2.52	0.00	8.11	0.00	6.18	0.00	0.00
21	1.25	3.08	0.00	9.90	0.00	7.54	0.00	0.00
20	1.48	3.63	0.00	11.66	0.00	8.88	0.00	0.00
19	1.70	4.17	0.00	13.40	0.00	10.20	0.00	0.00
18	1.92	4.68	0.00	14.56	0.00	10.95	0.00	0.00
17	2.27	5.45	0.00	16.32	0.00	12.09	0.00	0.00
16	2.41	5.83	0.00	17.83	0.00	12.46	0.00	0.00
15	2.59	6.28	0.00	19.66	0.00	12.90	0.00	0.00
14	2.77	6.64	0.00	21.23	0.00	13.28	0.00	0.00
13	3.00	7.09	0.00	23.22	0.00	13.75	0.00	0.00
12	3.25	7.57	0.00	24.96	0.00	14.20	0.00	0.00

Idade	CO	NMHC	CH₄	NO_x	RCHO	PM	N₂O	CO₂
11	3.58	8.18	0.00	27.17	0.00	14.76	0.00	0.00
10	4.06	8.73	0.00	30.79	0.00	15.60	0.00	0.00
9	4.44	9.07	0.00	33.48	0.00	16.18	0.00	0.00
8	4.86	9.67	0.00	37.23	0.00	16.94	0.00	0.00
7	5.44	10.33	0.00	41.56	0.00	17.84	0.00	0.00
6	5.41	10.35	0.00	41.66	0.00	17.84	0.00	0.00
5	5.38	10.36	0.00	41.68	0.00	17.86	0.00	0.00
4	5.34	10.38	0.00	41.69	0.00	17.88	0.00	0.00
3	5.33	10.40	0.00	41.77	0.00	17.90	0.00	0.00
2	5.33	10.41	0.00	41.81	0.00	17.91	0.00	0.00
1	5.31	10.42	0.00	41.85	0.00	17.90	0.00	0.00