



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul



Curso de ENGENHARIA FÍSICA

Trabalho de Conclusão de Curso

**INVENTÁRIO DE EMISSÕES ANTROPOGÊNICAS EM CAMPO GRANDE:
FONTES VEICULARES**

GUILHERME SOUZA COSTA

CAMPO GRANDE, MS

NOVEMBRO, 2024



GUILHERME SOUZA COSTA

**INVENTÁRIO DE EMISSÕES ANTROPOGÊNICAS EM CAMPO GRANDE:
FONTES VEICULARES**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Física do Instituto de Física da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, para obtenção do título de Engenheiro Físico.

Orientador: Vinicius Buscioli Capistrano

CAMPO GRANDE, MS

NOVEMBRO, 2024



DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, que com muitos sacrifícios me deram asas para voar. Aos meus irmãos, que sempre acreditaram em mim. E a todas as pessoas negras que sonham em chegar lá — que continuemos ocupando espaços, mesmo quando somos os primeiros, abrindo portas para muitos outros que ainda virão.



AGRADECIMENTOS

Este trabalho não seria possível sem o apoio e a presença de pessoas especiais em minha vida.

Ao meu orientador, Vinicius Buscioli Capistrano, sou profundamente grato por acreditar no meu potencial e por me guiar com paciência e sabedoria. Sua confiança em mim me impulsionou a ir além do que eu imaginava possível.

Aos meus pais, Ana Angélica Souza Santos Costa e Shirglei Costa de Souza, que com tantos sacrifícios me deram tudo o que eu precisava para chegar até aqui e que me fizeram acreditar que era possível. À minha irmã mais velha, Beatriz Souza Costa, que sempre foi um exemplo de força e dedicação, e ao meu irmão gêmeo, Rodrigo Souza Costa, por estar ao meu lado em cada momento, dividindo as alegrias e dificuldades dessa jornada. Vocês são a base de tudo o que conquistei, e essa vitória é nossa.

Às minhas avós, Mira e Adeilza, que infelizmente partiram antes de ver este sonho se realizar, mas cuja fé e amor sempre me inspiraram a seguir adiante. Este trabalho carrega também o desejo de vocês de me ver formado, e sei que de alguma forma, vocês estão comemorando comigo.

Aos meus amigos, especialmente Jhoenne Vasconcelos e Rayanne Barbosa, que fizeram da minha casa um refúgio de risadas, abraços e conversas que me reconstruíram em momentos em que eu quase me perdi. Também a Felipe Mateus e Pedro Lucas, por transformarem os corredores do INFI em mais do que um ponto de encontro: em um lugar onde descobri que a amizade é capaz de reacender a esperança e renovar o que há de mais bonito dentro de nós.

Ao meu time de laboratório, Josivaldo Silva, Janaina Nascimento e Maria Dias, por compartilhar comigo cada dia de aprendizado e superação. Juntos, crescemos e enfrentamos desafios que jamais esqueceremos.

À FUNDECT, pelo apoio financeiro concedido, que foi essencial para a realização deste projeto, e ao SINPETRO, pelo compartilhamento dos dados, fundamentais para o desenvolvimento do trabalho.

E, por fim, a todos os colegas e professores que fizeram parte desta jornada. Cada encontro, troca e ensinamento foi valioso para minha formação, e levo vocês comigo para as próximas etapas da minha vida.



"Nenhum outro planeta no sistema solar é uma boa casa para os seres humanos; temos esse mundo ou nada. Essa é uma percepção muito poderosa."

(Carl Sagan)



RESUMO

Nas áreas metropolitanas, as emissões veiculares destacam-se como a principal fonte de poluição do ar, e Campo Grande (MS) está entre as cidades brasileiras com maior frota de veículos, registrando um crescimento acentuado ao longo dos últimos 15 anos. Essa crescente frota circulante na cidade tem um impacto direto nas emissões de poluentes atmosféricos, contribuindo significativamente para a poluição do ar. Nessa perspectiva, este projeto visou desenvolver um inventário de emissões veiculares para Campo Grande, uma vez que a partir dele, pode-se estimar as emissões locais, identificando os principais poluentes e possibilitando a orientação de medidas potenciais de redução. A metodologia empregada segue o enfoque bottom-up, levando em consideração dados sobre a caracterização da frota de veículos, fatores de emissão, intensidade média de uso dos veículos e a espacialização das emissões. O inventário abrange a estimativa de 28 tipos de poluentes atmosféricos, com destaque para o monóxido de carbono (CO) como a principal espécie emitida. Além disso, a análise da distribuição horária das emissões revelou dois picos durante os horários de maior fluxo de tráfego. Essa abordagem permite uma visão abrangente, espacial e temporal das emissões veiculares, facilitando a integração com modelos de qualidade do ar e fornecendo às autoridades locais uma base sólida para a implementação de estratégias eficazes de controle de emissões veiculares. Dessa forma, será possível mitigar os impactos das emissões na qualidade do ar, na saúde pública e no clima local, contribuindo para um ambiente mais sustentável em Campo Grande.

Palavras-chave: mudanças climáticas, emissões antropogênicas, poluição atmosférica, qualidade do ar.



ABSTRACT

In metropolitan areas, vehicle emissions stand out as the main source of air pollution, and Campo Grande (MS) is among the Brazilian cities with the largest vehicle fleets, showing a sharp increase over the past 15 years. This growing fleet in the city has a direct impact on atmospheric pollutant emissions, significantly contributing to air pollution. In this context, this project aimed to develop a vehicle emissions inventory for Campo Grande, as it allows for the estimation of local emissions, identifying the main pollutants and enabling the implementation of potential reduction measures. The methodology employed follows a bottom-up approach, taking into account data on vehicle fleet characteristics, emission factors, average vehicle use intensity, and spatial distribution of emissions. The inventory includes the estimation of 28 types of atmospheric pollutants, with carbon monoxide (CO) being the main species emitted. Additionally, the analysis of hourly emission distribution revealed two peaks during the times of highest traffic flow. This approach provides a comprehensive, spatial, and temporal view of vehicle emissions, facilitating integration with air quality models and providing local authorities with a solid foundation for implementing effective vehicle emissions control strategies. In this way, it will be possible to mitigate the impacts of emissions on air quality, public health, and the local climate, contributing to a more sustainable environment in Campo Grande.

Keywords: climate change, anthropogenic emissions, air pollution, air quality.



LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ilustração do Efeito Estufa.....	18
Figura 2 – Evolução histórica da concentração de CO ₂ (linha azul) na atmosfera terrestre comparada às emissões anuais (linha cinza), entre 1751 e 2022.....	19
Figura 3 – Escopos de emissões.....	29
Figura 4 – Ciclo Otto.....	31
Figura 5 – Ciclo Diesel.....	32
Figura 6 – Evolução do número de veículos em Campo Grande.....	35
Figura 7 – Mapa de Campo Grande em relação ao estado de Mato Grosso do Sul e ao Brasil.....	45
Figura 8 – Localização da estação de qualidade do ar.....	48
Figura 9 – Variação horária de MP10, em azul, e MP2,5, em vermelho, para Campo Grande.....	54
Figura 10 – Imagem de satélite de ILN para o Brasil, em 2013, com uma ampliação da área de estudo.....	57
Figura 11 – Proporção da frota veicular de Campo Grande, por tipo de veículo e combustível.....	58
Figura 12 – Evolução histórica de GEE para Mato Grosso do Sul, de 2014 até 2022, médio em toneladas de CO ₂ e por ano.....	66
Figura 13 – Variação espacial do CO (mol km ⁻² h ⁻¹).....	70
Figura 14 – Variação espacial de MP2,5 (µg m ⁻² s ⁻¹).....	71
Figura 15 – Variação temporal do CO (mol km ⁻² h ⁻¹), horário GMT.....	72
Figura 16 – Inventário Global de CO (kgm ⁻² s ⁻¹).....	74
Figura 17 – Emissão de Aldeídos.....	91
Figura 18 – Emissão de Carbono Elementar.....	91
Figura 19 – Emissão de Etileno.....	92
Figura 20 – Emissão de Alcanos, Alcenos e Álcool.....	92
Figura 21 – Emissão de Metanal.....	93
Figura 22 – Emissão de Cetonas.....	93
Figura 23 – Emissão de Amônia.....	94
Figura 24 – Emissão de Óxido Nítrico.....	94
Figura 25 – Emissão de Nitrato.....	95
Figura 26 – Emissão de Eteno.....	95
Figura 27 – Olefinas Internas.....	96
Figura 28 – Emissão de Olefinas Terminais.....	96
Figura 29 – Emissão de Aerossol Orgânico.....	97
Figura 30 – Emissão de Material Particulado 10.....	97
Figura 31 – Emissão de Dióxido de Enxofre.....	98
Figura 32 – Emissão de Aerossol Orgânico Secundário.....	98
Figura 33 – Emissão de Tolueno.....	99
Figura 34 – Emissão de Xileno.....	99
Figura 35 – Emissão de Isopreno.....	100



LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Síntese dos principais poluentes atmosféricos e seus impactos na saúde e no meio ambiente.....	23
Tabela 2 – Categorias, metodologia, fontes de dados, fontes de cálculo e equivalência de CO ₂ para o setor de energia e processos industriais.....	25
Tabela 3 – Principais programas e suas diretrizes no Brasil.....	43
Tabela 4 – Área territorial oficial de Mato Grosso do Sul e Campo Grande.....	44
Tabela 5 – Classificação dos veículos utilizados na pesquisa.....	49
Tabela 6 – Fração da frota veicular circulante na cidade de Campo Grande por tipo de veículo e combustível consumido.....	50
Tabela 7 – Fatores de emissão para CO, NO _x , MP, SO ₂ , em g km ⁻¹ , para diferentes combustíveis/tipos de veículos.....	53
Tabela 8 – Fatores de emissão dos compostos orgânicos voláteis em g km ⁻¹ , para diferentes combustíveis/tipos de veículos.....	53
Tabela 9 – Consumo observado em L ano ⁻¹	60
Tabela 10 – Preço por litro por tipo de combustível mensalmente.....	61
Tabela 11 – Quilometragem por litro de combustível de acordo com o tipo de veículo.....	62
Tabela 12 – Intensidade de uso por tipo de veículo (km dia ⁻¹).....	64
Tabela 13 – Emissões de GEE para Campo Grande em 2022.....	65
Tabela 14 – Emissões de GEE para Campo Grande em 2022 (toneladas de CO ₂ e).....	66
Tabela 15 – Valores máximos de emissões por espécie química inventariada, em mol km ⁻² h ⁻¹	68
Tabela 16 – Valores máximos de emissões por espécie química inventariada, em µg m ⁻² s ⁻¹	68
Tabela 17 – Quilometragem por litro de combustível para veículos leves.....	89
Tabela 18 – Valores do GWP dos gases de efeito estufa, segundo o AR5 (IPCC).....	90



LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANP	Agência Nacional de Petróleo
ARW	Advanced Research WRF
ASO	Aerossol Secundário Orgânico
BIG	Banco de Informação de Geração
CB	Cenário Base
CETESB Paulo	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo
CH ₄	Metano
CLP	Camada Limite Planetária
CO	Monóxido de Carbono
CO ₂	Dióxido de Carbono
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
EDGAR	Emissions Database for Global Atmospheric Research
FE	Fatores de emissão
GDAS	Global Data Assimilation System
GEE	Gases de Efeito Estufa
GOES	Geostationary Operational Environmental Satellite
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística



ILN	Intensidade de Luzes Noturnas
INFI	Instituto de Física
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
MET	Média Espaço-Temporal
METP	Média Espaço-Temporal dos Picos
MNB	Mean Normalized Bias Error
MODIS	Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer
MP	Material Particulado
MP _{2,5}	Material particulado com diâmetro menor ou igual a 2,5 µm
MP ₁₀	Material particulado com diâmetro entre 2,5 e 10 µm
NCAR	National Center for Atmospheric Research
NCEP	National Centers for Environmental Prediction
NCN	Núcleos de Condensação de Nuvens
Noah	LSM Noah Land Surface Model
N ₂ O	Óxido Nitroso
NO _x	Óxidos de nitrogênio
O ₃	Ozônio
OH	Radical hidroxila
OMS	Organização Mundial da Saúde
PROCONVE	Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores



PROMOT Similares	Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
RADM2	Regional Acid Deposition Model Version 2
RMSE	Raiz quadrada do erro médio quadrático
RRTMG	Rapid Radiative Transfer Model for General Circulation Models
SEEG	Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa
SO ₂	Dióxido de Enxofre
UCM	Urban Canopy Model
UFMS	Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
USGS	The United States Geological Survey
UTE	Usinas termelétricas
WRF-Chem	Weather Research and Forecasting with Chemistry



LISTA DE SÍMBOLOS E UNIDADES DE MEDIDA

%	Porcentagem
g/km	Gramas por quilômetro
g/kWh	Gramas por quilowatt-hora
h	Hora
kg	Quilograma
km	Quilômetro
km ²	Quilômetro quadrado
m	Metro
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
µg	Micrograma
µg/m ² /s	Micrograma por metro quadrado por segundo
µm	Micrômetro
ppb	Partes por bilhão
ppm	Partes por milhão
s	Segundo
ton	Tonelada



SUMÁRIO

1) INTRODUÇÃO.....	15
1.1) OBJETIVO GERAL.....	17
1.2) OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
2) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	18
2.1) AQUECIMENTO GLOBAL E MUDANÇAS CLIMÁTICAS.....	18
2.2) POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.....	21
2.3) TIPOS DE EMISSÕES.....	26
2.4) EMISSÕES VEICULARES.....	30
2.5) EVOLUÇÃO DA FROTA DE VEÍCULOS.....	35
2.6) INVENTÁRIOS DE EMISSÕES.....	37
2.7) INVENTÁRIO DE FONTES VEICULARES.....	39
2.8) POLÍTICAS DE MITIGAÇÃO E LEGISLAÇÃO DE CONTROLE DA QUALIDADE DO AR....	41
3) METODOLOGIA.....	44
3.1) CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	44
3.2) PERÍODO DE ESTUDO.....	46
3.3) CARACTERIZAÇÃO DA FROTA VEICULAR.....	49
3.4) CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES.....	50
3.5) FATORES DE EMISSÃO.....	52
3.6) INTENSIDADE DE USO DOS VEÍCULOS.....	54
3.7) DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS EMISSÕES.....	56
4) RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
4.1) FROTA VEICULAR CIRCULANTE.....	58
4.2) CONSUMO DE COMBUSTÍVEL.....	60
4.3) INTENSIDADE DE USO DOS VEÍCULOS.....	63
4.4) CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES GEE.....	65
4.5) ANÁLISE ESPACIAL.....	67
4.6) AVALIAÇÃO TEMPORAL.....	72
4.7) COMPARAÇÃO COM O INVENTÁRIO GLOBAL.....	73
5) CONCLUSÃO.....	76
6) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	78
7) ANEXOS.....	89
7.1) QUILOMETRAGEM POR LITRO DE COMBUSTÍVEL PARA VEÍCULOS LEVES.....	89
7.2) VALORES DO GWP DOS GASES DE EFEITO ESTUFA.....	90
7.3) VARIAÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES QUÍMICAS INVENTARIADAS.....	91



1) INTRODUÇÃO

O aquecimento global e as mudanças climáticas têm sido amplamente discutidos como os principais desafios do século XXI. Essas alterações climáticas, impulsionadas pelo aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE), são em grande parte resultado de atividades humanas, incluindo o transporte rodoviário, que responde por uma parcela significativa das emissões globais (IEA, 2021; IPCC, 2023). O setor de transportes contribui diretamente para o aumento da concentração de dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxidos de nitrogênio (NO_x) na atmosfera, agravando os efeitos do aquecimento global e a poluição atmosférica em áreas urbanas (CARVALHO et al., 2023).

Na cidade de Campo Grande, capital do estado de Mato Grosso do Sul, o crescimento da frota de veículos é uma das principais preocupações ambientais. A cidade, que tem experimentado um rápido desenvolvimento urbano, enfrenta o desafio de equilibrar esse crescimento com a sustentabilidade ambiental. A expansão da frota veicular tem contribuído significativamente para o aumento das emissões de poluentes atmosféricos, comprometendo a qualidade do ar e afetando a saúde pública (DAVISON et al., 2020). Estima-se que as emissões veiculares sejam responsáveis por uma grande parte das emissões de GEE na região, tornando urgente a necessidade de monitoramento e controle (IMASUL, 2022).

As emissões de GEE relacionadas ao transporte incluem não apenas o dióxido de carbono, mas também outros poluentes, como monóxido de carbono (CO) e partículas finas ($\text{MP}_{2,5}$), que estão diretamente associados à combustão de combustíveis fósseis e são prejudiciais à saúde humana (IPCC, 2021). Além disso, as condições climáticas regionais, como a alta temperatura e baixa umidade, podem exacerbar os efeitos da poluição veicular em áreas urbanas, aumentando a necessidade de monitoramento e controle dessas emissões (SILVA, 2022).

A relação entre transporte e mudanças climáticas é complexa e multifacetada. As emissões veiculares contribuem para o aquecimento global, mas o aumento veicular também está correlacionado com a formação de ilhas de calor nas cidades, fenômeno em que as áreas urbanas registram temperaturas mais altas em comparação com as áreas rurais circundantes (SANTOS et al., 2021). Esse efeito é particularmente relevante em cidades como Campo Grande, onde o rápido crescimento urbano e a expansão da frota veicular intensificam os impactos ambientais.

A transição para um modelo de transporte sustentável é uma estratégia central para mitigar os efeitos das mudanças climáticas. A adoção de medidas como a substituição gradual de veículos movidos a combustíveis fósseis por elétricos ou híbridos e o incentivo ao uso de transportes públicos e meios alternativos, como bicicletas, já é uma realidade em



diversas cidades, contribuindo para a redução das emissões de GEE (CARVALHO et al., 2023; IPCC, 2018).

No Brasil, essa transição ainda enfrenta desafios significativos, devido à alta dependência de combustíveis fósseis, como gasolina e diesel, e aos elevados custos dos veículos elétricos, que dificultam sua adoção em larga escala (SANTOS et al., 2021).

Para que o crescimento da frota veicular ocorra de forma sustentável, é essencial implementar políticas que promovam tecnologias mais limpas e reduzam a dependência de combustíveis fósseis. Somente uma abordagem integrada, que leve em conta os aspectos ambientais, econômicos e sociais, será capaz de minimizar os impactos da poluição atmosférica e das mudanças climáticas, garantindo um futuro mais sustentável para as próximas gerações (CARVALHO et al., 2023).



1.1) OBJETIVO GERAL

Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo principal desenvolver um inventário de emissões de fontes antropogênicas, com foco nas fontes veiculares, para a cidade de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Esse inventário é uma ferramenta essencial para quantificar e monitorar as emissões veiculares, permitindo avaliar os principais poluentes emitidos e compreender variáveis fundamentais que influenciam essas emissões, como a intensidade de uso dos veículos e a caracterização da frota local. Além disso, o estudo possibilita a projeção de cenários de mitigação e fornece subsídios para a formulação de políticas públicas voltadas à redução das emissões e à melhoria da qualidade do ar urbano.

1.2) OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Estimar as emissões veiculares em Campo Grande utilizando a metodologia bottom-up;
- Analisar a proporção entre frota, consumo e emissão para diferentes categorias de veículos;
- Estimar e avaliar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e seus impactos no contexto urbano de Campo Grande;
- Comparar as estimativas de emissões com inventários de outras regiões;
- Avaliar e comparar os resultados do inventário de emissões utilizando diferentes metodologias.

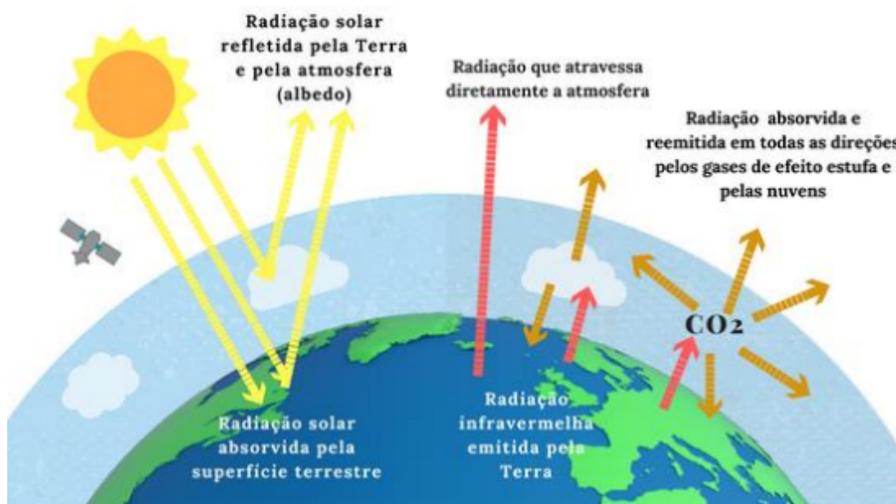
2) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1) AQUECIMENTO GLOBAL E MUDANÇAS CLIMÁTICAS

As mudanças climáticas referem-se a alterações de longo prazo nas condições médias do clima da Terra, incluindo aumentos de temperatura, mudanças nos padrões de precipitação, aumento da frequência e intensidade de eventos climáticos extremos e alterações nos ecossistemas (IPCC, 2023). O aquecimento global, que é o aumento contínuo das temperaturas médias da superfície terrestre, é um dos principais motores dessas mudanças e resulta, em grande parte, da intensificação do efeito estufa (WILLIAMS et al., 2020).

O efeito estufa é um processo natural que mantém a Terra em uma temperatura adequada para a vida. Esse fenômeno ocorre quando gases na atmosfera, conhecidos como gases de efeito estufa (GEE), retêm parte do calor irradiado pela superfície da Terra. Esses gases permitem que a radiação solar aqueça o planeta, mas evitam que parte do calor escape para o espaço. Sem esse efeito, a Terra teria uma temperatura média de aproximadamente $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$, tornando-se inabitável. Com a presença do efeito estufa natural, a temperatura média da Terra é de cerca de $15\text{ }^{\circ}\text{C}$, criando condições ideais para a vida (IPCC, 2023).

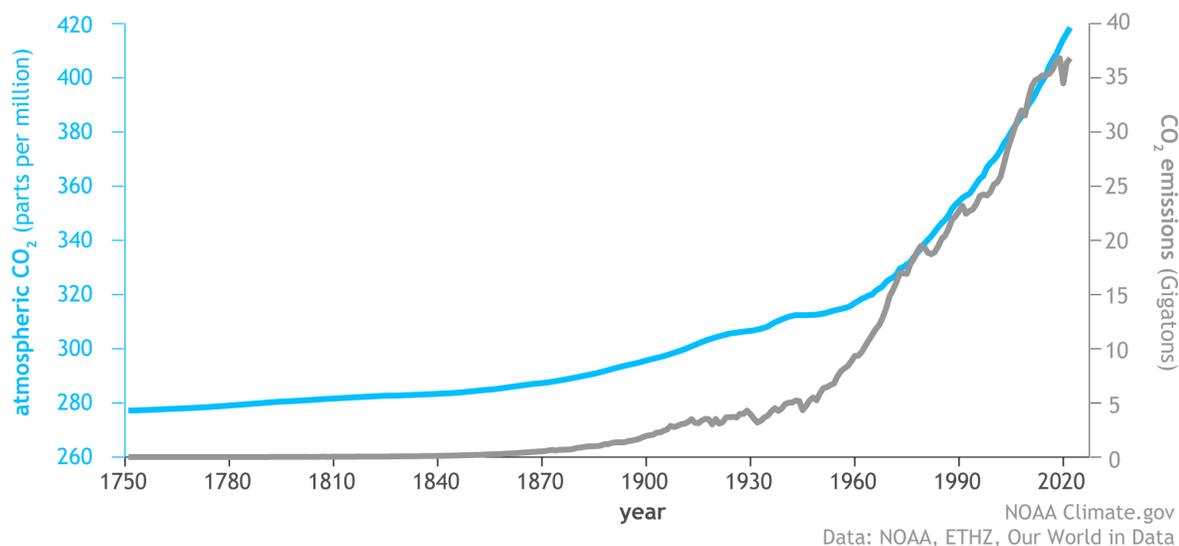
Figura 1 – Ilustração do Efeito Estufa.



Fonte: Junges et al, 2018.

Os principais GEE incluem dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e gases fluorados (como HFCs e CFCs). O dióxido de carbono é o mais abundante e representa uma ameaça crítica devido à sua alta persistência na atmosfera, acumulando-se com o tempo. Sua principal fonte de emissão é a queima de combustíveis fósseis, como petróleo, carvão e gás natural, além de processos industriais e desmatamento. Desde a Revolução Industrial, as concentrações de CO_2 aumentaram de 280 ppm para mais de 410 ppm em 2021, marcando um crescimento alarmante (MMA, 2019; IPCC, 2023).

Figura 2 – Evolução histórica da concentração de CO_2 (linha azul) na atmosfera terrestre comparada às emissões anuais (linha cinza), entre 1751 e 2022.



Fonte: NOAA, 2023.

Através da Figura 2, verifica-se que desde o início da Revolução Industrial, por volta de 1750, a concentração de dióxido de carbono na atmosfera (linha azul) tem aumentado em paralelo com as emissões humanas (linha cinza). Durante o século XIX e início do XX, essas emissões cresceram de forma gradual, atingindo aproximadamente 5 gigatoneladas por ano até meados do século passado. Porém, a partir desse ponto, o ritmo acelerou significativamente, superando 35 bilhões de toneladas anuais no final do século XX.

O metano (CH_4), por sua vez, é mais potente em termos de retenção de calor, sendo cerca de 28 vezes mais eficiente que o CO_2 nesse aspecto, embora tenha uma duração menor na atmosfera. Suas principais fontes incluem a agropecuária, especialmente a criação de gado e o cultivo de arroz, além da decomposição de resíduos em aterros sanitários e da



exploração de gás natural (PERKINS-KIRKPATRICK e LEWIS, 2020). Já o óxido nitroso (N_2O), liberado principalmente pelo uso de fertilizantes nitrogenados e atividades industriais, possui um potencial de aquecimento global cerca de 265 vezes maior que o CO_2 e contribui para a destruição da camada de ozônio (CETESB, 2020). Os gases fluorados, embora presentes em concentrações menores, têm uma capacidade de retenção de calor extremamente alta e uma longa vida útil, sendo utilizados em equipamentos de refrigeração e processos industriais (MMA, 2019).

As mudanças climáticas representam um conjunto complexo de transformações ambientais, que incluem não apenas o aquecimento global, mas também mudanças nos padrões climáticos, como variações na precipitação, maior frequência de eventos extremos, derretimento de geleiras e elevação do nível do mar. Essas mudanças são atribuídas ao aumento das concentrações de GEE na atmosfera, que intensificam o efeito estufa e causam o acúmulo de calor no sistema terrestre (IPCC, 2023).

A intensificação de eventos climáticos extremos, como ondas de calor, é uma consequência direta do aquecimento global, afetando a saúde pública e a infraestrutura urbana, especialmente nas áreas urbanas afetadas pelo fenômeno de ilha de calor (PERKINS-KIRKPATRICK e LEWIS, 2020). O aquecimento antropogênico está associado a secas intensas, como a megasseca na América do Norte, que afeta diretamente a produção agrícola e os recursos hídricos (WILLIAMS et al., 2020). O aumento das temperaturas globais também impacta o ciclo hidrológico. Mudanças sazonais na precipitação e na evaporação comprometem a disponibilidade de água, intensificando a vulnerabilidade à seca e à desertificação, especialmente em regiões com alta variabilidade hídrica (KONAPALA et al., 2020).

O aumento dos níveis de aquecimento pressiona os sistemas de defesa contra inundações, que foram projetados para condições climáticas passadas, tornando-se inadequados para a frequência e magnitude atuais das inundações (CHEN et al., 2023). Para conter o avanço das mudanças climáticas, o Acordo de Paris estabeleceu metas de limitar o aquecimento global a $1,5\text{ }^\circ\text{C}$ acima dos níveis pré-industriais e reduzir drasticamente as emissões de GEE. Para atingir essa meta, cerca de 60% das reservas globais de petróleo e gás e 90% das de carvão deveriam permanecer inexploradas, com a transição para fontes de energia limpa até 2050 (WELSBY et al., 2021). Contudo, os esforços atuais permanecem insuficientes e as emissões continuam em alta, colocando o planeta no caminho para um aquecimento superior a $2\text{ }^\circ\text{C}$, o que traria consequências potencialmente catastróficas (IPCC, 2023).

No Brasil, os efeitos das mudanças climáticas são alarmantes, particularmente para ecossistemas como a Amazônia e o Pantanal, que são críticos para a retenção de carbono. A destruição desses biomas, provocada por desmatamento e queimadas, transforma-os de sumidouros de carbono em fontes líquidas de emissões. Em 2020, o Pantanal experimentou uma das maiores crises de queimadas já registradas, com cerca de 30% de sua vegetação



destruída, o que resultou na liberação de grandes quantidades de CO₂, monóxido de carbono (CO) e material particulado (MP) na atmosfera, afetando não só a região, mas também áreas urbanas próximas (CETESB, 2020).

2.2) POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

A qualidade do ar é fundamental para a saúde humana e para a manutenção dos ecossistemas, influenciando diretamente o bem-estar das populações e o equilíbrio ambiental. A presença de ar limpo, com concentrações mínimas de poluentes, é essencial para reduzir os riscos à saúde pública, minimizar os impactos negativos sobre a fauna e flora e garantir um ambiente propício para o desenvolvimento sustentável (GAO et al., 2023). No entanto, com o avanço da urbanização, o aumento da frota veicular e o crescimento das atividades industriais, a poluição atmosférica se tornou um dos principais desafios globais e urbanos, levando ao aumento das taxas de doenças respiratórias e cardiovasculares e à degradação ambiental (REQUIA et al., 2023).

A poluição do ar compreende a emissão de substâncias como o material particulado (MP), o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de nitrogênio (NO_x) e o ozônio troposférico (O₃), substâncias amplamente documentadas em estudos nacionais e internacionais por seu impacto na saúde e no ambiente. A liberação desses poluentes, principalmente em áreas urbanas densamente povoadas, agrava os problemas respiratórios, cardiovasculares e até neurológicos, afetando de forma desproporcional populações vulneráveis, como idosos e crianças (REQUIA et al., 2024; RANGEL e TOMÉ, 2022).

O material particulado, especialmente o MP_{2,5}, destaca-se entre os poluentes mais prejudiciais devido ao seu potencial de penetração profunda no sistema respiratório, onde pode causar danos crônicos e sistêmicos. Estudos realizados em grandes centros urbanos brasileiros, como São Paulo, mostram que as concentrações de MP_{2,5} aumentam durante períodos de seca, quando a falta de chuvas e as inversões térmicas limitam a dispersão dos poluentes, resultando em picos de poluição que afetam gravemente a população (BRITO et al., 2013; REQUIA et al., 2024). As condições climáticas, como as temperaturas elevadas, também intensificam a formação de ozônio troposférico, um poluente secundário formado por reações químicas entre NO_x e compostos orgânicos voláteis (COVs) na presença de luz solar (CASTELHANO et al., 2022). Esse fenômeno é particularmente problemático em cidades com alta densidade populacional, onde o ozônio troposférico agrava condições como asma e bronquite (RANGEL e TOMÉ, 2022).



A relação entre poluição atmosférica e mudanças climáticas é complexa e bidirecional. A urbanização e o aumento da temperatura global intensificam a concentração de alguns poluentes, como o material particulado e o ozônio, aumentando os riscos à saúde humana e exacerbando os impactos ambientais (PARK et al., 2023). Eventos climáticos extremos, como as ondas de calor e as secas prolongadas, têm potencial para agravar ainda mais a qualidade do ar, limitando a dispersão dos poluentes e favorecendo incêndios florestais em biomas sensíveis da Amazônia e do Cerrado. Esses incêndios, por sua vez, aumentam significativamente os níveis de $MP_{2,5}$ e outros poluentes na atmosfera, com repercussões negativas para a saúde e o meio ambiente (COBELO et al., 2023).

Em termos de saúde pública, a exposição a poluentes atmosféricos está fortemente associada a um aumento de mortalidade por doenças respiratórias e cardiovasculares. No Brasil, há uma correlação significativa entre a elevação de poluentes como o $MP_{2,5}$ e o NO_2 e o aumento das hospitalizações e mortes por doenças respiratórias, especialmente em idosos e crianças (REQUIA et al., 2023). Esses efeitos são agravados em regiões com infraestrutura de saúde insuficiente e em áreas urbanas onde as concentrações de poluentes permanecem elevadas devido ao tráfego intenso e à industrialização (REQUIA et al., 2023). Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a poluição do ar é uma das principais causas de mortalidade evitável em todo o mundo, responsável por milhões de mortes prematuras anualmente (GAO et al., 2023). Uma síntese dos principais poluentes atmosféricos, com suas respectivas fontes e impactos na saúde e no meio ambiente é apresentada na Tabela 1.



Tabela 1 – Síntese dos principais poluentes atmosféricos e seus impactos na saúde e no meio ambiente.

Poluente	Principais Fontes	Impactos na Saúde/Meio Ambiente
Material Particulado (MP)	Queima de combustíveis fósseis, processos industriais, poeira de construção	Problemas respiratórios, cardiovasculares, redução da visibilidade, deposição em ecossistemas
Dióxido de Enxofre (SO ₂)	Queima de combustíveis fósseis, processos industriais	Irritação respiratória, chuvas ácidas que afetam solos e ecossistemas aquáticos
Monóxido de Carbono (CO)	Combustão incompleta de combustíveis fósseis, veículos automotores	Interferência no transporte de oxigênio no sangue, problemas neurológicos
Óxidos de Nitrogênio (NO _x)	Veículos automotores, indústrias, queima de biomassa	Irritação respiratória, formação de ozônio troposférico, chuvas ácidas
Ozônio (O ₃)	Reações químicas na atmosfera envolvendo NO _x e COVs sob luz solar	Problemas respiratórios, danos à vegetação, agravamento de mudanças climáticas
Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)	Evaporação de solventes, emissões de plantas, combustíveis fósseis	Contribuição para a formação de ozônio troposférico e partículas secundárias
Dióxido de Carbono (CO ₂)	Queima de combustíveis fósseis, mudanças no uso da terra	Principal gás de efeito estufa, aquecimento global, mudanças climáticas
Metano (CH ₄)	Agricultura, decomposição de matéria orgânica, extração de combustíveis fósseis	Gás de efeito estufa potente, impacto no aquecimento global

Fonte: Adaptado de OMS, 2024.

No Brasil, políticas de controle e mitigação da poluição atmosférica, como o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE), têm sido implementadas com o intuito de reduzir as emissões de poluentes provenientes do setor de transporte. Embora essas iniciativas tenham alcançado reduções significativas em alguns poluentes, o aumento da frota veicular e o crescimento urbano ainda representam desafios para a qualidade do ar, indicando a necessidade de medidas mais rigorosas e abrangentes para controlar as emissões e melhorar a saúde pública e ambiental (CONAMA, 1986; VASQUES e SILVA, 2022).

Campo Grande, capital do Mato Grosso do Sul, é afetada diretamente pela poluição atmosférica oriunda das queimadas no Pantanal durante a estação seca. Em 2020, os níveis



de material particulado fino ($MP_{2,5}$) na cidade atingiram níveis críticos, comprometendo a qualidade do ar e a saúde da população local. Esse material particulado pode permanecer na atmosfera por períodos prolongados, sendo transportado pelo vento e agravando a poluição em regiões urbanas (INEA, 2016). Além disso, a expansão da frota de veículos em Campo Grande nos últimos 15 anos contribuiu significativamente para as emissões locais de GEE, como CO_2 , CO, NO_x e HC. A dependência do transporte individual motorizado e o uso predominante de combustíveis fósseis intensificam a poluição local, principalmente em áreas de maior tráfego, onde a exposição a poluentes aumenta o risco de problemas respiratórios e cardiovasculares.

O inventário de emissões de gases de efeito estufa do Estado de Mato Grosso do Sul, abrangendo os anos de 2017 e 2018, apresentado na Tabela 2, revela que as emissões do setor de energia resultam majoritariamente de combustíveis em atividades como transporte, indústria e geração de eletricidade, além das chamadas emissões fugitivas, que ocorrem pelo escape de gases durante a produção de combustíveis, como o metano na exploração de gás natural.



Tabela 2 – Categorias, metodologia, fontes de dados, fontes de cálculo e equivalência de CO₂ para o setor de energia e processos industriais.

Categoria	Método	Fonte de dados	Fonte do cálculo	t CO ₂ e	
				2017	2018
Geração de energia	Tier 2	Dados de Geração de energia do Balanço Energético Nacional (EPE, 2022)	Emissões de CO ₂ e = Consumo _{comb} * Fator de Conversão _{comb} * Fator de Emissão _{comb} * GWP(AR ₄) _{gás}	370,42	282,70
Indústrias e Construção	Tier 2	Dados de consumo intermediário de combustíveis, preços médios e volume (IBGE, 2022; SEFAZ/MS, 2022; EPE, 2022)		710.010,03	612.980,13
Transportes	Tier 2	Dados de venda de combustíveis e consumo de biocombustíveis (ANP, 2022; ÚNICA, 2022; SEFAZ/MS, 2022)		2.805.022,44	2.940.941,51
Comércio e Institucional	Tier 2	Dados de consumo intermediário de combustíveis, preços médios e volume (IBGE, 2022; SEFAZ/MS, 2022; EPE, 2022)		108.182,07	88.292,90
Agropecuária	Tier 2	Dados de consumo intermediário de combustíveis, preços médios e volume (IBGE, 2022; SEFAZ/MS, 2022; EPE, 2022)		1.307.351,47	1.388.636,48
Produção de Cimento	Tier 2	Dados de produção de cimento e emissões (SNIC, 2022; SEEG, 2022)	SEEG	229.393,44	222.110,07
Produção de Metais	Tier 2	Dados de produção de Ferro Gusa, Aço e Ferroligas (SEEG, 2022; MME, 2021)	Adaptado conforme referência de magnitude do SEEG (2022)	8.845,95	14.128,95

Fonte: Adaptado de IMASUL, 2022.

Em 2018, o setor de energia foi responsável por 6,65% do total das emissões de CO₂ equivalente no estado. Dentre as categorias analisadas, o transporte se destacou, contribuindo com 58,45% das emissões totais do setor de energia, totalizando aproximadamente 2.940.941,51 toneladas de CO₂e, seguido pela agropecuária, que representou 27,60% (IMASUL, 2022). Esses dados refletem a importância do setor de transporte como uma das principais fontes de gases de efeito estufa no estado e destacam a



relevância de ações de mitigação focadas nessa área para reduzir o impacto ambiental regional.

Dessa forma, compreende-se que as emissões veiculares representam uma das principais fontes de CO₂ em áreas urbanas, contribuindo diretamente para o aquecimento global. Globalmente, estima-se que o setor de transporte seja responsável por cerca de 14% das emissões de GEE, com uma parcela significativa dessas emissões proveniente do transporte rodoviário (MMA, 2019). Em Campo Grande, esse cenário é agravado pelo aumento contínuo da frota que prejudica a qualidade do ar local. De acordo com o Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa (SEEG), Campo Grande emitiu 1.846.349 de toneladas de CO₂ e referente ao setor rodoviário, correspondendo ao 5º lugar no ranking dos 5 maiores emissores dos municípios brasileiros (SEEG, 2024).

Assim, a poluição atmosférica se revela como um problema multidimensional, exigindo uma abordagem integrada que considere tanto as fontes de emissão quanto os impactos climáticos e de saúde pública. Verifica-se a importância de políticas de mitigação eficazes e adaptações urbanas que considerem o crescimento populacional e as mudanças climáticas, além da colaboração intersetorial para reduzir as emissões e proteger a saúde da população brasileira (GAO et al., 2023; CASTELHANO et al., 2022).

2.3) TIPOS DE EMISSÕES

As emissões atmosféricas, definidas como a liberação de substâncias na atmosfera que podem afetar a qualidade do ar e impactar o clima e a saúde humana, representam um componente crucial para a compreensão da poluição atmosférica (GAO et al., 2023; REQUIA et al., 2023). Essas emissões incluem gases, aerossóis e partículas que, dependendo de sua origem e composição, exercem efeitos variados sobre o meio ambiente e a saúde. As emissões podem ser classificadas em diversas categorias, sendo as mais relevantes as emissões antropogênicas e biogênicas, além de emissões naturais e acidentais que contribuem para a variabilidade na composição atmosférica (IPCC, 2023).

As emissões antropogênicas, ou emissões de origem humana, representam a maior parte das contribuições para a poluição atmosférica. Essas emissões estão diretamente relacionadas ao crescimento urbano, ao aumento da frota de veículos e às atividades industriais e energéticas. Os gases de efeito estufa provenientes de fontes antropogênicas, como o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄) e os óxidos de nitrogênio (NO_x), intensificam o efeito estufa e impulsionam o aquecimento global (GAO et al., 2023; REQUIA et al., 2023). As principais fontes dessas emissões incluem a queima de combustíveis fósseis, atividades agrícolas e processos industriais, que liberam grandes



quantidades de CO₂ e outros poluentes que afetam diretamente a qualidade do ar urbano (IPCC, 2023).

No Brasil, o setor de transporte é uma das principais fontes de material particulado e gases poluentes nas cidades, conforme evidenciado em inventários de emissões realizados em São Paulo e Campo Grande (VASQUES e SILVA, 2022; COBELO et al., 2023). Essas emissões não apenas contribuem para a formação de ozônio troposférico e partículas secundárias, mas também exercem um impacto direto sobre a saúde pública, agravando problemas respiratórios e cardiovasculares (RANGEL e TOMÉ, 2022). Devido à constância das atividades industriais e de transporte, as emissões antropogênicas representam um dos maiores desafios para a gestão da qualidade do ar em áreas densamente povoadas (REQUIA et al., 2024).

As emissões biogênicas, provenientes de fontes naturais como vegetação, zonas úmidas e oceanos, incluem a liberação de compostos orgânicos voláteis (COVs) e metano. As plantas, por exemplo, liberam COVs que, quando em altas concentrações, contribuem para a formação de ozônio e partículas secundárias na atmosfera (CASTELHANO et al., 2022). As emissões biogênicas estão relacionadas a processos naturais que permitem a recuperação do CO₂ emitido, assim como dos ciclos naturais de carbono, garantindo a reintegração desse gás ao ambiente de forma equilibrada ao longo do tempo. Condições ambientais, como temperaturas elevadas e disponibilidade de nutrientes, amplificam a emissão de gases biogênicos, especialmente em biomas como a Amazônia, onde as interações com emissões antropogênicas podem intensificar os níveis de poluição atmosférica (RAFFEE et al., 2017).

As emissões biogênicas interagem com poluentes de origem humana, o que pode potencializar seus efeitos na qualidade do ar, especialmente em regiões urbanas próximas a áreas de vegetação. A interação entre emissões biogênicas e antropogênicas intensifica a formação de ozônio, pois compostos orgânicos voláteis biogênicos (COVs), como os emitidos por plantas, reagem com óxidos de nitrogênio (NO_x) provenientes de fontes antropogênicas sob a ação da radiação solar. Esse processo fotoquímico resulta na formação de ozônio troposférico, que contribui para a poluição do ar. Além disso, essas reações também promovem a formação de partículas secundárias, agravando os impactos ambientais e de saúde, como doenças respiratórias e cardiovasculares (COBELO et al., 2023).

Além das emissões antropogênicas e biogênicas, existem também emissões naturais de eventos como erupções vulcânicas, tempestades de poeira e queimadas espontâneas, que liberam grandes quantidades de partículas e gases na atmosfera. Em áreas como o Cerrado brasileiro, incêndios naturais contribuem para a presença de material particulado e gases que influenciam a composição atmosférica regional e podem impactar a qualidade do ar em áreas distantes (COBELO et al., 2023).



Emissões acidentais, por outro lado, incluem vazamentos industriais, incêndios em áreas de armazenamento e acidentes com veículos de carga transportando materiais perigosos. Esses eventos liberam poluentes de forma intensa e concentrada em curto período, o que pode causar impactos graves e imediatos na qualidade do ar, exigindo respostas rápidas para mitigação dos efeitos (GAO et al., 2023).

Além das classificações por origem, as emissões também podem ser categorizadas pelos escopos de emissões, definidos pelo Greenhouse Gas Protocol (WRI, 2015). Essa metodologia organiza as emissões de gases de efeito estufa (GEE) em três categorias principais, considerando tanto as atividades diretas da organização quanto aquelas ao longo de sua cadeia de valor, oferecendo uma estrutura fundamental para relatórios corporativos de emissões (REQUIA et al., 2023).

As emissões do Escopo 1 abrangem aquelas geradas diretamente pelas fontes que pertencem ou são controladas pela organização. Exemplos incluem a queima de combustíveis fósseis em caldeiras, fornos e veículos próprios, além de emissões provenientes de processos industriais que liberam GEE diretamente na atmosfera. Essas emissões são consideradas de maior controle pela organização, pois estão relacionadas às operações internas (IPCC, 2023).

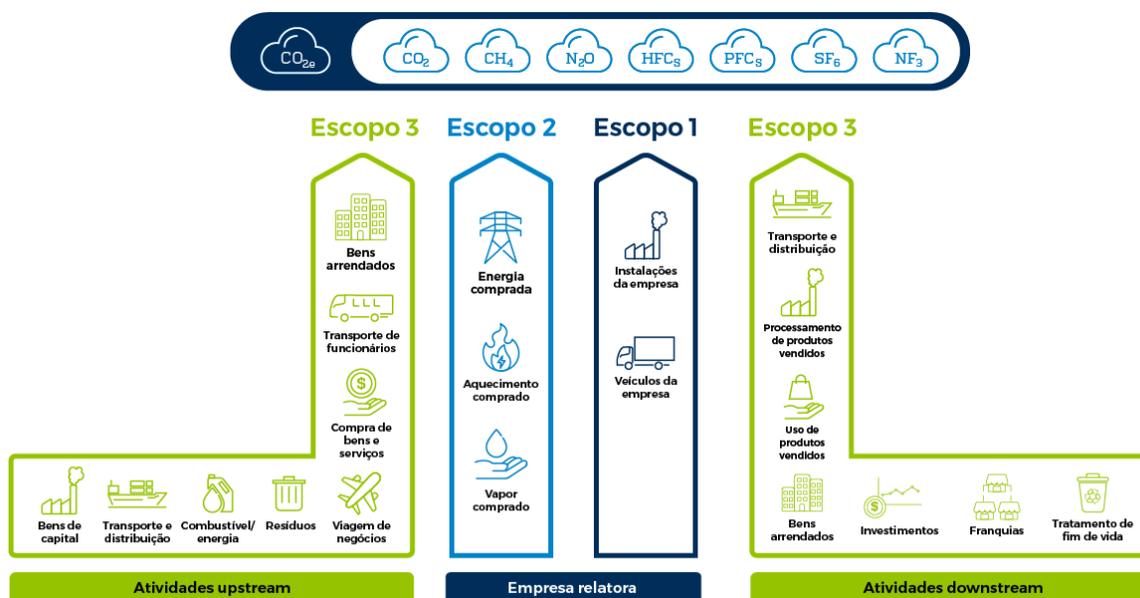
Por outro lado, o Escopo 2 refere-se às emissões indiretas associadas ao consumo de energia elétrica, vapor, aquecimento ou resfriamento adquiridos pela organização. Embora essas emissões não sejam geradas diretamente pela empresa, elas ocorrem em instalações de terceiros responsáveis pela produção dessa energia, o que exige atenção na escolha de fornecedores e fontes de energia renovável (RANGEL e TOMÉ, 2022). A gestão eficiente do Escopo 2 tem sido vista como uma oportunidade estratégica para reduzir a pegada de carbono, especialmente em organizações que dependem intensivamente de eletricidade (GAO et al., 2023).

Já o Escopo 3 inclui todas as outras emissões indiretas ao longo da cadeia de valor da organização, abrangendo tanto atividades anteriores quanto posteriores ao ciclo de vida dos produtos ou serviços. Essas emissões, conhecidas como upstream e downstream, incluem transporte de matérias-primas, viagens de negócios, descarte de resíduos, transporte de mercadorias, e até mesmo o uso final de produtos vendidos (CASTELHANO et al., 2022). O Escopo 3 é, de longe, o mais complexo de quantificar, dado que envolve fatores externos à organização, muitas vezes fora de seu controle direto (VASQUES e SILVA, 2022). Estudos indicam que, em setores como o de bens de consumo, as emissões do Escopo 3 podem representar até 80% da pegada total de carbono de uma empresa (RAFEE et al., 2017).

A Figura 3 ilustra esses três escopos de forma visual, destacando os gases de efeito estufa mais comuns, como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), bem como as atividades associadas a cada escopo. Dividida entre upstream e

downstream, a figura evidencia a amplitude das emissões ao longo da cadeia produtiva, contribuindo para a compreensão e gestão do impacto ambiental de uma organização (IPCC, 2023).

Figura 3 – Escopos de emissões.



Fonte: Deep ESG, 2024.

Essa abordagem é essencial para mapear as emissões e priorizar ações de mitigação. Ela permite identificar os pontos críticos em que é possível implementar estratégias mais eficazes, como a adoção de fontes de energia renovável ou melhorias na eficiência logística (COBELO et al., 2023). No caso do Escopo 3, por exemplo, medidas colaborativas com fornecedores e consumidores podem ajudar a mitigar as emissões ao longo de todo o ciclo de vida do produto, promovendo um modelo mais sustentável de produção e consumo (REQUIA et al., 2023). Essa estrutura integrada de gestão de emissões é fundamental para que empresas atendam às demandas crescentes por responsabilidade ambiental e contribuam de forma significativa para os compromissos globais de redução de GEE, como o Acordo de Paris (WRI, 2015).

Em síntese, as emissões atmosféricas são variadas e influenciadas por uma combinação de fontes humanas e naturais. Com o crescimento das atividades industriais e urbanas, as emissões antropogênicas têm se destacado, impondo desafios significativos para a gestão da qualidade do ar e a proteção da saúde pública. A compreensão das diferentes fontes de emissão é essencial para o desenvolvimento de políticas de mitigação e controle



que visem à melhoria da qualidade do ar e à redução dos impactos climáticos e de saúde (IPCC, 2023; REQUIA et al., 2023).

2.4) EMISSÕES VEICULARES

As emissões veiculares são uma das principais fontes de poluição atmosférica urbana, com impacto significativo na qualidade do ar e no aumento dos gases de efeito estufa (GAO et al., 2023). O processo de combustão em motores veiculares envolve princípios termodinâmicos que determinam tanto a eficiência quanto o perfil de emissão de poluentes (LYU et al., 2021). Ao queimarem combustíveis fósseis como gasolina, diesel e etanol, veículos automotores liberam substâncias como dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos (HC) e material particulado (MP), todos associados a efeitos prejudiciais para a saúde e o meio ambiente (LYU et al., 2021; DAS et al., 2022). Esses poluentes podem causar doenças respiratórias e cardiovasculares, especialmente em áreas com alta densidade de tráfego (REQUIA et al., 2023), além de contribuir para o aquecimento global ao aumentarem a concentração de gases de efeito estufa (GAO et al., 2023).

Os motores de combustão interna são geralmente projetados para operar em dois ciclos termodinâmicos: o ciclo Otto, predominante em motores a gasolina e álcool, e o ciclo Diesel, característico dos motores movidos a diesel (ROSS, 1997; FELICIANO et al., 2023). O ciclo Otto utiliza a ignição por faísca, onde a mistura ar-combustível é comprimida e então inflamada por uma faísca elétrica. Esse processo gera energia mecânica, mas também produz CO e HC devido à combustão incompleta, especialmente em condições de partida a frio e baixas temperaturas (DAVISON et al., 2020).

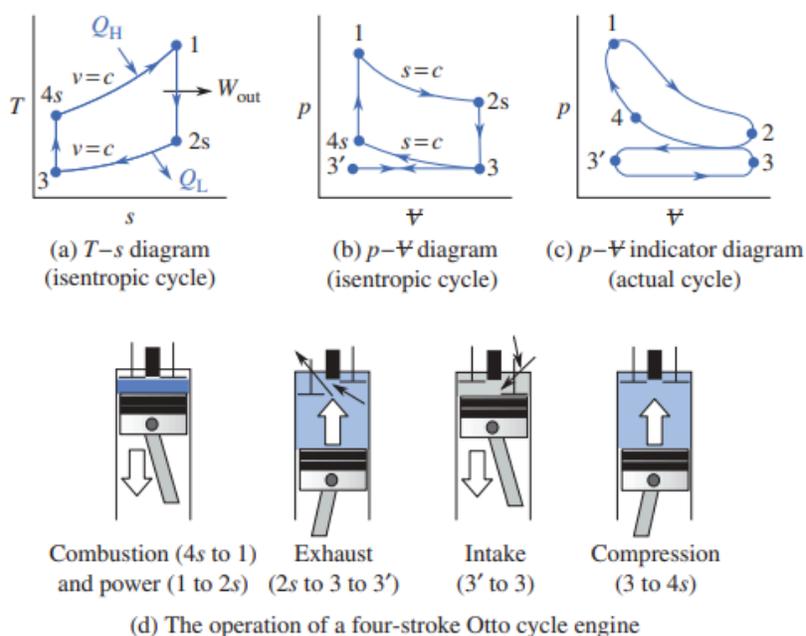
Na etapa de admissão, o pistão desloca-se do ponto morto superior (PMS) para o ponto morto inferior (PMI), permitindo a entrada da mistura ar-combustível no cilindro. Durante esse processo, a válvula de admissão está aberta e a de escape permanece fechada, e a pressão dentro do cilindro é aproximadamente constante (DAVISON et al., 2020). Em seguida, na etapa de compressão, o pistão retorna ao PMS, comprimindo a mistura. Este processo é adiabático, ou seja, não há troca de calor com o ambiente, resultando no aumento significativo da pressão e da temperatura da mistura (ROSS, 1997).

A combustão ocorre no ponto em que a mistura comprimida é inflamada por uma faísca elétrica, aumentando abruptamente a pressão e a temperatura dentro do cilindro em um processo isocórico (volume constante). A energia liberada na combustão é convertida em trabalho mecânico na etapa de expansão, quando o pistão se move novamente do PMS para o PMI, realizando trabalho útil. Este processo também é adiabático, destacando-se como a etapa em que o motor gera potência (FELICIANO et al., 2023). Finalmente, na

etapa de exaustão, o pistão volta ao PMS, expulsando os gases queimados através da válvula de escape em um processo que ocorre a pressão quase constante (DAVISON et al., 2020).

O ciclo Otto é frequentemente representado por diagramas termodinâmicos que auxiliam na compreensão de suas etapas. No diagrama $p-v$ (pressão x volume), é possível observar o trabalho útil realizado pelo motor, representado pela área interna das curvas. No diagrama $T-s$ (temperatura x entropia), destacam-se os processos adiabáticos de compressão e expansão, além das variações de calor absorvido e rejeitado. No entanto, o ciclo real difere do ideal devido a fatores como perdas por atrito, dissipação de calor e combustão incompleta (ROSS, 1997).

Figura 4 – Ciclo Otto.



Fonte: Balmer, 2011.

Em termos de eficiência, o ciclo Otto depende da razão de compressão, que é a relação entre o volume total e o volume mínimo dentro do cilindro. Apesar da maior razão de compressão resultar em maior eficiência, fatores práticos como superaquecimento e pré-ignição limitam esse aumento.

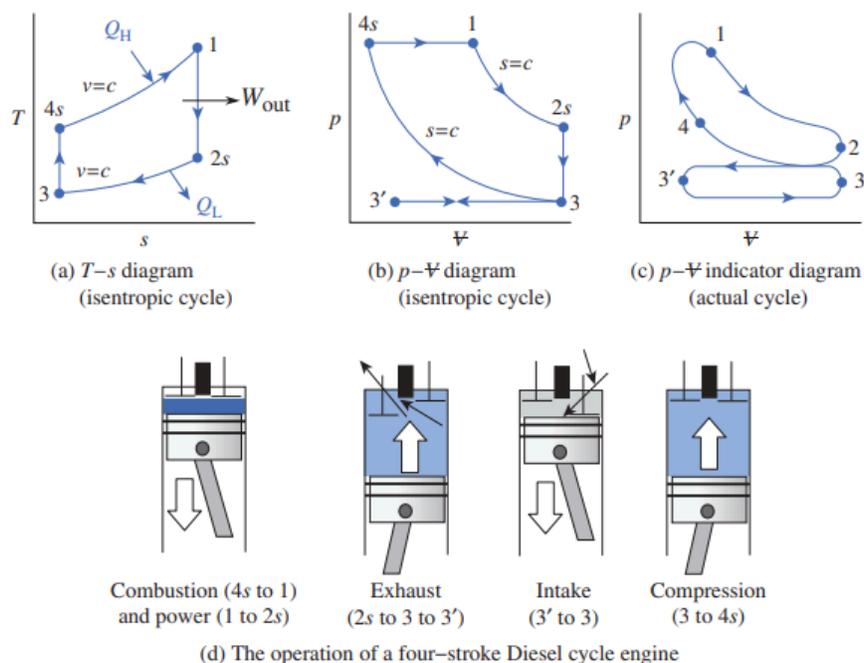
Os motores a combustão baseados no ciclo Otto também produzem emissões significativas de monóxido de carbono (CO) e hidrocarbonetos (HC), especialmente

durante a partida a frio, quando a temperatura é insuficiente para garantir a combustão completa. Essas emissões são uma das principais preocupações ambientais associadas ao uso desses motores, principalmente em áreas urbanas densamente povoadas (DAVISON et al., 2020).

A Figura 4 ilustra esse funcionamento do ciclo Otto por meio dos diagramas e esquemas das etapas do motor, permitindo uma visão detalhada das transformações termodinâmicas e mecânicas que ocorrem ao longo do ciclo. Essa representação é essencial para compreender os princípios físicos que regem a operação dos motores e seus impactos no desempenho e nas emissões.

No ciclo Diesel, usado em motores de ignição por compressão, o ar é comprimido a temperaturas elevadas, promovendo a autoignição do combustível injetado sem a necessidade de faísca. Nesse ciclo, o ar é comprimido no cilindro a pressões e temperaturas elevadas, suficientes para causar a autoignição do combustível quando este é injetado. O funcionamento pode ser descrito termodinamicamente pelas etapas representadas na Figura 5, que incluem a compressão do ar, injeção e combustão do combustível, expansão e exaustão dos gases residuais.

Figura 5 – Ciclo Diesel.



Fonte: Balmer, 2011.



Durante a compressão adiabática (3-4s), o ar no cilindro é comprimido, elevando sua pressão e temperatura. Quando o combustível é injetado na câmara de combustão, a mistura ocorre sob condições de alta temperatura, iniciando a combustão (4s-1). Esse processo gera um aumento significativo de pressão e energia térmica, que é convertida em energia mecânica durante a expansão (1-2s). A exaustão dos gases ocorre em 2s-3s, completando o ciclo (BALMER, 2011).

O ciclo Diesel é reconhecido por sua eficiência térmica superior, resultado das altas razões de compressão utilizadas, que geralmente variam entre 14:1 e 22:1. No entanto, essas mesmas condições de operação levam à formação de poluentes como óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP). Os NO_x são formados devido às altas temperaturas na câmara de combustão, enquanto o material particulado resulta da combustão incompleta do combustível, especialmente em regimes de operação de baixa carga (PACURA et al., 2024).

Os motores Diesel modernos têm adotado tecnologias como recirculação dos gases de escape (EGR) e catalisadores seletivos (SCR) para reduzir emissões de NO_x e MP. Além disso, o ciclo Miller, uma variação do ciclo Diesel, foi implementado em motores pesados para melhorar a eficiência e reduzir emissões. Essa modificação ajusta os tempos de abertura das válvulas de admissão, limitando as perdas térmicas e mitigando a formação de poluentes (WANG et al., 2023; SMOLENSKAYA, 2019).

A composição das emissões veiculares varia de acordo com o tipo de combustível utilizado. Em veículos a gasolina, as emissões de CO e HC são geralmente mais altas devido à suscetibilidade à combustão incompleta em condições variáveis (OLIVEIRA et al., 2022; FELICIANO et al., 2023). Os motores a diesel, apesar de serem mais eficientes, emitem maiores quantidades de NO_x e MP, ambos críticos para a qualidade do ar urbano (PACURA et al., 2024). O etanol, amplamente utilizado no Brasil, é uma alternativa que reduz as emissões de CO e HC, embora possa aumentar a liberação de aldeídos, compostos que também são prejudiciais à saúde (ROSS, 1997; GAO et al., 2023).

As motocicletas, que têm se tornado uma alternativa popular em áreas urbanas, apresentam padrões de emissão específicos. Motores de dois tempos, comuns em motocicletas, são leves e eficientes para curtas distâncias, mas produzem mais HC e CO devido à combustão menos eficiente. Além disso, a ausência de sistemas de controle de emissões em muitos modelos de motocicletas agrava a poluição urbana, especialmente em áreas com alta concentração de motocicletas (DAVISON et al., 2020; LYU et al., 2021).

As emissões veiculares podem ser classificadas em várias categorias com base em sua origem e na forma como são liberadas na atmosfera. As emissões de escapamento ocorrem como resultado direto da combustão no motor e incluem CO_2 , NO_x , HC e MP. A composição e a quantidade desses poluentes dependem do tipo de motor e combustível, bem como das condições de operação do veículo. Em motores a gasolina, as emissões de



CO e HC são geralmente mais altas, enquanto motores a diesel produzem mais NO_x e material particulado (PACURA et al., 2024; OLIVEIRA et al., 2022).

Já as emissões evaporativas ocorrem pela evaporação dos vapores de combustível, particularmente em dias quentes. Compostos voláteis evaporam do sistema de combustível e são liberados na atmosfera, onde contribuem para a formação de ozônio e smog fotoquímico. Em veículos modernos, sistemas como canisters de carvão ativado capturam esses vapores e os redirecionam para o motor, onde são queimados durante o processo de combustão (FELICIANO et al., 2023). Durante o funcionamento do motor, o cárter armazena o óleo lubrificante, e gases do combustível não queimado podem escapar para a atmosfera. Esses gases aumentam as emissões de HC e são controlados em veículos modernos através do sistema de ventilação positiva do cárter (PCV), que redireciona esses gases de volta para o motor para serem queimados.

Com o aumento do tráfego urbano, as emissões de partículas provenientes do desgaste dos freios e pneus têm se tornado uma fonte significativa de poluição. Durante o processo de frenagem, partículas metálicas e outros materiais são liberados e contribuem para a concentração de material particulado em suspensão, afetando especialmente as áreas de tráfego intenso (DAVISON et al., 2020).

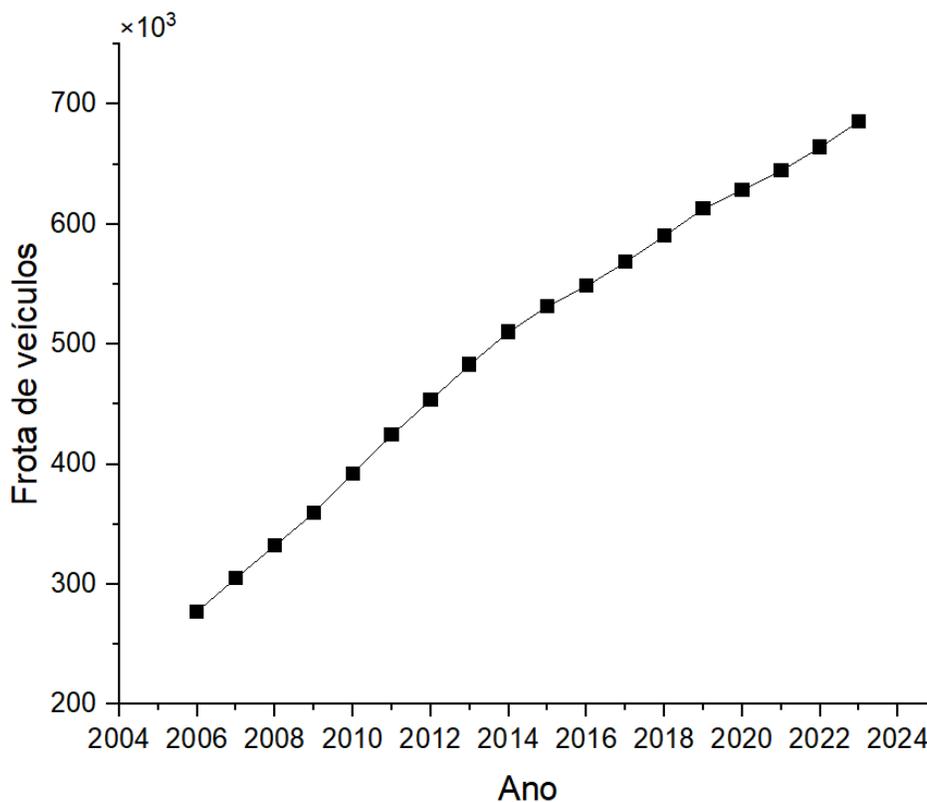
O aumento da frota de veículos, especialmente em áreas urbanas, tem exacerbado a concentração de poluentes atmosféricos, como NO_x , CO e material particulado. Esses poluentes interagem na atmosfera e contribuem para a formação de ozônio troposférico e outros poluentes secundários, resultando em um ar menos saudável e aumentando a carga de doenças respiratórias e cardiovasculares na população. Em cidades como São Paulo, estudos indicam que a poluição veicular é a principal fonte de material particulado, especialmente em períodos de seca, quando a dispersão dos poluentes é limitada pelas condições meteorológicas (REQUIA et al., 2023).

Para mitigar o impacto das emissões veiculares, tecnologias de pós-tratamento, como os conversores catalíticos e filtros de partículas, têm sido amplamente utilizadas. Nos veículos a gasolina, os conversores catalíticos ajudam a oxidar o CO e HC em CO_2 e H_2O , enquanto os sistemas de redução seletiva (SCR) são aplicados em veículos a diesel para reduzir os níveis de NO_x , transformando-os em nitrogênio e água (DAVISON et al., 2020). Além disso, o uso de tecnologias como injeção direta e sistemas de mistura contribuem para melhorar a eficiência dos motores e reduzir emissões, promovendo um uso mais sustentável dos combustíveis. Apesar dos aprimoramentos nas tecnologias automotivas, o crescimento da frota e a intensificação de seu uso comprometem os benefícios obtidos com os avanços tecnológicos (CETESB, 2019).

2.5) EVOLUÇÃO DA FROTA DE VEÍCULOS

A frota de veículos automotores no Brasil tem crescido substancialmente nas últimas décadas, impulsionada por fatores econômicos, sociais e governamentais. Esse aumento tem implicações diretas para a qualidade do ar, a mobilidade urbana e o aumento de gases de efeito estufa. No contexto local, a análise da evolução da frota veicular em Campo Grande entre 2006 e 2023 revela um crescimento de 132,42% no número de veículos, segundo dados do Departamento Estadual de Trânsito (DETRAN) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Esse aumento significativo é representado na Figura 6 e evidencia a importância de desenvolver inventários de fontes móveis poluidoras, os quais são fundamentais para avaliar a contribuição da frota de veículos na poluição atmosférica da cidade (IBGE, 2023).

Figura 6 – Evolução do número de veículos em Campo Grande.



Fonte: IBGE, 2024.



Com o crescimento da frota em Campo Grande e em outras grandes cidades brasileiras, aumentaram também os impactos negativos, como congestionamentos, maior tempo de deslocamento e a redução da mobilidade urbana. Entre os principais efeitos ambientais desse crescimento está a intensificação da poluição atmosférica, especialmente pela emissão de dióxido de carbono (CO_2), óxidos de nitrogênio (NO_x) e material particulado (MP), poluentes diretamente associados à saúde pública e ao aquecimento global (DAVISON et al., 2020; REQUIA et al., 2023).

A expansão da frota no Brasil como um todo reflete políticas de incentivo ao consumo, como a redução de impostos e o crédito facilitado, que aumentaram o acesso ao transporte privado, especialmente a partir dos anos 2000. Dados do IBGE indicam que a frota nacional cresceu de aproximadamente 30 milhões de unidades em 2001 para mais de 100 milhões em 2020. Esse aumento de mais de 200% acompanha o desenvolvimento econômico, a urbanização e a expansão da classe média, que passaram a ter maior poder de compra de veículos (IBGE, 2020; PARK et al., 2023).

Entre os fatores que contribuíram para a expansão da frota no país, destaca-se a infraestrutura urbana projetada para veículos automotores, os custos relativamente acessíveis dos combustíveis e a predominância de políticas que favorecem o uso de automóveis, em detrimento de alternativas de transporte público e outras modalidades de mobilidade urbana (VASQUES e SILVA, 2022). Além disso, fatores externos, como a força da indústria automobilística nacional, uma dispersão geográfica que favorece o transporte individual e uma cultura que prioriza o automóvel como símbolo de status, também têm influência significativa nesse aumento da frota (DAVISON et al., 2020; SMOLENSKAYA, 2019).

O aumento da frota veicular tem um impacto direto nas emissões atmosféricas, uma vez que a maioria dos veículos no Brasil ainda depende de combustíveis fósseis, como gasolina e diesel. Em Campo Grande, o crescimento da frota tem resultado em concentrações mais elevadas de poluentes, especialmente em áreas de tráfego intenso. As regiões metropolitanas, incluindo Campo Grande, enfrentam desafios ambientais devido ao aumento da poluição veicular, sendo o material particulado (MP), NO_x e HC os principais poluentes emitidos, com efeitos nocivos à saúde e ao meio ambiente (REQUIA et al., 2023).

Diante disso, a elaboração de inventários de emissões de fontes móveis é essencial para monitorar e avaliar o impacto da frota veicular sobre a poluição atmosférica local. Esses inventários são ferramentas cruciais para políticas públicas e para o planejamento de estratégias de mitigação de emissões, pois permitem identificar as categorias de veículos e os tipos de poluentes mais impactantes. A cidade de Campo Grande, com sua frota em



crescimento, representa um exemplo evidente da necessidade de tais inventários para apoiar a tomada de decisões ambientais e de saúde pública. Diante dessa realidade, a implementação de políticas de mobilidade sustentável e o incentivo a meios de transporte alternativos são ações essenciais para minimizar os impactos ambientais e os custos de saúde pública associados à expansão da frota automotiva (GAO et al., 2023).

2.6) INVENTÁRIOS DE EMISSÕES

Os inventários de emissões atmosféricas são ferramentas fundamentais para o monitoramento e controle da poluição do ar. Eles consistem em registros sistemáticos das quantidades de poluentes lançados na atmosfera por diversas fontes, e sua elaboração permite a obtenção de uma visão detalhada sobre os principais contribuintes para a degradação da qualidade do ar. Com esses dados, é possível traçar perfis de emissão, identificar áreas críticas e desenvolver políticas e estratégias específicas para mitigar os impactos ambientais e proteger a saúde pública (GAO et al., 2023).

A importância dos inventários de emissões reside na sua capacidade de fornecer informações detalhadas e específicas sobre as fontes e tipos de poluentes. Com os dados de inventários, é possível planejar e implementar políticas ambientais mais eficazes e criar padrões de qualidade do ar com base em evidências concretas. Esses inventários são particularmente úteis para acompanhar a evolução das emissões ao longo do tempo e medir a eficácia de políticas de controle de poluição e regulamentações ambientais. Além disso, a elaboração de inventários contribui para a conscientização pública sobre o impacto das emissões e os desafios ambientais enfrentados pelas comunidades urbanas e rurais (DAVISON et al., 2020).

Os inventários de emissões são classificados principalmente em dois tipos, de acordo com as fontes de emissão. Os inventários de fontes fixas contabilizam as emissões provenientes de fontes estacionárias, como indústrias, usinas de energia, fábricas e outras instalações que operam em locais fixos. As fontes fixas são responsáveis por uma grande parte das emissões de poluentes atmosféricos, especialmente óxidos de enxofre (SO_x), partículas e compostos orgânicos voláteis (COVs), resultantes da queima de combustíveis fósseis em processos industriais (INEA, 2016). Esses inventários permitem um controle mais preciso das emissões industriais e possibilitam o desenvolvimento de regulamentações específicas para setores que causam maiores impactos ambientais (REQUIA et al., 2023).

Já os inventários de fontes móveis englobam as emissões geradas por veículos automotores, como automóveis, caminhões, ônibus e motocicletas, além de outras fontes móveis, como embarcações e aeronaves. As fontes móveis são responsáveis por uma fração significativa da poluição urbana, principalmente em áreas metropolitanas, onde o transporte



rodoviário é intenso. Os poluentes comuns emitidos por essas fontes incluem dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos (HC) e material particulado (MP), que têm impacto direto na qualidade do ar e na saúde humana (VASQUES e SILVA, 2022; GAO et al., 2023). Inventários de fontes móveis ajudam a identificar os setores de transporte que mais contribuem para as emissões e orientam a implementação de políticas de mobilidade sustentável.

Além das fontes fixas e móveis, existem as fontes biogênicas e fontes naturais, que contabilizam as emissões de compostos orgânicos voláteis e partículas resultantes de atividades biológicas, como a decomposição da matéria orgânica, e de eventos naturais, como incêndios florestais e erupções vulcânicas. Embora esses tipos de emissões sejam naturais, eles interagem com os poluentes antropogênicos, aumentando as concentrações de ozônio e de partículas em suspensão nas áreas urbanas próximas a essas fontes (DAVISON et al., 2020).

A aplicação prática dos inventários de emissões permite uma análise detalhada da qualidade do ar, oferecendo dados para a modelagem atmosférica e a previsão de episódios críticos de poluição. Esses inventários auxiliam na implementação de planos de ação, como restrições temporárias à circulação de veículos em áreas de alta concentração de poluentes, incentivos para a adoção de tecnologias mais limpas e regulação das emissões industriais (REQUIA et al., 2023). Em cidades como Campo Grande, a elaboração de inventários de emissões, especialmente de fontes móveis, é essencial para orientar políticas públicas e melhorar a gestão da qualidade do ar.

Vale destacar o inventário global EDGAR (Emissions Database for Global Atmospheric Research), um banco de dados independente e multifuncional que reúne informações sobre as emissões antropogênicas de gases de efeito estufa e poluentes atmosféricos em escala global. O EDGAR fornece estimativas de emissões que são independentes das relatadas pelos Estados-Membros da União Europeia e das Partes na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (CQNUMC), utilizando estatísticas internacionais e uma metodologia consistente do Joint Research Centre (JRC). Esse banco de dados apresenta emissões tanto em totais nacionais quanto em mapas de grade com resolução de $0,1 \times 0,1$ grau, disponíveis em dados anuais, mensais e horários, permitindo uma visão detalhada das emissões em nível global (European Commission, 2024).



2.7) INVENTÁRIO DE FONTES VEICULARES

O inventário de emissões veiculares é uma ferramenta essencial para monitorar e quantificar as emissões de poluentes provenientes de veículos automotores, desempenhando um papel fundamental no gerenciamento da qualidade do ar e na formulação de políticas ambientais. A criação desses inventários permite identificar as principais fontes de poluição relacionadas ao transporte e estimar a quantidade de poluentes lançados na atmosfera, contribuindo para o entendimento do impacto das fontes móveis sobre o meio ambiente e a saúde pública (RAFFEE et al., 2017; CETESB, 2020).

O inventário de emissões veiculares fornece um panorama detalhado sobre as emissões associadas ao setor de transporte, permitindo identificar as categorias de veículos, tipos de combustíveis, e padrões de uso que mais contribuem para a poluição atmosférica. Com essas informações, gestores ambientais e formuladores de políticas podem desenvolver ações de controle e mitigação mais direcionadas, como a implementação de zonas de baixa emissão e o incentivo a combustíveis menos poluentes. Além disso, os inventários auxiliam no acompanhamento da evolução das emissões ao longo do tempo, permitindo avaliar a eficácia de medidas de controle e monitorar a conformidade com os padrões de qualidade do ar estabelecidos (MMA, 2019; CETESB, 2020).

Em face do cenário atual, observa-se que as emissões veiculares ultrapassam fronteiras geográficas e/ou políticas, já que os gases emitidos são propagados pela atmosfera conforme as condições meteorológicas, representando um desafio contínuo e abrangente (INEA, 2016).

À vista disso, os inventários de emissões veiculares são umas das ferramentas mais estratégicas de gestão ambiental e de controle da poluição, uma vez que possuem o objetivo de caracterizar as emissões de fontes poluidoras pela frota de veículos automotores em uma área geográfica, num determinado período de tempo, segundo uma metodologia adequada (CETESB, 2019). Assim, o fornecimento de estimativas de dados entre as emissões e concentrações ambientais de poluentes de origem veicular, proporciona a mensuração da contribuição de emissão da frota veicular da região estudada. Nessa perspectiva, tem-se diversas aplicações que podem ser realizadas com a execução de um inventário, tais como estimar, com assistência de modelagens numéricas, os efeitos das emissões na qualidade do ar, identificar medidas potenciais de redução e determinar tendências de emissões futuras.

Para desenvolver um inventário de emissões veiculares preciso, são empregadas metodologias de estimativa que incluem as abordagens bottom-up e top-down, cada uma com características e aplicações específicas. A abordagem bottom-up envolve a coleta de dados específicos sobre a frota de veículos, incluindo características como tipo de motor, idade do veículo, tipo de combustível, intensidade de uso e a distância percorrida, sendo altamente detalhada e utilizando fatores de emissão específicos para cada tipo de veículo



por unidade de distância percorrida (CETESB, 2019). Cada veículo é analisado individualmente, e as emissões totais são somadas a partir desses dados específicos, permitindo calcular emissões de forma segmentada, o que resulta em maior precisão. Esse método é amplamente utilizado em estudos locais e regionais onde a precisão das emissões é fundamental para a análise (CETESB, 2020). Já a abordagem top-down, ao contrário da abordagem bottom-up, utiliza dados mais abrangentes, como o consumo total de combustível em uma região ou dados econômicos gerais como a totalização de emissões a partir do volume de combustíveis consumidos na região, dado pela queima de combustível nos veículos, para estimar as emissões. Essa abordagem é útil para avaliações em larga escala, como em inventários nacionais, onde dados específicos para cada veículo podem ser difíceis de obter. A metodologia top-down é menos detalhada e utiliza fatores de emissão médios, o que pode resultar em menor precisão, especialmente em áreas urbanas com alta densidade de veículos. No entanto, é eficaz para avaliações rápidas e para determinar tendências gerais de emissão em grandes regiões (MMA, 2019; RAFFEE et al., 2017).

A escolha da metodologia depende do escopo do inventário e da disponibilidade de dados: enquanto a abordagem bottom-up oferece maior detalhamento e precisão, a top-down é mais prática para análises amplas e de grandes escalas.

Um inventário de emissões veiculares leva em consideração uma série de fatores específicos para cada tipo de veículo e combustível. Os principais componentes de um inventário incluem os tipos de emissões e fatores de emissão, que representam a quantidade média de poluentes emitida por unidade de atividade, como quilômetro rodado. Fatores de emissão específicos para cada categoria de veículo e tipo de combustível são essenciais para obter estimativas precisas e confiáveis. Além disso, as atividades dos veículos, com dados como quilometragem percorrida e intensidade de uso, são incorporadas para refletir com precisão o uso real dos veículos, bem como o perfil da frota veicular, caracterizada pela composição da frota em termos de idade, tipo de motor (gasolina, diesel, etanol), e categoria (carros, motocicletas, caminhões, etc.) influencia diretamente o perfil de emissão. Veículos mais antigos tendem a emitir mais poluentes, devido à menor eficiência e à ausência de tecnologias de controle de emissões. Quanto mais segmentada for a frota veicular estudada e suas características, como tipo de combustível, assim como a utilização de fatores de emissão confiáveis e atuais, maior a probabilidade de se obter um inventário adequado e proveitoso.

À vista disso, os inventários de emissões veiculares são essenciais para a modelagem da qualidade do ar, permitindo prever a dispersão de poluentes e identificar áreas de alta concentração. Ainda, esses inventários fornecem uma base de dados crucial para o desenvolvimento de políticas de mobilidade sustentável, como o incentivo ao transporte público e a regulamentação das emissões para novos veículos. Em Campo Grande, por exemplo, um inventário detalhado de emissões veiculares permite identificar os principais contribuintes para a poluição atmosférica local e auxiliar na implementação de



medidas de controle mais eficazes, como a restrição de veículos pesados em determinadas áreas ou a criação de zonas de baixa emissão (CETESB, 2020; MMA, 2019).

2.8) POLÍTICAS DE MITIGAÇÃO E LEGISLAÇÃO DE CONTROLE DA QUALIDADE DO AR

O crescimento acelerado da frota de veículos no Brasil tem gerado desafios para a manutenção da qualidade do ar, impactando diretamente a saúde e a qualidade de vida da população. Para enfrentar esses desafios, o governo brasileiro instituiu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR) por meio da Resolução CONAMA n.º 5 de 1989. Esse programa estabelece diretrizes e estratégias para minimizar as emissões de poluentes atmosféricos, com foco nas áreas urbanas, onde a densidade veicular e as emissões são mais intensas (INEA, 2016).

Dentro do PRONAR, foram criados programas específicos de controle de poluição atmosférica relacionados aos veículos automotores e motocicletas, administrados pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Entre eles, destacam-se o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) e o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas e Veículos Similares (PROMOT). Ambos os programas visam reduzir os níveis de emissão de poluentes, atendendo aos Padrões de Qualidade do Ar estabelecidos para o Brasil, e promover o desenvolvimento tecnológico em engenharia automotiva, métodos de ensaio e equipamentos para medição de poluentes (MMA, 2013).

O PROCONVE tem como objetivos principais reduzir as emissões de poluentes por veículos automotores, alinhando-se aos padrões internacionais de qualidade do ar e contribuindo para a adaptação da legislação às realidades brasileiras. Esse programa estabelece etapas de controle com valores limites de emissão, qualidade de combustíveis e prazos progressivos, permitindo uma adaptação gradual da indústria automobilística às normas nacionais. Além disso, o PROCONVE introduziu programas de inspeção e manutenção para veículos em uso, campanhas de conscientização pública sobre a poluição veicular, e a promoção da melhoria das características técnicas dos combustíveis, buscando reduzir as emissões desde a fase de produção até o consumo final (INEA, 2016; CETESB, 2020).

O PROMOT, por sua vez, foi implementado com foco nas emissões provenientes de motocicletas e veículos de pequeno porte, que cresceram de forma significativa nas áreas urbanas, especialmente devido à demanda por serviços de entrega. O programa visa o



controle das emissões desses veículos, estabelecendo padrões específicos para os níveis de CO, HC e NO_x emitidos, alinhando-se também às normas internacionais e promovendo o desenvolvimento de tecnologias menos poluentes para esses segmentos (MMA, 2013).

No Brasil, a regulamentação da qualidade do ar é estabelecida pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que define os padrões nacionais de qualidade do ar por meio da Resolução CONAMA n.º 491/2018. Essa resolução alinha-se às diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) e estipula limites para a concentração de poluentes como material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}), dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂), monóxido de carbono (CO) e ozônio (O₃). Esses limites visam proteger a saúde humana e reduzir a exposição a altos níveis de poluição atmosférica, especialmente em grandes centros urbanos (CONAMA, 2018).

Além disso, a CETESB, órgão responsável pelo monitoramento e controle da qualidade do ar no estado de São Paulo, adota esses padrões e implementa programas locais, como o Programa de Redução da Poluição Veicular, que inclui inspeções de emissões, monitoramento contínuo e ações para restringir a circulação de veículos altamente poluentes. A CETESB também promove ações para incentivar o transporte coletivo e tecnologias menos poluentes, com o objetivo de reduzir a poluição veicular e melhorar a qualidade do ar (CETESB, 2020).

A legislação brasileira também promove o uso de tecnologias mais limpas e combustíveis alternativos como medidas de mitigação. O Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB), por exemplo, incentiva o uso de biodiesel, que emite menos poluentes em comparação ao diesel tradicional, enquanto o incentivo ao etanol, amplamente utilizado em veículos flex-fuel no Brasil, reduz as emissões de CO e HC, contribuindo para um transporte mais sustentável (MMA, 2019).

Ademais, o governo tem fomentado o uso de veículos elétricos e híbridos como uma alternativa de baixo impacto ambiental, especialmente para grandes centros urbanos. Esses veículos produzem menores emissões diretas, auxiliando na redução da concentração de poluentes atmosféricos.



Tabela 3 – Principais programas e suas diretrizes no Brasil.

Programa	Diretrizes
PRONAR	Estabelecer diretrizes gerais para a qualidade do ar no Brasil, com foco em áreas urbanas.
PROCONVE	Reduzir as emissões de poluentes por veículos automotores, com limites progressivos e adaptação tecnológica.
PROMOT	Controlar as emissões de motocicletas e veículos similares, promovendo tecnologias menos poluentes.
PNPB	Incentivar o uso de biodiesel como alternativa ao diesel convencional, com menor emissão de poluentes.
Resolução CONAMA n.º 491/2018	Definir padrões nacionais de qualidade do ar alinhados às diretrizes da OMS para proteger a saúde.
Programa de Redução da Poluição Veicular (CETESB)	Monitorar e reduzir as emissões de veículos no estado de São Paulo por meio de inspeções e incentivos ao transporte coletivo.

Fonte: MMA, 2024.

Embora as políticas de mitigação e os programas de controle sejam essenciais para a melhoria da qualidade do ar, sua implementação enfrenta desafios, incluindo a necessidade de uma infraestrutura adequada para inspeção e monitoramento, além de maior integração entre as esferas governamentais. As grandes cidades brasileiras, em particular, continuam a enfrentar problemas com a dependência de veículos automotores individuais e o crescimento contínuo da frota. Nesse contexto, o incentivo a sistemas de transporte coletivo eficientes e de baixa emissão é uma alternativa essencial para enfrentar os desafios ambientais e alcançar os padrões de qualidade do ar estabelecidos.

Dessa forma, as políticas de mitigação e a legislação de controle da qualidade do ar no Brasil, representadas por programas como o PRONAR, PROCONVE e PROMOT, refletem esforços contínuos para reduzir as emissões de poluentes e proteger a saúde pública. A adaptação contínua a padrões internacionais e o incentivo a tecnologias mais limpas e alternativas de transporte sustentáveis são etapas fundamentais para enfrentar a poluição urbana e os desafios ambientais futuros.



3) METODOLOGIA

A partir da análise de metodologias de trabalhos anteriores para inventários de emissões antropogênicas locais, utilizou-se o método de estimativa bottom-up, que considera a frota veicular circulante, obtida pelo Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN), os fatores de emissão, que são calculados com base nos experimentos no interior de túneis localizados na cidade de São Paulo, e a intensidade média do uso de veículos, que devido à grande incerteza relacionadas aos valores de intensidade de uso, foram determinadas por intermédio das estimativas do relatório do inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários desenvolvidos pelo Instituto de Energia e Meio Ambiente, além dos dados do DENATRAN e Agência Nacional de Petróleo.

Além disso, para os valores sobre o consumo médio do combustível por tipo de veículo para região metropolitana de Campo Grande foram utilizados os dados do SINPETRO - Sindicato do Comércio Varejista de Combustíveis, Lubrificantes e Lojas de Conveniência de Mato Grosso do Sul. Para as motocicletas, considerou-se o valor médio obtido a partir dos fatores de emissão de CO₂, no qual foi utilizado o método do balanço de carbono, a partir do inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários. Para a espacialização do número de veículos em cada ponto da grade da área, que será utilizada nos experimentos numéricos, aplicou-se o arquivo com a intensidade de luzes noturnas, que leva em consideração a dimensão da ocupação urbana.

3.1) CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A cidade de Campo Grande está localizada geograficamente no centro do estado do Mato Grosso do Sul, no qual corresponde a sua capital. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) o município possui uma área de unidade territorial de 8.082,978 km², que corresponde a 2,26% da área estadual.

Tabela 4 – Área territorial oficial de Mato Grosso do Sul e Campo Grande.

Unidade da federação	Área (km ²)
Mato Grosso do Sul	357.145,534
Campo Grande	8.082,978

Fonte: IBGE, 2022.

Situada próxima ao divisor de águas das bacias hidrográficas dos rios Paraná e Paraguai, a cidade possui altitude entre 500 e 675 metros, com coordenadas geográficas de 20°28'13" de latitude sul e 54°37'26" de longitude oeste. Essa localização geográfica confere ao município uma combinação singular de características ambientais e climáticas, influenciando diretamente a dinâmica ecológica e urbana da região (PLANURB, 2020).

Figura 7 – Mapa de Campo Grande em relação ao estado de Mato Grosso do Sul e ao Brasil.



Fonte: EcoPrime, 2010.

A geologia local é marcada por camadas sedimentares e rochas basálticas, resultado de processos geológicos que moldaram o planalto da Serra de Maracaju. Essa formação geomorfológica funciona como um divisor natural, delineando os fluxos das bacias hidrográficas. O relevo, de topografia suavemente ondulada, facilita a drenagem natural e, ao mesmo tempo, contribui para o desenvolvimento da vegetação adaptada ao solo do Cerrado, que, em Campo Grande, é composto por Latossolos e Neossolos. Os Latossolos, profundos e bem drenados, são adequados para a agricultura com manejo adequado, enquanto os Neossolos, mais arenosos, exigem técnicas de correção para serem aproveitados de forma produtiva (PLANURB, 2020).

Inserida no bioma Cerrado, a vegetação nativa da cidade é composta por formações de savana com arbustos, árvores de pequeno porte e gramíneas, adaptadas ao clima tropical com estações bem definidas. Esse tipo de vegetação está fortemente adaptado a períodos alternados de seca e chuva, e muitos exemplares possuem características que os tornam resistentes ao fogo e a solos com baixa fertilidade natural, como é comum nas savanas tropicais.



Campo Grande possui uma rede de recursos hídricos composta por córregos e riachos que integram as sub-bacias dos rios Paraná e Paraguai, sendo os córregos Prosa e Segredo os principais afluentes locais. Esses cursos d'água desempenham um papel central no abastecimento da cidade e no escoamento das águas pluviais, além de serem essenciais para a recarga dos aquíferos superficiais, especialmente nas áreas urbanas onde a impermeabilização do solo tende a impactar o ciclo hídrico (PLANURB, 2020).

O clima de Campo Grande é caracterizado como tropical úmido, com estações chuvosas concentradas no verão e secas no inverno, resultado da interação de três massas de ar principais: a Massa Polar Atlântica (MPA), que traz frentes frias do sul; a Massa Equatorial Continental (MEC), quente e úmida, proveniente do norte; e a Massa Tropical Continental (MTC), seca e quente, que se forma no Chaco. Com uma precipitação média anual de cerca de 1.225 mm, a cidade experimenta a maior parte das chuvas entre novembro e março (INPE, 2022). A variação de temperaturas ao longo do ano, que oscila entre médias de 20°C e 32°C, influencia os padrões de evapotranspiração e o regime hídrico regional, aspectos importantes para os estudos de impacto ambiental e climático na cidade (PLANURB, 2020).

Ainda, a população de Campo Grande teve um crescimento de 19% em comparação entre os Censos de 2010 e 2022, onde o número de habitantes subiu de 787.204 para 942.140. Sendo o município mais populoso do Estado de Mato Grosso do Sul compreendendo cerca de 33% dos habitantes do estado (IBGE, 2022).

3.2) PERÍODO DE ESTUDO

O ano de 2022 foi escolhido como período de estudo para este trabalho, permitindo a análise de dados recentes e representativos das emissões veiculares e da qualidade do ar em Campo Grande. Um fator determinante para a seleção desse ano foi a instalação da Estação de Monitoramento da Qualidade do Ar (EMQAr), localizada na Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), que iniciou suas atividades em 10 de março de 2021. Com a operação dos analisadores de Material Particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$), a estação passou a fornecer dados fundamentais sobre a concentração de material particulado, o principal poluente atmosférico utilizado como parâmetro na análise da qualidade do ar devido à sua alta frequência de ocorrência e aos impactos negativos à saúde humana e ao meio ambiente (QUALIAR, 2021).

O amostrador de grande volume para MP_{10} e o amostrador de volume para $MP_{2,5}$ são equipamentos amplamente utilizados no monitoramento da qualidade do ar e seguem

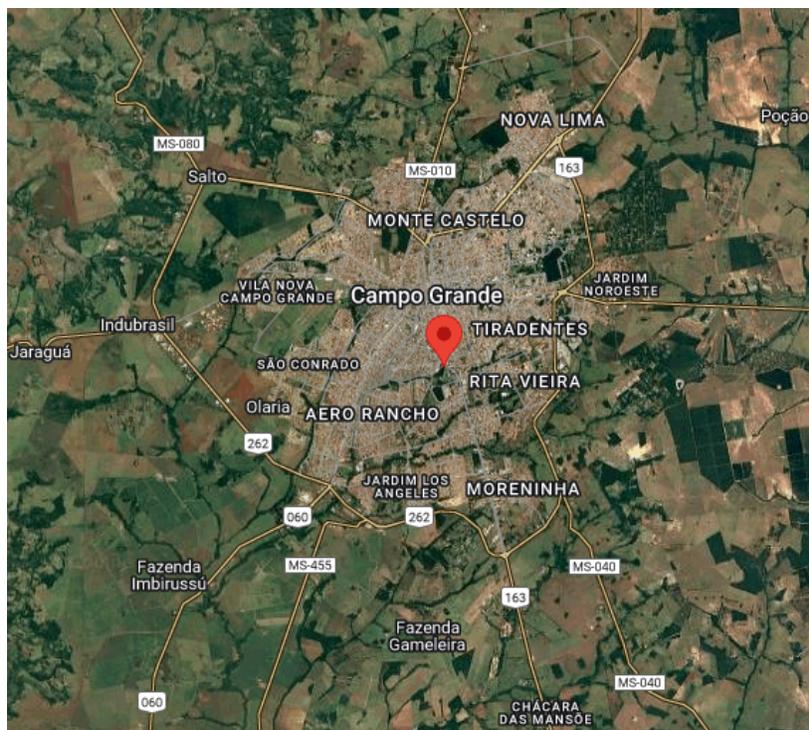


padrões estabelecidos por agências reguladoras, como a US EPA, garantindo a confiabilidade e precisão dos dados coletados (EQUIPO, 2024). O processo de funcionamento desse tipo de equipamento, pelo método de referência, começa com a aspiração do ar ambiente por um sistema de captação que direciona o fluxo para dentro do amostrador. Nesse momento, ocorre a separação aerodinâmica das partículas em diferentes frações de tamanho, como as partículas inaláveis (MP_{10}), com diâmetro aerodinâmico igual ou menor que $10 \mu\text{m}$, e as partículas respiráveis finas ($MP_{2,5}$), com diâmetro aerodinâmico igual ou menor que $2,5 \mu\text{m}$. Essa separação é feita por meio de dispositivos específicos, como ciclones ou impactadores.

Após a separação, as partículas são coletadas em filtros especializados, geralmente de fibra de vidro ou teflon, que são previamente pesados para determinar sua massa inicial. Durante a operação, as partículas ficam retidas nos filtros, que são então submetidos a uma medição gravimétrica. Nesse processo, os filtros são pesados novamente em uma balança de alta precisão, em condições controladas de temperatura e umidade, para calcular a diferença de massa. Essa diferença, combinada com o volume de ar aspirado pelo equipamento, permite determinar a concentração de material particulado no ar, expressa em termos de microgramas por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

O equipamento registra automaticamente dados importantes, como a concentração de partículas, data, horário e o volume total de ar amostrado. Para assegurar a precisão dos resultados, os amostradores são calibrados regularmente, e sistemas de controle de qualidade são implementados, garantindo que o equipamento opere dentro das especificações. A manutenção inclui a substituição periódica dos filtros e a calibração do fluxo de ar, além da verificação de todos os componentes responsáveis pela separação aerodinâmica.

Figura 8 – Localização da estação de qualidade do ar.



Fonte: QUALIAR, 2021.

Esse período foi selecionado também com base na disponibilidade de dados de emissões e de condições meteorológicas, essenciais para a validação das simulações e análises do inventário de emissões antropogênicas. A escolha de um período específico busca assegurar representatividade e precisão na comparação entre os dados observados e os resultados modelados (RAFEE, 2015), considerando as condições atmosféricas e padrões de tráfego típicos da cidade de Campo Grande durante período selecionado.

Além disso, o ano de 2022 marca um período de transição no comportamento das emissões veiculares em função da pandemia de COVID-19. As restrições de circulação e o trabalho remoto, adotados amplamente em 2020, foram flexibilizados em 2021, levando a uma retomada gradual da mobilidade urbana e, conseqüentemente, das emissões de fontes móveis. Esse contexto oferece uma visão mais realista das emissões associadas ao transporte urbano, refletindo um retorno às atividades que pode ter impactos importantes na qualidade do ar e nas concentrações de poluentes em Campo Grande.



3.3) CARACTERIZAÇÃO DA FROTA VEICULAR

Compreende-se que a caracterização da frota circulante é imprescindível para calcular as emissões veiculares de poluentes, baseadas em estimativas do número e tipo de veículos, fatores de emissão e intensidade média de uso dos veículos. No Brasil, a frota veicular é classificada em 21 categorias de veículos e abrange 18 tipos diferentes de combustível, considerando veículos com ano modelo entre 1900 e 2018. Essas informações são registradas no Registro Nacional de Veículos Automotores (RENAVAM) e disponibilizadas pelo Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2018). A classificação utilizada neste estudo, adaptada da CETESB (2019), organiza os veículos em quatro classes principais: leves, comerciais leves, motocicletas e pesados, conforme detalhado na Tabela 5.

Tabela 5 – Classificação dos veículos utilizados na pesquisa.

Classes	Categorias	Definição
Leves	Automóvel, Outros;	Veículo automotor destinado ao transporte de passageiros, com capacidade para até oito pessoas, exclusive o condutor.
Comerciais Leves	Caminhonete, Caminhoneta, Utilitário;	Veículo destinado ao transporte de pessoas ou de carga, com peso bruto total de até 3.856 kg.
Motocicletas	Ciclomotor, Motocicleta, Motoneta, Quadriciclo, Triciclo;	Veículo automotor de duas ou três rodas, dirigido por condutor em posição montada ou sentada.
Pesados	Caminhão, Caminhão Trator, Chassi Plataforma, Trator Esteira, Trator Rodas, Ônibus e Micro-ônibus	Veículo automotor destinado ao transporte de carga, com carroçaria, e PBT superior a 3.856 kg. Veículo de transporte coletivo.

Fonte: Adaptado de CETESB, 2019.

A segregação da frota por categorias, conforme Tabela 5, permite o cálculo das emissões com maior precisão, pois leva em conta a probabilidade condicional de acordo com o ano modelo e o tipo de combustível utilizado, aplicando-se fatores de emissão específicos para cada categoria. No presente estudo, foram excluídas as categorias bonde, reboque, semirreboque e sidecar, pois esses veículos não geram emissões de escapamento (VASQUES, 2021). Além disso, os comerciais leves foram incluídos na classe leves para otimização do inventário.



Para o cálculo das emissões veiculares foram incluídas as contribuições individuais dos tipos de veículos, considerando dados de estimativas de veículos do Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN, 2022) para a cidade de Campo Grande. O município concentra 36% da frota de veículos de Mato Grosso do Sul, o que equivale a 664.151 veículos em circulação, de um total estadual de 1.824.708 veículos (IBGE, 2022). Sendo assim, considerou-se a fração da frota veicular por tipo de veículo e combustível consumido para toda a grade de estudo segundo dados da cidade de Campo Grande.

Tabela 6 – Fração da frota veicular circulante na cidade de Campo Grande por tipo de veículo e combustível consumido.

Tipo de Veículo	Combustível consumido	Proporção do número total de veículos
Leves	Gasolina	0,200
	Etanol	0,029
	Flex	0,382
	Diesel	0,045
Motocicletas	Gasolina	0,214
	Flex	0,087
Pesados	Diesel	0,043

Fonte: IBGE, DETRAN, 2022.

Conforme os dados, os veículos leves representam a maior proporção, sendo divididos entre automóveis movidos a gasolina, etanol, flex e diesel. As motocicletas são predominantemente gasolina, e os veículos pesados são movidos a diesel.

3.4) CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES

O inventário de emissões utilizado neste estudo engloba 28 espécies de gases poluentes, resultantes principalmente da combustão de combustíveis fósseis em veículos automotores, o que reflete a diversidade e complexidade das emissões no contexto urbano. Entre os poluentes analisados, destacam-se o monóxido de carbono (CO), resultante da combustão incompleta de combustíveis, especialmente em veículos a gasolina e etanol (MARTINS et al., 2006; FELICIANO et al., 2023). Os óxidos de nitrogênio (NOx) são formados pela reação entre nitrogênio e oxigênio em altas temperaturas e são emitidos em maior quantidade por veículos movidos a diesel, representando um dos principais precursores do ozônio troposférico e da chuva ácida (ROSS, 1997).



O material particulado, classificado nas frações MP_{10} e $MP_{2,5}$, é emitido principalmente por motores a diesel e possui alta relevância devido aos seus impactos na saúde respiratória, visto que partículas menores ($MP_{2,5}$) conseguem penetrar profundamente nos pulmões (CASTELHANO et al., 2022; SEO et al., 2022). Compostos orgânicos voláteis (COVs), que incluem hidrocarbonetos e outras substâncias voláteis, são gerados principalmente por veículos a gasolina e etanol e contribuem significativamente para a formação de ozônio e smog fotoquímico em áreas urbanas (ABE e MIRAGLIA, 2016; LIAO et al., 2021). Já o dióxido de carbono (CO_2), embora não seja considerado um poluente tóxico imediato, é um dos principais gases de efeito estufa e está diretamente ligado ao aquecimento global (ZHANG et al., 2023).

As emissões de poluentes veiculares foram estimadas com base em dados sobre o número e tipos de veículos, fatores de emissão específicos e o uso médio dos veículos ao longo do ano. A metodologia utilizada segue os princípios adotados pela CETESB amplamente aplicada em estudos no tema (RAFEE, 2015). Para calcular a quantidade total emitida de cada poluente, utilizou-se uma fórmula baseada na seguinte estrutura, conforme MMA:

$$E_{P_{(i,j)}} = \sum_{k=1}^N Veic_{(i,j,k)} \times FE_{P,veic} \times I_{veic} \quad [1]$$

em que $E_{P_{(i,j)}}$ representa o total de emissão do poluente, em gramas por dia ($g \text{ dia}^{-1}$); $Veic_{(i,j,k)}$ é o número total de veículos (k), por tipo de veículo, em cada ponto da grade (i, j); $FE_{P,veic}$ é o fator de emissão do poluente, por tipo de veículo, em gramas por quilômetro ($g \text{ km}^{-1}$); e I_{veic} é a Intensidade de uso, por tipo de veículo, em quilômetros por dia ($km \text{ dia}^{-1}$).

Além disso, para avaliar o impacto do setor de transporte no aquecimento global, foram utilizadas duas metodologias principais para calcular as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) provenientes da frota veicular em Campo Grande: a metodologia CETESB e o GHG Protocol. Cada abordagem fornece uma perspectiva distinta para a quantificação dessas emissões. A metodologia CETESB, amplamente aplicada no Brasil, é utilizada especificamente para o controle das emissões veiculares e baseia-se no consumo de combustíveis e em fatores de emissão específicos para cada tipo de veículo (CETESB, 2012). O fator de emissão é obtido a partir de testes laboratoriais que simulam condições reais de operação dos veículos (MMA, 2013).

Para a quantificação das emissões de GEE, a fórmula aplicada é:

$$E = CO_{veic} \times FE_{P,veic} \quad [2]$$



Onde E é a quantidade de GEE emitida, em toneladas de CO₂ equivalente (tCO₂e) e CO_{veic} é o consumo observado de combustível por tipo de veículo.

Já o GHG Protocol é uma ferramenta globalmente reconhecida para a quantificação de emissões de GEE, classificando as emissões em três escopos: emissões diretas de fontes controladas pela organização (Escopo 1), emissões indiretas provenientes da geração de energia elétrica consumida (Escopo 2) e todas as outras emissões indiretas que ocorrem na cadeia de suprimentos e no uso dos produtos (Escopo 3). No cálculo das emissões veiculares, essa metodologia considera o tipo e a quantidade de combustível consumido, ajustando os fatores de emissão de acordo com a eficiência dos motores. A equação utilizada para o cálculo das emissões no GHG Protocol é:

$$E = C_{cons} \times FE_{comb} \quad [3]$$

Onde C_{cons} é a quantidade total de combustível consumido, em toneladas por ano, e FE_{comb} é o fator de emissão de CO₂e para cada tipo de combustível.

3.5) FATORES DE EMISSÃO

Fatores de emissão (FE) são coeficientes que permitem estimar a quantidade de poluentes emitida por veículos automotores em função de variáveis como o tipo de combustível, o tipo de veículo e as condições de uso (CETESB, 2012; MARTINS et al., 2006; MMA, 2011). Esses fatores são essenciais para quantificar as emissões e, geralmente, são expressos em gramas de poluente por quilômetro rodado (g/km) ou por litro de combustível consumido (g/L), dependendo do contexto e do poluente analisado (SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2009; BRITO et al., 2013). A CETESB e outros estudos especializados fornecem fatores de emissão para diferentes poluentes e tipos de veículos, baseados em ensaios experimentais que simulam as condições reais de circulação e operação dos veículos (CETESB, 2012; MARTINS et al., 2006).

No presente estudo, devido à ausência de fatores de emissão específicos para a área de Campo Grande, foram adotadas taxas de emissão obtidas em experimentos realizados em túneis da cidade de São Paulo, que possuem condições similares de tráfego e uso de combustíveis. Estudos como os de Martins et al. (2006), Sánchez-Ccoyllo et al. (2009) e Brito et al. (2013) forneceram dados relevantes sobre a emissão de poluentes em ambientes controlados, o que permite uma aproximação razoável da realidade local.



Tabela 7 – Fatores de emissão para CO, NO_x, MP, SO₂, em g km⁻¹, para diferentes combustíveis/tipos de veículos.

Tipo de Veículo	Combustível consumido	CO	NO _x	MP	SO ₂
Leves	Gasolina	5,43	0,34	0,15	0,03
	Etanol	12,00	1,12	0,15	0,01
	Flex	5,13	0,32	0,15	0,02
	Diesel	4,95	9,81	0,44	0,61
Motocicletas	Flex/Gasolina	9,15	0,13	0,05	0,01
Pesados	Diesel	4,95	9,81	0,44	0,61

Fonte: ANDRADE, 2015; RAFEE, 2015.

Para as emissões de material particulado (MP), o fracionamento entre partículas finas (MP_{2,5}) e partículas maiores (MP₁₀) foi baseado em medições da concentração de massa e número de partículas (MIRANDA, 2001; ALBUQUERQUE, 2005; YNOUE, 2004; OLIVEIRA, 2007). Essas informações são essenciais para avaliar a proporção e os tipos de partículas emitidas pelos veículos da frota local.

Além das emissões de escapamento, que são causadas pela combustão do combustível no motor, também foram consideradas as emissões evaporativas, que consistem na liberação de hidrocarbonetos voláteis do sistema de alimentação de combustível dos veículos. Essas emissões foram divididas em três categorias: exaustão, vapor e líquido, com fatores de emissão ajustados para diferentes combustíveis e tipos de veículos (MMA, 2011).

Tabela 8 – Fatores de emissão dos compostos orgânicos voláteis em g km⁻¹, para diferentes combustíveis/tipos de veículos.

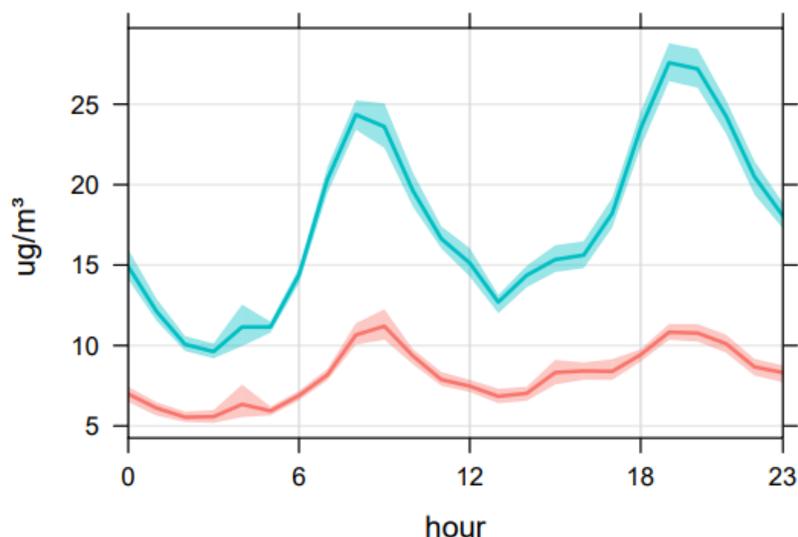
Tipo de Veículo	Combustível consumido	Vapor	Líquida	Exaustão
Leves	Gasolina	0,17	2	1,24
	Etanol	0,04	1,5	2,12
	Flex	0	0	0,15
	Diesel	0	0	2,48
Motocicletas	Flex/Gasolina	0	1,4	2,37
Pesados	Diesel	0	0	2,48

Fonte: ANDRADE, 2015; RAFEE, 2015.

Por fim, o estudo incorpora variações no perfil de emissão ao longo do dia, baseando-se nas flutuações horárias de gases e partículas, conforme descrito por Martins et al. (2006) e Andrade et al. (2015). Essas variações horárias refletem os picos de emissão

que ocorrem nos períodos de maior tráfego, como nos horários de pico, conforme ilustrado na Figura 9, que apresenta as concentrações de MP_{10} (em azul) e $MP_{2,5}$ (em vermelho) ao longo do dia. Vale destacar que os dados apresentados nessa figura utilizam o perfil do QUALIAR como referência, sendo este distinto do perfil de emissões utilizado no inventário.

Figura 9 – Variação horária de MP_{10} , em azul, e $MP_{2,5}$, em vermelho, para Campo Grande.



Fonte: QUALIAR, 2021.

3.6) INTENSIDADE DE USO DOS VEÍCULOS

A intensidade de uso dos veículos refere-se à distância média percorrida por um veículo ao longo de um período específico, geralmente expressa em quilômetros por dia ou por ano. Esse parâmetro é crucial para estimar as emissões totais de uma frota, pois representa o quanto os veículos estão efetivamente em circulação e consumindo combustível. No Brasil, os dados sobre a intensidade de uso ainda são limitados para várias categorias de veículos, o que torna desafiador desenvolver inventários precisos de emissões para cada região (CETESB, 2019; MMA, 2013).

Em razão dessa escassez de informações, muitos estudos utilizam valores de referência obtidos de inventários nacionais, dados de agências de transporte, como o Departamento Nacional de Trânsito (DENATRAN) e informações de consumo de combustível, como do SINPETRO.



Para o cálculo da quilometragem diária de veículos, como automóveis e comerciais leves que utilizam gasolina, etanol e diesel, a intensidade de uso foi modelada através da seguinte fórmula:

$$I_{i, \text{referência}} = \frac{C_i \cdot Q_i}{F_n} \quad [4]$$

Onde I_i é a intensidade de uso de referência por tipo de veículo i , em quilômetros por dia (km dia^{-1}); C_i é o consumo médio de combustível do veículo tipo i , em litros por dia (L dia^{-1}); Q_i é a quilometragem por litro (km L^{-1}) de combustível do veículo tipo i ; e F_n é a frota em circulação no ano do veículo tipo i .

Essa equação permite calcular a quilometragem média diária com base no consumo de combustível e na eficiência de cada tipo de veículo. Observa-se que a intensidade de uso I_i é diretamente proporcional ao consumo médio de combustível C_i e à quilometragem por litro Q_i . Isso implica que, para um veículo específico, quanto maior for o consumo de combustível e a eficiência (km/L), maior será a intensidade de uso estimada, assumindo que a frota em circulação F_n permaneça constante. Esse tipo de relação é linear, pois I_i aumenta proporcionalmente ao aumento de C_i e Q_i , enquanto diminui se o valor de F_n aumentar, sugerindo uma relação inversamente proporcional com o número de veículos em circulação.

Ainda, a intensidade de uso ajustada é dada pela Equação 5:

$$I_{i, \text{ajustada}} = I_{i, \text{referência}} \cdot \frac{C_{\text{observado}}}{C_{\text{estimado}}} \quad [5]$$

Onde $I_{i, \text{ajustada}}$ é a intensidade de uso anual ajustada por tipo de veículo i , em quilômetros por ano (km ano^{-1}); $C_{\text{observado}}$ é o consumo anual total de um tipo de combustível (de todas as categorias de veículos), em litros por ano (L ano^{-1}); C_{estimado} é o consumo anual total de um tipo de combustível (de todas as categorias de veículos), estimado a partir dos valores de intensidade de uso de referência, em litros por ano (L ano^{-1}).

A aplicação desse modelo permite uma melhor estimativa da intensidade de uso da frota, essencial para calcular as emissões totais de poluentes, já que veículos com maior intensidade de uso contribuem mais significativamente para as emissões totais. Esse entendimento é especialmente útil para diferenciar as contribuições de veículos leves, motocicletas e veículos pesados, cujas intensidades de uso variam amplamente devido aos diferentes papéis que desempenham no sistema de transporte.



Além disso, a intensidade de uso dos veículos está relacionada a fatores como o horário de maior tráfego, sazonalidade e flutuações diárias de demanda de transporte, que afetam diretamente as emissões. Em horários de pico, por exemplo, o aumento do fluxo de veículos e as condições de tráfego congestionado tendem a elevar a quantidade de poluentes emitidos devido ao maior tempo de operação e à frequência de paradas e retomadas, que aumentam o consumo de combustível e as emissões associadas (SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2009; BRITO et al., 2013).

3.7) DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DAS EMISSÕES

A distribuição espacial das emissões veiculares é uma etapa essencial para entender como os poluentes atmosféricos se dispersam em diferentes áreas da cidade, permitindo identificar regiões com maiores concentrações de poluentes e direcionar políticas públicas de controle de qualidade do ar. A espacialização das emissões é frequentemente baseada em dados geográficos que indicam a densidade de uso dos veículos e as características da ocupação urbana. Para este estudo, optou-se por utilizar dados de intensidade de luzes noturnas (ILN) como um proxy da ocupação urbana e densidade de tráfego. A ILN reflete a distribuição das atividades humanas e, por extensão, da presença de veículos em áreas urbanizadas (CETESB, 2019; MARTINS et al., 2006).

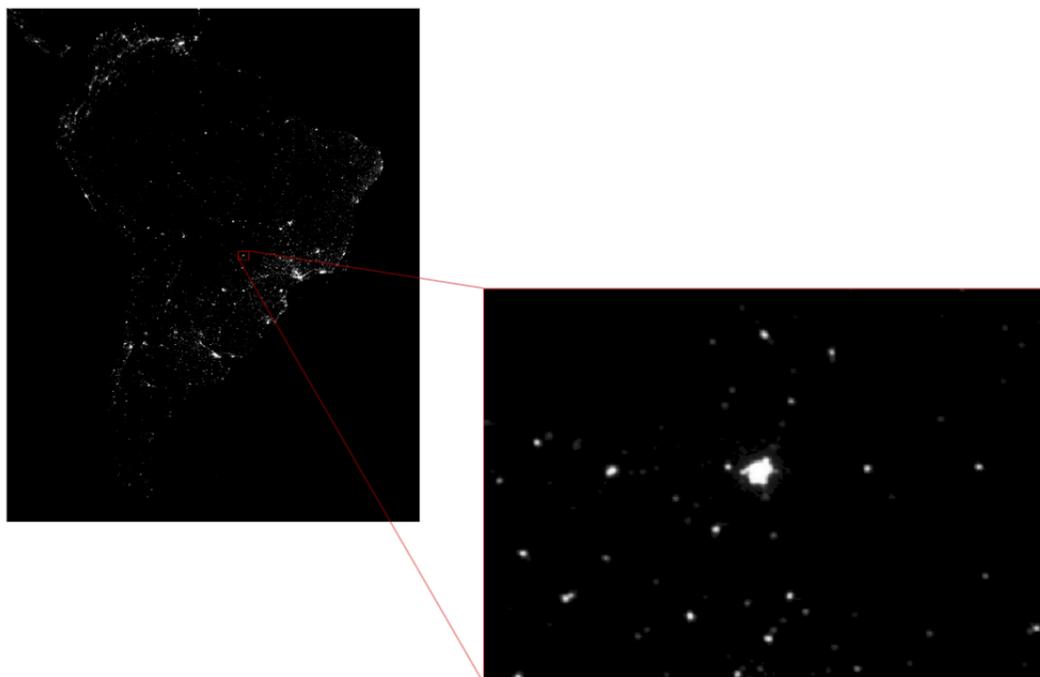
Os dados de ILN são obtidos por satélites do programa Defense Meteorological Satellite Program – Operational Linescan System (DMSP-OLS), que monitora a Terra durante a noite, capturando a intensidade de luz emitida pelas áreas urbanas. Esses dados são disponibilizados gratuitamente e são amplamente utilizados em estudos ambientais e urbanos para mapear a densidade populacional e a expansão das cidades (Elvidge et al., 1997). A relação entre a intensidade de luzes noturnas e a ocupação urbana faz da ILN uma ferramenta útil para estimar a concentração de veículos em diferentes regiões da cidade, pois áreas com maior intensidade de luz tendem a concentrar maior fluxo de veículos e atividades econômicas (SÁNCHEZ-CCOYLLO et al., 2009; BRITO et al., 2013).

Neste contexto, a ILN é usada para distribuir o número de veículos em cada ponto da grade da área de estudo, considerando que regiões mais iluminadas representam zonas com maior densidade de tráfego. Essa abordagem permite criar um mapa detalhado da distribuição espacial das emissões veiculares, associando a presença de veículos e o consumo de combustível às características da ocupação urbana. Dessa forma, é possível calcular a quantidade de poluentes emitidos em diferentes partes da cidade, levando em conta a intensidade de uso dos veículos e o tipo de via, como avenidas principais e áreas residenciais (ANDRADE et al., 2015).

A espacialização com base na ILN possibilita a identificação de "hotspots" de emissão, ou seja, áreas onde se espera maior concentração de poluentes devido ao elevado fluxo veicular. Esses pontos críticos são fundamentais para o planejamento de medidas de mitigação, como a instalação de estações de monitoramento de qualidade do ar e o desenvolvimento de políticas de restrição de tráfego em regiões com alta carga poluente. Ainda, a ILN é o resultado de composições anuais, livres da presença de nuvens, com luzes estáveis, disponíveis entre os anos de 1992 e 2013. Os produtos são grades de 30 segundos de arco, abrangendo -180 a 180 graus longitude e -65 a 75 graus de latitude, em uma escala de intensidade que varia entre 0, sem luzes, a 63, saturado por luzes.

Além disso, a ILN integrada ao modelo de distribuição espacial das emissões oferece uma base robusta para experimentos numéricos, permitindo simulações detalhadas que auxiliam na previsão e gestão da qualidade do ar em Campo Grande (Vela, 2013; Oliveira, 2012). A Figura 10 apresenta uma representação visual da ILN para o Brasil e uma ampliação evidenciando as matrizes numéricas utilizadas para distribuir espacialmente as emissões por veículos na grade.

Figura 10 – Imagem de satélite de ILN para o Brasil, em 2013, com uma ampliação da área de estudo.



Fonte: DMSP-OLS, 2013.

4) RESULTADOS E DISCUSSÃO

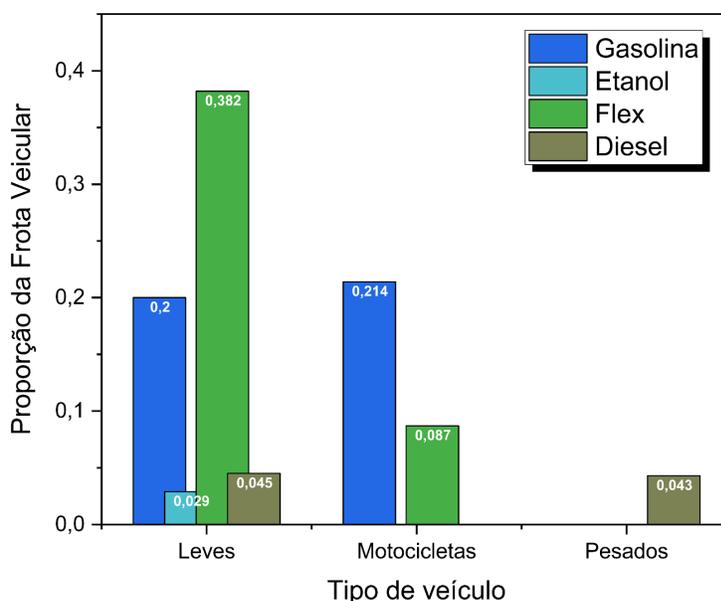
4.1) FROTA VEICULAR CIRCULANTE

A análise da frota de veículos de Campo Grande destaca sua relevância no contexto estadual. O município concentra 36% da frota total de Mato Grosso do Sul, o que corresponde a 664.151 veículos em circulação, de um total estadual de 1.824.708 veículos (IBGE, 2022). Esse percentual posiciona Campo Grande como o município com a maior frota veicular do estado, refletindo sua importância como principal emissor de poluentes veiculares da região.

Comparativamente, o segundo município com maior frota, Dourados, apresenta 178.956 veículos registrados, o que equivale a aproximadamente 9,8% da frota estadual. Essa diferença significativa evidencia o papel central de Campo Grande no fluxo de mobilidade e na dinâmica de transporte de Mato Grosso do Sul. Outros municípios, como Três Lagoas (5,4%), Ponta Porã (2,8%) e Corumbá (2,6%), possuem proporções bem menores, reforçando a concentração da frota veicular na capital.

A frota veicular circulante na cidade de Campo Grande apresenta uma diversidade de tipos de veículos e combustíveis utilizados, conforme mostra a Figura 11.

Figura 11 – Proporção da frota veicular de Campo Grande, por tipo de veículo e combustível.



Fonte: Autoria própria, 2024.



Veículos leves representam uma parcela significativa, sendo amplamente dominados por automóveis flex, que correspondem a 38,2% do total da frota. Isso reflete a ampla adoção de veículos que permitem a utilização de gasolina e etanol, favorecendo a flexibilidade de abastecimento. Em contrapartida, veículos leves movidos exclusivamente a gasolina compõem 20% da frota, enquanto aqueles que utilizam etanol e diesel (comerciais leves) representam 2,9% e 4,5%, respectivamente. Essa diferença reflete as escolhas dos consumidores, fortemente influenciadas por fatores como o custo dos combustíveis e a política de incentivo aos biocombustíveis no Brasil (EPE, 2023; MELO; SAMPAIO, 2014). O preço é o principal critério de decisão para a escolha entre gasolina e etanol, representando 67% das escolhas dos consumidores. Além disso, a flexibilidade proporcionada pelos veículos flex permite aos consumidores optar por combustíveis mais baratos, dependendo das condições econômicas e da política de incentivos ao etanol (EPE, 2023).

Motocicletas constituem 30,1% da frota total, indicando sua importância no transporte rápido e de curta distância, sobretudo em um contexto urbano. Veículos movidos exclusivamente a gasolina constituem a maior parte dessa categoria (21,4%), enquanto os flex respondem por 8,7%, indicando um movimento de diversificação de combustíveis também nesse segmento.

Os veículos pesados, por outro lado, somam apenas 4,3% da frota total, mas possuem um papel fundamental no transporte de cargas de longa distância. Essa dependência do diesel é característica do transporte rodoviário brasileiro e representa um desafio ambiental, considerando as altas emissões de gases de efeito estufa associadas a esse tipo de combustível (IEMA, 2019; RODRIGUES, 2020). Veículos movidos a diesel são os maiores responsáveis pelas emissões de CO₂ no transporte rodoviário, devido à alta densidade energética e à predominância desse combustível na matriz de transporte de cargas no Brasil.

A análise da composição da frota veicular circulante permite identificar pontos críticos para a gestão ambiental e a mobilidade urbana em Campo Grande. A predominância de veículos leves e motocicletas reflete a dependência do transporte individual e da infraestrutura rodoviária, enquanto a expressiva participação de veículos pesados movidos a diesel levanta preocupações ambientais. A transição para tecnologias mais limpas, como veículos elétricos e híbridos, bem como o fortalecimento do transporte público, será essencial para mitigar os impactos ambientais e promover a sustentabilidade na mobilidade urbana da cidade.

Além disso, a elevada participação de motocicletas na frota, conforme Figura 12, reflete a busca por alternativas mais econômicas e ágeis no transporte urbano. No entanto, o impacto ambiental cumulativo dessas emissões precisa ser considerado, especialmente em áreas com alta densidade populacional. Por fim, os veículos pesados movidos a diesel permanecem como um dos principais emissores de poluentes, destacando a necessidade de



políticas públicas voltadas à modernização da frota e à transição para combustíveis menos poluentes.

4.2) CONSUMO DE COMBUSTÍVEL

O consumo médio de combustíveis por tipo de veículo em Campo Grande foi calculado com base nos dados do SINPETRO. Os resultados indicam que a cidade consome aproximadamente 771.600 litros de gasolina por dia, representando a maior parcela do consumo entre os combustíveis analisados. Esse dado reflete a predominância de veículos leves na frota da cidade, que utilizam majoritariamente gasolina como combustível principal (IBGE, 2022).

Tabela 9 – Consumo observado em L ano⁻¹.

Combustível	Consumo Observado (L ano⁻¹)
Gasolina	281.628.000
Diesel	262.008.000
Etanol	68.760.000

Fonte: Adaptado de SINPETRO, 2022.

O diesel, por sua vez, apresenta um consumo médio diário de 718.920 litros, destacando-se como o segundo combustível mais consumido. Isso se deve ao uso predominante de diesel por veículos pesados, responsáveis pelo transporte de cargas, e por alguns veículos leves comerciais. A alta demanda por diesel reflete o papel essencial do transporte rodoviário na economia local, que depende fortemente desse combustível para movimentar mercadorias e serviços. Essa dependência está associada à logística baseada no modal rodoviário, responsável pela maior parte do deslocamento de cargas no Brasil, o que resulta em uma elevada intensidade de emissões de carbono devido à predominância de caminhões no transporte de mercadorias (IEMA, 2019).

Já o consumo de etanol alcança uma média de 188.440 litros por dia, evidenciando a relevância dos veículos flex no mercado local. Apesar de o etanol representar uma parcela menor do consumo total em comparação à gasolina, ele desempenha um papel significativo na matriz energética de Campo Grande, sendo fortemente incentivado pela política nacional de biocombustíveis. O uso de veículos flex tem sido um dos principais motores para o crescimento do mercado de etanol no Brasil (MELO; SAMPAIO, 2014).



Ademais, a frota de veículos flex em Campo Grande desempenha um papel importante na dinâmica de emissões da cidade, sendo influenciada diretamente pelos preços relativos dos combustíveis. Para o inventário, foi assumido que 90% da frota flex utiliza gasolina, enquanto 10% abastece com etanol. Essa estimativa baseia-se na relação de preços média entre o etanol hidratado e a gasolina ao longo do período analisado, que foi de 76,45%.

Tabela 10 – Preço por litro por tipo de combustível mensalmente.

Mês	Gasolina (R\$)	Etanol Hidratado (R\$)
Jan	6,435	5,100
Fev	6,367	4,883
Mar	6,688	4,882
Abr	6,966	5,362
Mai	6,970	5,360
Jun	6,850	4,890
Jul	5,530	4,430
Ago	5,070	3,970
Set	4,750	3,590
Out	4,650	3,460
Nov	4,770	3,670
Dez	4,710	3,730

Fonte: ANP, 2022.

Essa razão foi obtida a partir dos preços médios anuais dos combustíveis: R\$ 5,813 por litro para a gasolina e R\$ 4,444 por litro para o etanol. O resultado reflete que o etanol, em Campo Grande, é economicamente desvantajoso em comparação à gasolina, considerando o critério amplamente utilizado no Brasil, onde o etanol é vantajoso apenas quando sua razão de preço em relação à gasolina é inferior a 70%, dado o menor rendimento energético do etanol, que exige de 30% a 40% mais combustível para rodar a mesma distância que a gasolina (ZABEU, 2024).

Essa dependência do preço é um ponto crítico para análise, pois, em cenários de preços mais competitivos, o etanol poderia representar uma fração maior do consumo da frota flex, alterando o perfil de emissões. Como a gasolina é o combustível predominante para veículos flex na cidade, isso significa que as emissões associadas ao uso de combustíveis fósseis, como o CO₂, são maiores do que seriam se a proporção de etanol fosse superior.



A quilometragem por litro de combustível foi calculada considerando o tipo de veículo e o ano de fabricação. Para os automóveis e veículos comerciais leves, os dados abrangem o período entre 1957 e 2021 (Anexo I). Já para as motocicletas, utilizou-se o método do balanço de carbono descrito pelo MMA (2013).

Tabela 11 – Quilometragem por litro de combustível de acordo com o tipo de veículo.

Tipo de Veículo	Combustível	Quilometragem por litro de combustível (km L ⁻¹)
Leves	Gasolina	10,56
	Etanol	7,18
	Flex	9,10
	Diesel	10,50
Motocicletas	Gasolina	37,41
Pesados	Diesel	3,4

Fonte: Autoria própria, 2022.

Os resultados, apresentados na Tabela 11, mostram que veículos movidos a gasolina possuem uma eficiência média de 10,56 km/L. Esse valor reflete características intrínsecas da gasolina, como sua alta densidade energética e estabilidade na combustão, que contribuem para um desempenho relativamente eficiente, especialmente em veículos leves. Por outro lado, os veículos movidos a etanol apresentam uma eficiência inferior, com uma média de 7,18 km/L. Isso ocorre devido à menor densidade energética do etanol em comparação à gasolina, apesar de suas vantagens ambientais, como menores emissões de gases de efeito estufa durante a combustão (MELO; SAMPAIO, 2021).

Os veículos flex, que podem operar tanto com gasolina quanto com etanol, apresentam uma eficiência intermediária de 9,10 km/L. Esse valor reflete a flexibilidade no uso dos dois combustíveis, mas também as limitações associadas ao ajuste do motor para funcionar de forma eficiente com ambas as fontes de energia, sem priorizar totalmente nenhuma delas (IEMA, 2023).

As motocicletas destacam-se com uma eficiência média de 37,41 km/L, um valor significativamente superior em comparação aos demais tipos de veículos. Essa alta eficiência está diretamente relacionada ao menor peso das motocicletas e à capacidade de carga reduzida em relação a veículos leves e pesados. O menor esforço necessário para deslocar a massa total do veículo e do condutor reduz o consumo de combustível, permitindo um desempenho mais econômico. Além disso, o uso predominante de motores de menor cilindrada em motocicletas contribui para essa maior eficiência (MELO; SAMPAIO, 2021).



Quando se compara os diferentes tipos de veículos, observa-se que as motocicletas são, de longe, as mais eficientes em termos de consumo de combustível, superando veículos leves e flex em mais de três vezes. No entanto, sua eficiência energética não compensa, em termos absolutos, sua menor participação no total de quilômetros percorridos, o que limita sua contribuição para a redução global das emissões de gases de efeito estufa (IEMA, 2023).

Entre os veículos leves, aqueles movidos exclusivamente a gasolina apresentam uma eficiência cerca de 47% maior do que os movidos a etanol. Essa diferença reforça o impacto do tipo de combustível utilizado na eficiência energética, embora o uso de etanol seja incentivado por suas vantagens ambientais. Veículos flex, ao combinarem os dois combustíveis, perdem parte dessa eficiência devido à necessidade de comprometer o desempenho ideal para cada combustível (MELO; SAMPAIO, 2021; IEMA, 2023).

Por outro lado, veículos pesados, movidos exclusivamente a diesel, apresentam uma eficiência média de 3,4 km/L, sendo 67,62% menos eficientes do que veículos leves a diesel, que alcançam 10,50 km/L. Essa diferença significativa reflete o maior peso e capacidade de carga dos veículos pesados, que demandam maior consumo de combustível por quilômetro percorrido, além das características intrínsecas de seus motores voltados para transporte de carga de longa distância. O setor de transporte rodoviário de cargas no Brasil é amplamente dependente do diesel, o que reforça os desafios associados ao consumo energético e às emissões de gases de efeito estufa nesse segmento (IEA-EPE, 2021).

4.3) INTENSIDADE DE USO DOS VEÍCULOS

Os cálculos de intensidade de uso, expressos em quilômetros percorridos por dia, permitem compreender como os diferentes tipos de veículos da frota de Campo Grande contribuem para a mobilidade urbana e para as emissões de gases de efeito estufa. A Tabela 12 revela que os veículos leves percorrem, em média, 104,70 km/dia na intensidade ajustada, o que representa um valor menor do que a intensidade de uso de referência nacional, que é de 147,98 km/dia. Essa diferença indica que, em Campo Grande, a utilização de veículos leves pode ser considerada relativamente inferior à média nacional, embora ainda desempenhem um papel central no transporte urbano da cidade.



Tabela 12 – Intensidade de uso por tipo de veículo (km dia⁻¹).

Tipo de Veículo	Intensidade de Uso Ajustada (km dia⁻¹)	Intensidade de Uso de Referência (km dia⁻¹)
Veículos leves	104,70	147,98
Motocicletas	14,16	28,29
Veículos pesados	78,70	98,80

Fonte: Autoria própria, 2022.

As motocicletas, com uma intensidade de uso ajustada média de 14,16 km/dia, apresentam um valor significativamente inferior à referência nacional de 28,29 km/dia. Essa diferença pode estar associada à predominância de outros meios de transporte na cidade, como veículos leves, e ao uso pontual das motocicletas em atividades específicas, como entregas e deslocamentos individuais em curtas distâncias.

Já os veículos pesados possuem uma intensidade de uso ajustada de 78,70 km/dia, um valor também inferior à referência nacional de 98,80 km/dia, mas ainda assim expressivo, considerando a importância desses veículos para o transporte de mercadorias e para a logística urbana e regional. Essa intensidade reflete o papel dos veículos pesados no transporte rodoviário de cargas e na integração entre as zonas urbanas e rurais da região.

A análise comparativa entre a intensidade ajustada local e a referência nacional destaca as características específicas do uso de veículos em Campo Grande. Por exemplo, enquanto veículos leves e pesados possuem intensidade de uso ajustada inferior à nacional, as motocicletas apresentam uma diferença ainda mais marcante, sugerindo possíveis oportunidades para otimizar a utilização desse meio de transporte na cidade.

No entanto, é importante mencionar as limitações dessa metodologia. O cálculo da intensidade de uso é baseado no consumo de combustível, que não necessariamente reflete a totalidade do combustível queimado dentro do município. Parte do combustível adquirido em Campo Grande pode ser consumida em viagens intermunicipais ou interestaduais, o que pode levar a uma superestimação na intensidade de uso e, conseqüentemente, nas emissões veiculares. Apesar dessa limitação, os valores ajustados apresentados fornecem uma base sólida para análise e comparação.

A partir dessa análise, observa-se que a intensidade de uso ajustada em Campo Grande diverge significativamente da referência nacional, especialmente no caso das motocicletas, que apresentam uma redução de 50% em relação ao padrão nacional. Essa discrepância destaca as particularidades do padrão de mobilidade urbana local e aponta para a necessidade de medidas específicas que considerem as características regionais.



4.4) CARACTERIZAÇÃO DAS EMISSÕES GEE

O estudo utilizou três metodologias distintas para estimar as emissões de gases de efeito estufa (GEE) provenientes do transporte rodoviário em Campo Grande, destacando a diversidade de resultados e a complexidade do processo de quantificação. A metodologia CETESB estimou as emissões totais em 1.442.270,36 toneladas de CO₂ equivalente por ano em 2022, considerando os principais gases de efeito estufa: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O). Para converter as emissões dos gases CH₄ e N₂O em CO₂ equivalente (CO₂e), foram utilizados os potenciais de aquecimento global (PAG) com base no GWP (Global Warming Potential) do IPCC.

Os valores estimados para cada espécie em Campo Grande são apresentados na Tabela 13, com destaque para a dominância do CO₂, que representa mais de 98% das emissões totais. Após a aplicação dos fatores de correção para CO₂e, as emissões de CH₄ e N₂O ganham relevância proporcional devido ao maior GWP dos gases, destacando sua importância na contabilização total de emissões.

Tabela 13 – Emissões de GEE para Campo Grande em 2022.

GEE	Estimativa (ton/ano)	Estimativa (ton CO ₂ e/ano)
CO ₂	1.405.151,28	1.405.151,28
CH ₄	279,01	7.812,20
N ₂ O	110,59	29.306,88

Fonte: Autoria própria, 2022.

Por outro lado, a abordagem baseada no GHG Protocol apresentou uma estimativa de 1.098.970,91 toneladas de CO₂ equivalente por ano, um valor mais conservador em relação à CETESB. Essa diferença pode ser atribuída às variações nos fatores de emissão e nos métodos de coleta de dados, evidenciando como as escolhas metodológicas influenciam diretamente os resultados. Já o SEEG estimou emissões de 1.555.681,23 toneladas de CO₂ equivalente por ano, sendo esta a maior estimativa entre as três metodologias. Tal discrepância reflete a abrangência do SEEG, que considera variáveis regionais e setoriais, além de biocombustíveis, tornando-se uma ferramenta robusta para análises específicas de contexto local.

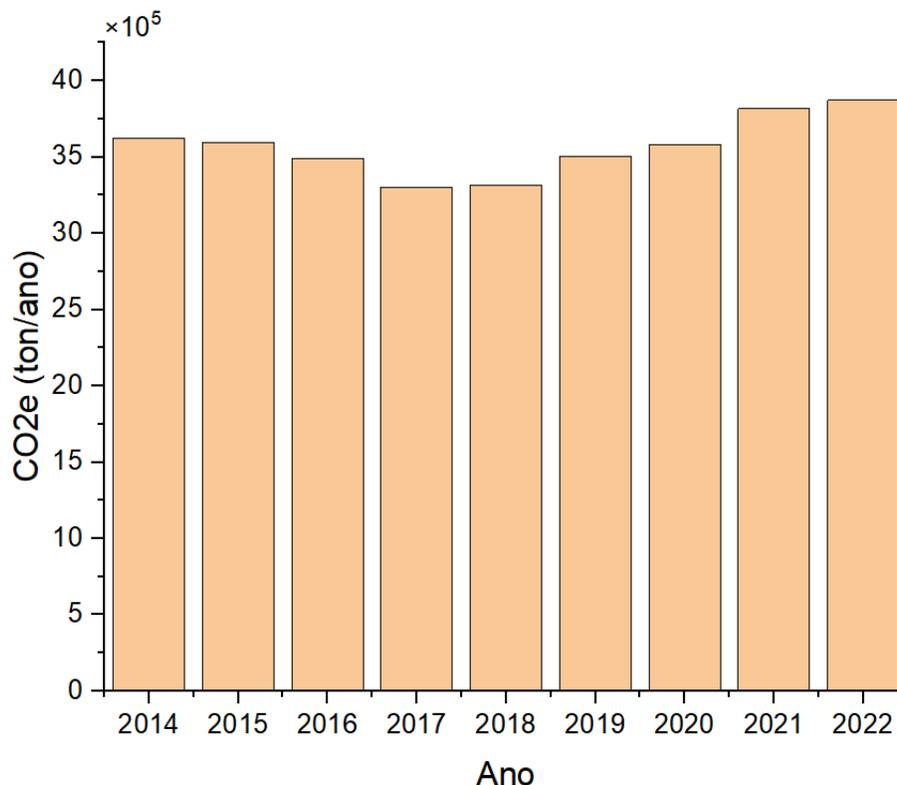
Tabela 14 – Emissões de GEE para Campo Grande em 2022 (toneladas de CO₂e).

Metodologia	Estimativa (ton CO₂e)
CETESB	1.442.270,36
GHG Protocol	1.098.970,91
SEEG	1.555.681,23

Fonte: Autoria própria, 2022.

Além disso, a análise incluiu uma avaliação histórica das emissões de Mato Grosso do Sul, com base nos dados fornecidos pelo SINPETRO de consumo médio dos combustíveis e pela metodologia CESTEB. Conforme a Figura 12, observa-se um aumento gradual das emissões ao longo dos últimos anos, com destaque para 2022, quando as emissões alcançaram 3.871.111,08 toneladas de CO₂e no estado.

Figura 12 – Evolução histórica de GEE para Mato Grosso do Sul, de 2014 até 2022, médio em toneladas de CO₂e por ano.



Fonte: Autoria própria, 2024.



O estado de São Paulo, com uma frota estimada de 32.293.191 veículos, registrou emissões totais de 44.000.000 toneladas de CO₂e/ano, conforme o inventário oficial do estado (IBGE, 2022; CETESB, 2022). Por outro lado, Mato Grosso do Sul, com uma frota estimada de 1.824.708 veículos, apresentou emissões totais de 3.871.111,08 toneladas de CO₂e/ano no estado.

Embora São Paulo tenha uma frota significativamente maior e, conseqüentemente, emissões absolutas muito superiores, é interessante analisar as emissões proporcionais por veículo. Em São Paulo, as emissões médias são de aproximadamente 1,36 toneladas de CO₂e/veículo/ano, enquanto em Mato Grosso do Sul, esse valor sobe para 2,12 toneladas de CO₂e/veículo/ano.

Essa diferença pode ser atribuída a diversos fatores, como a composição da frota, o tipo de combustível utilizado e a intensidade de uso médio dos veículos.

4.5) ANÁLISE ESPACIAL

Os resultados do inventário local em Campo Grande indicam a predominância de certas espécies químicas como principais responsáveis pelas emissões atmosféricas, evidenciando padrões espaciais diretamente ligados às fontes emissoras e atividades urbanas. A análise considerou espécies agrupadas em categorias-chave, destacando as mais relevantes para a qualidade do ar e seus impactos.

Tabela 15 – Valores máximos de emissões por espécie química inventariada, em mol km⁻² h⁻¹.

Espécie	Valor máximo (mol km ⁻² h ⁻¹)
Aldeídos	17,392
Monóxido de Carbono	127,32
Etileno	3,3736
Hidrocarbonetos	24,8853
Metanal	4,0017
Cetonas	17,392
Amônia	0,5014
Óxido Nítrico	14,7466
Eteno	3,3736
Olefinas internas	19,7613
Olefinas terminais	6,6465
Material Particulado 10	0,0098
Dióxido de Enxofre	2,8305
Tolueno	4,4175
Xileno	2,6122
Isopreno	0,0576

Fonte: Autoria própria, 2024.

Tabela 16 – Valores máximos de emissões por espécie química inventariada, em µg m⁻² s⁻¹.

Espécie	Valor máximo (µg m ⁻² s ⁻¹)
Carbono Elementar	0,0038
Óxido de Nitrato	0,0003
Aerossol Orgânico	0,0084
Material Particulado 2,5	0,0060
Aerossol Orgânico Secundário	0,0014

Fonte: Autoria própria, 2024.

O monóxido de carbono (CO) apresentou o maior valor de emissão máxima, atingindo 127,32 mol km⁻² h⁻¹. Este poluente é gerado principalmente durante a combustão incompleta de combustíveis fósseis, quando o oxigênio disponível é insuficiente para oxidar completamente o carbono no combustível em dióxido de carbono (CO₂). Essa condição ocorre frequentemente em motores mal regulados ou em situações de alta carga nos motores (CETESB, 2022) e se relaciona com o esperado pela maior frota veicular na região local, além da caracterização dos motores do ciclo otto. Já os óxidos de nitrogênio (NO_x), também evidenciado pela contribuição significativa nas emissões veiculares, são formados devido às altas temperaturas e pressões alcançadas durante o processo de



combustão, que promovem a reação entre nitrogênio e oxigênio presentes no ar atmosférico. Veículos movidos a diesel têm uma contribuição significativa para essas emissões devido às características intrínsecas de seus motores (CETESB, 2022; IPCC, 2023). É importante destacar que o fator de emissão de NO_x para o etanol é cerca de 3,3 vezes maior do que para a gasolina, conforme demonstrado na Tabela 7. Esse dado reforça a influência significativa do tipo de combustível consumido na caracterização dos poluentes emitidos.

Os padrões espaciais demonstram que as emissões de CO e NO_x são mais intensas em áreas centrais e próximas a rodovias, onde o tráfego veicular é mais elevado. Nessas regiões, a concentração de atividades econômicas e logísticas potencializa o uso de veículos pesados e leves, amplificando as emissões locais (GHG Protocol, 2023).

Entre os compostos orgânicos voláteis (COVs), o etileno (3,374 mol km⁻² h⁻¹), tolueno (4,418 mol km⁻² h⁻¹) e xileno (2,612 mol km⁻² h⁻¹) merecem destaque. Esses poluentes são emitidos principalmente durante a queima de combustíveis e por processos evaporativos associados ao abastecimento e armazenamento de combustíveis fósseis. Já os aldeídos (17,392 mol km⁻² h⁻¹) e as cetonas (17,392 mol km⁻² h⁻¹) são fortemente associados ao uso de etanol, combustível amplamente utilizado no Brasil. Essas emissões estão concentradas em áreas de alta densidade de veículos, especialmente em regiões urbanas centrais (MMA, 2021).

O material particulado (MP), tanto em sua forma fina (MP_{2,5}) quanto grossa (MP₁₀), apresentou valores máximos de 0,0060 µg m⁻² s⁻¹ e 0,0001 µg m⁻² s⁻¹, respectivamente. Esses poluentes podem ser emitidos diretamente pelos motores ou formados secundariamente por reações químicas na atmosfera envolvendo precursores como SO₂ e NO_x. Apesar dos valores absolutos relativamente baixos, as partículas finas representam um risco significativo à saúde pública, devido à sua capacidade de penetrar profundamente no sistema respiratório humano e atingir a corrente sanguínea (WHO, 2022).

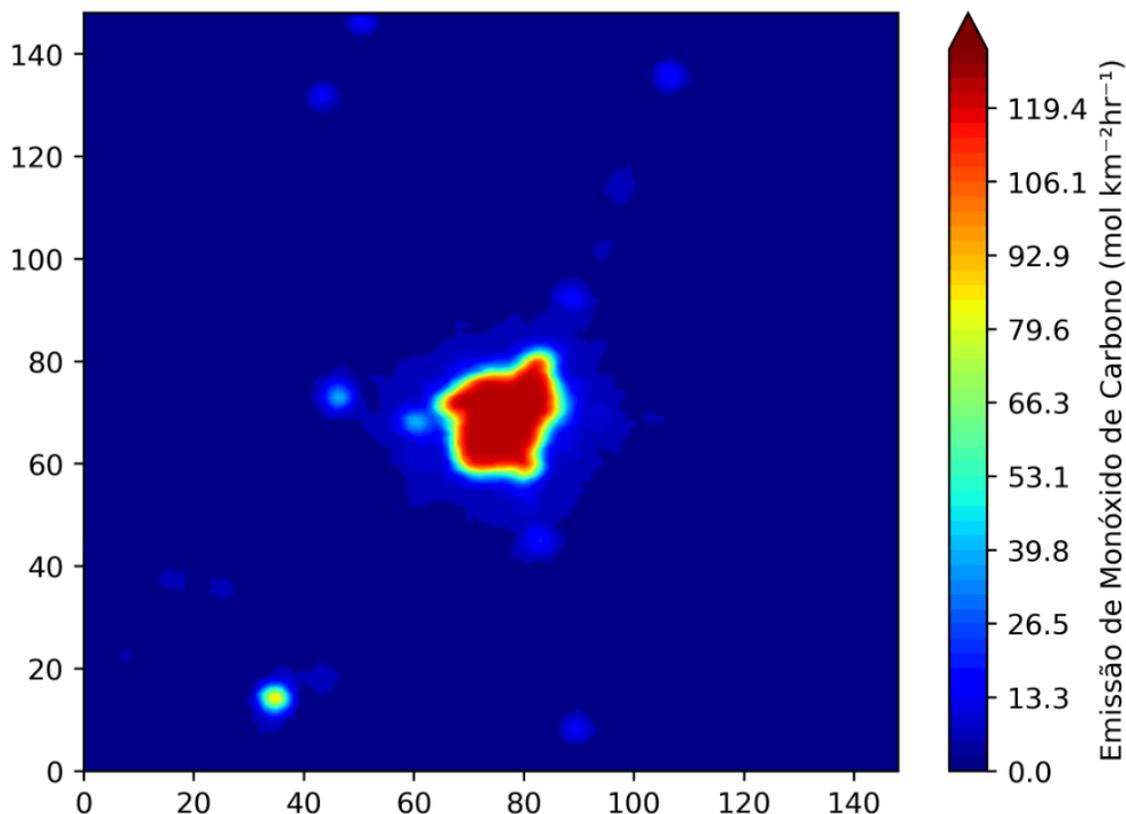
Por fim, o dióxido de enxofre (SO₂) e os nitratos (NO₃) são precursores importantes de partículas secundárias e compostos ácidos. O SO₂, apesar de sua redução significativa nos últimos anos devido à diminuição do teor de enxofre nos combustíveis fósseis, ainda requer monitoramento contínuo para mitigar impactos ambientais e de saúde (CETESB, 2022).

Os padrões espaciais das emissões, como apresentado na Figura 13, revelam concentrações mais elevadas em áreas urbanas centrais e próximas a fontes emissoras, como rodovias e zonas industriais. Nessas regiões, o intenso fluxo de veículos e a concentração de atividades econômicas amplificam as emissões locais. Em contrapartida, regiões periféricas apresentam menores emissões devido à baixa densidade de tráfego e à menor concentração de atividades econômicas.

Vale destacar que a metodologia de espacialização abrange áreas fora do perímetro urbano efetivo, como a mancha observada na região sudoeste de Campo Grande. Esse aspecto pode levar a uma leve superestimação das emissões nessas regiões específicas, embora a maior parte da distribuição espacial permaneça coerente com os padrões reais de tráfego e atividades econômicas.

O transporte rodoviário emerge como a principal fonte das emissões avaliadas, especialmente no caso de poluentes como monóxido de carbono (CO), óxidos de nitrogênio (NO_x), hidrocarbonetos (HC) e material particulado (MP), principalmente o MP_{2,5} que é majoritariamente emissão veicular. Esses compostos refletem diretamente as características do tráfego intenso e da predominância de veículos movidos a combustíveis fósseis na matriz de mobilidade da cidade.

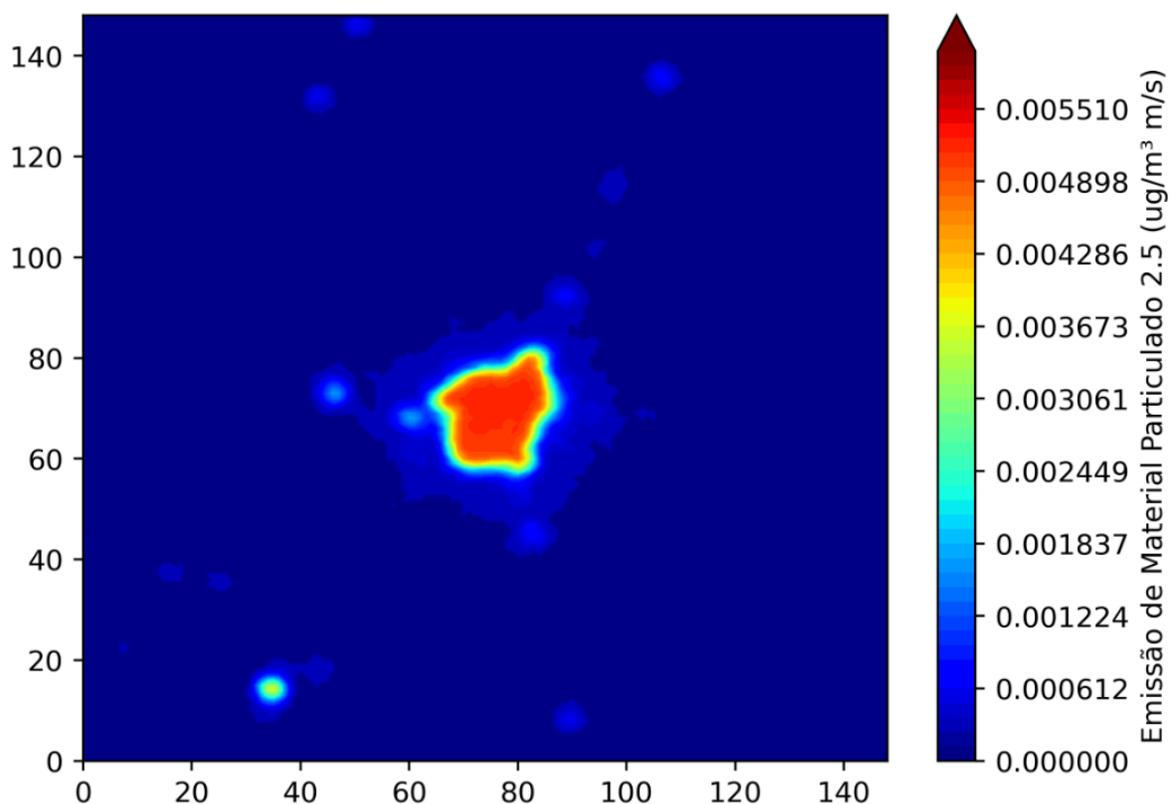
Figura 13 – Variação espacial do CO (mol km⁻² h⁻¹).



Fonte: Autoria própria, 2024.

A análise espacial reforça a importância de intervenções localizadas, como a implementação de zonas de baixas emissões, a modernização da frota veicular e a promoção de combustíveis menos poluentes. Esses resultados também evidenciam a relevância de um inventário detalhado para identificar hotspots de emissões e priorizar ações de mitigação, especialmente em áreas com elevada densidade populacional, onde os impactos à saúde pública são mais significativos.

Figura 14 – Variação espacial de $MP_{2,5}$ ($\mu\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$).



Fonte: Autoria própria, 2024.

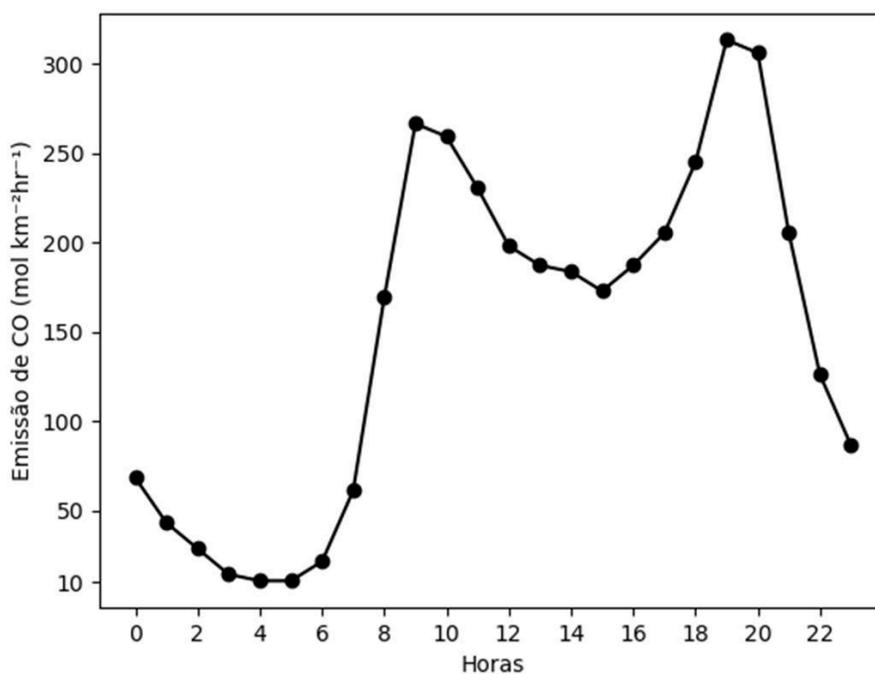
A análise dos padrões espaciais das emissões, especialmente de material particulado fino ($MP_{2,5}$), apresentado na Figura 14, evidencia uma correlação direta com a principal fonte emissora, o tráfego veicular. Como destacado, áreas urbanas centrais e regiões próximas a rodovias apresentam concentrações significativamente mais elevadas, refletindo o intenso fluxo de veículos e a alta densidade de atividades econômicas. Essa variação espacial reforça o impacto das emissões veiculares como principal fator determinante na

distribuição do $MP_{2,5}$, além de destacar a importância do planejamento urbano e de políticas públicas voltadas à mitigação de impactos em áreas de maior vulnerabilidade.

4.6) AVALIAÇÃO TEMPORAL

A análise temporal das emissões em Campo Grande revelou padrões evidentes de flutuação ao longo do dia, refletindo diretamente a dinâmica do tráfego urbano e das atividades econômicas da cidade. Os dados apresentados na Figura 15 indicam que os maiores picos de emissão ocorrem nos horários de maior movimento, em torno das 7h e das 18h (horário GMT), correspondendo aos períodos de deslocamento para o trabalho e retorno para casa. Esses padrões são consistentes entre as principais espécies químicas avaliadas, como óxidos de nitrogênio (NO) e compostos orgânicos voláteis (COVs), todos majoritariamente provenientes de fontes móveis.

Figura 15 – Variação temporal do CO ($\text{mol km}^{-2} \text{h}^{-1}$), horário GMT.



Fonte: Autoria própria, 2024.



O primeiro pico significativo ocorre no início da manhã, quando o tráfego rodoviário atinge seu auge. O monóxido de carbono, por exemplo, atinge suas maiores concentrações nesse período devido à alta densidade de veículos em operação. Já o segundo pico, à tarde, reflete o aumento do fluxo veicular no retorno das atividades diárias. Esses picos são acompanhados por elevações nos níveis de NO e COVs, que são altamente influenciados pela combustão de combustíveis fósseis, especialmente em veículos leves e pesados.

Entre os picos, durante a madrugada e início da tarde, há uma redução considerável nas emissões, evidenciando a relação direta entre a intensidade do tráfego e os níveis de poluição atmosférica. Durante esses períodos, as concentrações de espécies como MP_{2,5} e MP₁₀ também diminuem, indicando uma menor presença de fontes emissoras e um maior potencial para dispersão atmosférica.

Espécies como óxidos de nitrogênio (NO) e dióxido de enxofre (SO₂) apresentaram picos que acompanham a combustão de diesel em veículos pesados, que frequentemente operam em horários não convencionais, como à noite e início da manhã. Esses dados reforçam o papel do transporte de cargas na manutenção de emissões mesmo em horários de menor tráfego geral. Além disso, compostos secundários, como aldeídos e material particulado fino, mostram um comportamento mais diluído, sugerindo que sua formação depende de processos atmosféricos que ocorrem ao longo do dia, amplificados pela exposição à luz solar e pela presença de precursores.

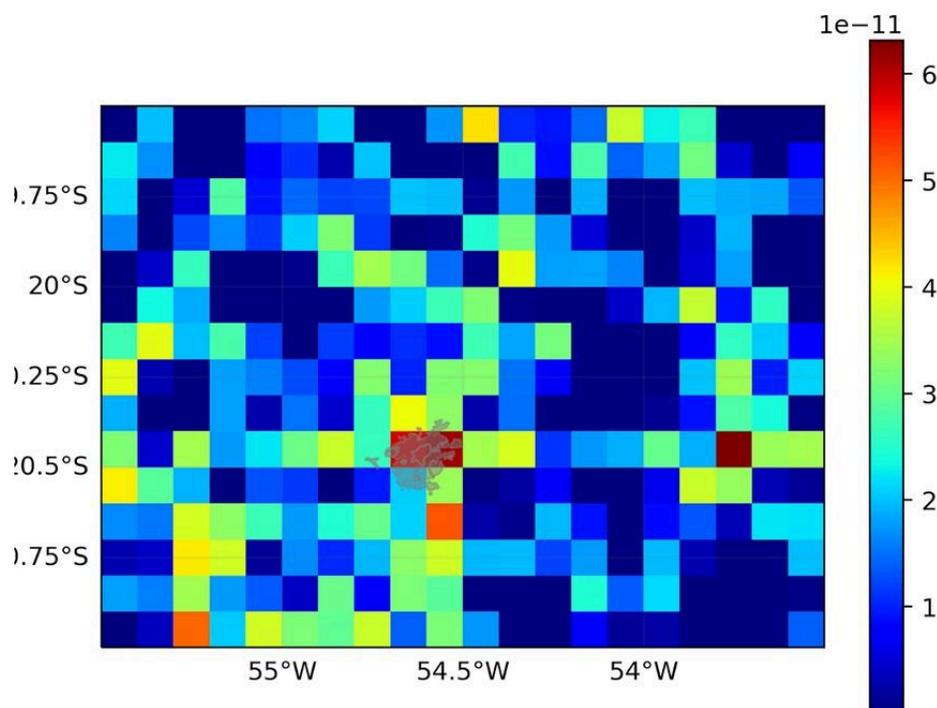
A variação horária das emissões evidencia a importância de políticas públicas voltadas para a regulação do tráfego urbano nos horários de pico. Medidas como a implementação de rodízios veiculares, melhorias no transporte público e incentivos ao home office podem reduzir significativamente as emissões nos períodos mais críticos. Além disso, a análise reforça a necessidade de monitoramento contínuo em horários estratégicos para avaliar a eficácia de intervenções e prever episódios críticos de poluição atmosférica.

4.7) COMPARAÇÃO COM O INVENTÁRIO GLOBAL

A comparação entre o inventário local de Campo Grande e o inventário global EDGAR (Emission Database for Global Atmospheric Research) destacou diferenças significativas nas abordagens metodológicas, resoluções espaciais e temporais, bem como nas aplicações práticas de cada conjunto de dados. O inventário local se beneficia de uma resolução espacial altamente detalhada, permitindo a identificação precisa de hotspots de emissões em áreas urbanas densamente povoadas e próximas a rodovias e zonas industriais. Isso contrasta com o EDGAR, cuja resolução espacial mais ampla é projetada para análises

regionais ou globais, resultando em valores suavizados que não capturam as especificidades de cidades como Campo Grande, conforme apresentado na Figura 16.

Figura 16 – Inventário Global de CO ($\text{kgm}^{-2}\text{s}^{-1}$).



Fonte: EDGAR, 2022.

Por exemplo, no caso do monóxido de carbono (CO), o inventário local identificou um valor máximo de $127,32 \text{ mol km}^{-2} \text{ h}^{-1}$ em regiões urbanas centrais, enquanto o EDGAR apresenta valores médios menores, originalmente em $61 \times 10^{-11} \text{ kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, convertido para $\text{mol km}^{-2} \text{ h}^{-1}$, é aproximadamente $78,40 \text{ mol km}^{-2} \text{ h}^{-1}$, devido à dispersão espacial das emissões em seu modelo global. Essa diferença reflete a vantagem do inventário local em abordar problemas urbanos específicos, enquanto o EDGAR é mais adequado para análises em larga escala.

A abordagem local também se diferencia pela inclusão de variações horárias detalhadas, como os picos de emissão durante os horários de maior tráfego. Por exemplo, no inventário local, os picos de emissões de NO e CO coincidem com os horários de maior tráfego (7h e 18h, horário GMT), refletindo diretamente a dinâmica urbana e possibilitando intervenções específicas, como a restrição de tráfego em horários de pico.



Por outro lado, o EDGAR trabalha principalmente com médias anuais ou sazonais. Embora esses dados sejam úteis para analisar tendências de longo prazo, eles apresentam limitações em capturar flutuações diárias e padrões específicos de emissão que podem ser essenciais para a gestão urbana. Apesar de o EDGAR também disponibilizar dados horários, o acesso a esses dados necessita de requerimento e de lento acesso, o que constitui uma desvantagem prática em relação ao inventário local.

O inventário local apresenta evidentes vantagens para o planejamento urbano e a gestão ambiental em escala municipal. Ele permite intervenções direcionadas, como o monitoramento de áreas críticas e a priorização de ações em zonas de baixa qualidade do ar. Além disso, a resolução temporal detalhada é essencial para avaliar o impacto de políticas públicas específicas e prever episódios críticos de poluição atmosférica.

Por outro lado, o EDGAR é mais prático para análises globais, oferecendo consistência em escalas maiores e permitindo comparações entre diferentes países e continentes. Sua metodologia padronizada é ideal para análises de tendências globais e para subsidiar políticas internacionais de mitigação climática. No entanto, sua baixa resolução espacial e temporal limita sua utilidade em contextos urbanos ou em estudos que exijam respostas rápidas e detalhadas, como o caso de Campo Grande.

Embora o inventário local e o EDGAR sirvam a propósitos diferentes, sua combinação pode oferecer uma visão mais ampla e integrada das emissões. O EDGAR fornece um panorama global e regional, essencial para alinhar estratégias locais com metas internacionais, enquanto o inventário local detalha as especificidades urbanas, permitindo intervenções eficazes em nível municipal. Essa complementaridade é crucial para enfrentar os desafios das mudanças climáticas e da poluição do ar, promovendo ações coordenadas em múltiplas escalas.



5) CONCLUSÃO

Este trabalho permitiu realizar um inventário detalhado das emissões veiculares na cidade de Campo Grande, utilizando uma metodologia bottom-up que incorporou dados específicos da frota local, fatores de emissão, intensidade de uso dos veículos e a distribuição espacial e temporal das emissões. A análise revelou que o monóxido de carbono (CO) é o principal poluente emitido, seguido de hidrocarbonetos (HC) e óxidos de nitrogênio (NO_x), refletindo a predominância de veículos leves e o uso de combustíveis fósseis na matriz de mobilidade urbana.

A espacialização das emissões destacou áreas críticas, especialmente nas regiões de maior tráfego, enquanto a análise temporal evidenciou picos de emissões durante os horários de maior fluxo de veículos, reafirmando a relação direta entre a atividade veicular e os níveis de poluição atmosférica. Além disso, a comparação com o inventário global EDGAR demonstrou a importância de metodologias locais mais detalhadas, que capturam especificidades regionais e permitem maior precisão na quantificação das emissões.

Os resultados obtidos ressaltam a necessidade de políticas públicas que promovam a mobilidade sustentável, como a substituição gradual de combustíveis fósseis por fontes de energia limpa, o incentivo ao transporte coletivo e a adoção de tecnologias veiculares mais eficientes. Tais medidas são essenciais para reduzir as emissões veiculares, melhorar a qualidade do ar e mitigar os impactos na saúde pública e no meio ambiente.

Este estudo contribui significativamente para o entendimento do impacto das fontes veiculares na poluição atmosférica de Campo Grande e oferece uma base sólida para o planejamento e a implementação de estratégias de controle de emissões, alinhando-se aos esforços globais de combate à poluição atmosférica e às mudanças climáticas, assim como de promoção de um ambiente urbano mais sustentável.

Para estudos futuros, recomenda-se realizar comparações com dados de satélite, como as medições de NO₂, utilizando médias anuais para o estado de Mato Grosso do Sul. Esse tipo de análise pode ajudar a verificar se as concentrações em Campo Grande são significativamente maiores em comparação ao restante do estado. Além disso, seria relevante avaliar se, ao longo dos anos, as variações temporais nas concentrações acompanham a evolução da frota veicular na cidade. Embora se reconheça a diferença conceitual entre emissão e concentração, entende-se que as fontes veiculares são as principais responsáveis pelas emissões na região, tornando essa abordagem particularmente significativa.

Adicionalmente, a integração desses dados de satélite em modelos numéricos pode fornecer insights valiosos sobre a química atmosférica e a dispersão espacial dessas



espécies, permitindo uma avaliação mais detalhada das interações entre as emissões locais e os processos atmosféricos.

Por fim, sugere-se a continuidade desse estudo nos próximos anos, com a criação de relatórios regulares semelhantes aos produzidos pela CETESB para o estado de São Paulo. Essa abordagem contribuiria para o monitoramento contínuo das emissões e para a implementação de políticas públicas mais eficazes na melhoria da qualidade do ar em Campo Grande.



6) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABE, Karina Camasmie; MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri. **Health Impact Assessment of Air Pollution in São Paulo, Brazil**. International Journal of Environmental Research and Public Health, Diadema, v. 13, p. 694, 2016. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/13/7/694>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

AYEJOTO, Daniel A.; AGBASI, Johnson C.; NWAZELIBE, Vincent E.; EGBUERI, Johnbosco C.; ALAO, Joseph O. **Understanding the connections between climate change, air pollution, and human health in Africa: Insights from a literature review**. Journal of Environmental Science and Health, Part C, v. 41, n. 3–4, p. 77–120, 2023. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/26896583.2023.2267332>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

BALMER, Robert T. **Vapor and Gas Power Cycles**. Chapter 13, Academic Press, p.447-534, 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780123749963000130?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

BERG, Christine D.; SCHILLER, Joan H.; BOFFETTA, Paolo; et al. **Air Pollution and Lung Cancer: A Review by International Association for the Study of Lung Cancer Early Detection and Screening Committee**. Journal of Thoracic Oncology, v. 18, n. 10, p. 1277–1289, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1556086423006019>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

BOOGAARD, Hanna; ANDERSEN, Zorana Jovanovic; BRUNEKREEF, Bert; et al. **Clean air in Europe for all: A call for more ambitious action**. Environmental Epidemiology, v. 7, p. e222, 2023. Disponível em: <https://journals.lww.com/environepidem/fulltext/2023/04000/clean_air_in_europe_for_all_a_call_for_more.3.aspx>. Acesso em: 21 nov. 2024.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução n. 05/1989. Dispõe sobre a criação do pelo Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR**. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/MMA/RE0005-150689.PDF>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

BRITO, Joel; RIZZO, Luciana V.; ARTAXO, Paulo; et al. **Physical-chemical characterization of the particulate matter inside two road tunnels in the São Paulo Metropolitan Area**. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, v. 13, p. 20839–20866, 2013. Disponível em:



<<https://acp.copernicus.org/preprints/13/20839/2013/acpd-13-20839-2013.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

CARVALHO, Vanessa Silveira Barreto; MARTINS, Leila Droprinchinski; FREITAS, Edmilson Dias; et al. **Avaliação dos resultados de concentração de ozônio troposférico simulados pelo modelo SPM-BRAMS sobre a RMSP**. Atmospheric Chemistry and Physics Discussions, 2007. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/276716292_Avaliacao_dos_resultados_de_conc_entracao_de_ozonio_troposferico_simulados_pelo_modelo_SPM-BRAMS_sobre_a_RMS>. Acesso em: 21 nov. 2024.

CASTELHANO, Francisco Jablinski et al. **The impact of long-term weather changes on air quality in Brazil**. Atmospheric Environment, v. 283, p. 119182, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231022002473>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

CHARLOTTE, L.; ZSCHEISCHLER, J.; FRÖLICHER, T. **High-impact marine heatwaves attributable to human-induced global warming**. Science, 369, 1621-1625, 2020. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/10.1126/science.aba0690>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

CHEN, Jie et. al. **Impacts of climate warming on global floods and their implication to current flood defense standards**. Journal of Hydrology, v. 618, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0022169423001786?via%3Dihub>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

CIFUENTES, F. et al. **Comparison of top-down and bottom-up road transport emissions through high-resolution air quality modeling in a city of complex orography**. Atmosphere, v. 12, n. 1372, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4433/12/11/1372>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

COBELO, Igor et al. **The impact of wildfires on air pollution and health across land use categories in Brazil over a 16-year period**. Environmental Research, v. 224, p. 115522, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0013935123003146>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do ar no Estado de São Paulo. Relatórios. 2019**. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/28/2020/07/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-do-Ar-2019.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.



COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Inventário de emissões veiculares no estado de São Paulo: análise e considerações**, 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/wp-content/uploads/sites/6/2022/03/Relatorio-Emissoes-Veiculares-2020.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

CONAMA. Resolução n. 18, de 6 de maio de 1986. **Dispõe sobre a criação do Programa de controle de poluição do ar por veículos automotores – Proconve**. Disponível em: <https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=41>. Acesso em: 21 nov. 2024.

DAS, Bhupendra et. al. **Emission factors and emission inventory of diesel vehicles in Nepal**. Science of The Total Environment, v. 812, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721076178?via%3Dihub>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

DAVISON, J. et al. **Distance-based emission factors from vehicle emission remote sensing measurements**. Science of the Total Environment, v. 739, p. 139688, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720332083>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

DUARTE, Ediclê et. al. **Evaluation of atmospheric aerosols in the metropolitan area of São Paulo simulated by the regional EURAD-IM model on high-resolution**. Atmospheric Pollution Research, v. 12, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1309104220303482?via%3Dihub>>. Acesso em: 25 nov. 2024.

DUFRESNE, J.-L. et al. **Greenhouse Effect: The Relative Contributions of Emission Height and Total Absorption**. Journal of Climate, v. X, p. Y, 2020. Disponível em: <<https://journals.ametsoc.org/view/journals/clim/33/9/jcli-d-19-0193.1.xml>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Preferência do consumidor: veículo flex**. Relatório. Rio de Janeiro: EPE, 2023. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-792/CA-EPE-DPG-SDB-2023-09_Prefer%C3%Aancia%20do%20consumidor_ve%C3%ADculo%20flex.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2024.

EQUIPO. **Amostrador de Grande Volume – PTS**. São Paulo: Equipo, 2024. Disponível em: <<https://equipo.ind.br/produto/amostrador-de-grande-volume-pts-220v/>>. Acesso em: 25 nov. 2024.



FENG, J.; PAYNTER, D.; MENZEL, R. **How a stable greenhouse effect on Earth is maintained under global warming.** *Journal of Atmospheric Sciences*, v. 128, issue 9, 2023. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2022JD038124>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

GAO, Xu. et al. **Long-Term Air Pollution, Genetic Susceptibility, and the Risk of Depression and Anxiety: A Prospective Study in the UK Biobank Cohort.** *Environmental International*, v. 131, issue 1, 2023. Disponível em: <<https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/EHP10391>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

GRASSI, Y. S.; BRIGNOLE, N. B.; DÍAZ, M. F. **Vehicular fleet characterisation and assessment of the on-road mobile source emission inventory of a Latin American intermediate city.** *Science of the Total Environment*, v. 792, p. 148255, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972103326X?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

GRICE, S. et al. **Recent trends and projections of primary NO₂ emissions in Europe.** *Atmospheric Environment*, v. 43, issue 13, 2009. pp. 2154–2167. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231009000508>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

HOINASKI, L., Vasques, T. V., Ribeiro, C. B., and Meotti, B.: **Multispecies and high-spatiotemporal-resolution database of vehicular emissions in Brazil, Earth Syst. Sci. Data**, 14, 2939–2949, 2022. Disponível em: <<https://essd.copernicus.org/articles/14/2939/2022/>>. Acesso em: 25 nov. 2024.

IBARRA-ESPINOSA, Sergio; YNOUÉ, Rita Yuri; ROPKINS, Karl; ZHANG, Xuelei; FREITAS, Edmilson Dias de. **High spatial and temporal resolution vehicular emissions in South-East Brazil with traffic data from real-time GPS and travel demand models.** *Atmospheric Environment*, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231019307757>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

IBARRA-ESPINOSA, Sergio; YNOUÉ, Rita; O'SULLIVAN, Shane; PEBESMA, Edzer; ANDRADE, Maria de Fátima; OSSES, Mauricio. **VEIN v0.2.2: an R package for bottom-up vehicular emissions inventories.** *Geoscientific Model Development*, v. 11, p. 2209–2229, 2018. Disponível em: <<https://gmd.copernicus.org/articles/11/2209/2018/>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Frota de Veículos.** 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/22/28120>>. Acesso em: 21 nov. 2024.



INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE (IEMA). **As emissões brasileiras de gases de efeito estufa nos setores de Energia e de Processos Industriais em 2019.** IEMA, 2019. Disponível em: <<https://energiaambiente.org.br/as-emissoes-brasileiras-de-gases-de-efeito-estufa-nos-setores-de-energia-e-de-processos-industriais-em-2019-20201201>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA); EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Benchmarking do transporte rodoviário de cargas no Brasil.** 2021. Disponível em: <[https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-626/IEA-EPE_Brazilian_Road_Freight_Transport_Benchmarking-2021.09.09%20\[PT\].pdf](https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-626/IEA-EPE_Brazilian_Road_Freight_Transport_Benchmarking-2021.09.09%20[PT].pdf)>. Acesso em: 24 nov. 2024.

IPCC. **Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II, and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee, and J. Romero (eds.)].** IPCC, Geneva, Switzerland, 2023. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/downloads/report/IPCC_AR6_SYR_LongerReport.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2024.

JIANG, P.; ZHONG, X.; LI, L. **On-road vehicle emission inventory and its spatio-temporal variations in North China Plain.** Environmental Pollution, v. 267, p. 115639, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749120363272?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

JUNGES, A. L.; SANTOS, V. Y.; MASSONI, N. T.; SANTOS, F. A. C. **Efeito estufa e aquecimento global: uma abordagem conceitual a partir da física para educação básica.** Experiências em Ensino de Ciências, v. 13, n. 5, 2018. Disponível em: <https://if.ufmt.br/eenci/artigos/Artigo_ID531/v13_n5_a2018.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2024.

KONAPALA, G. et al. **Climate change will affect global water availability through compounding changes in seasonal precipitation and evaporation.** Nature Communications, v. 11, p. 3044, 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41467-020-16757-w>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

KUANG, Binyu et al. **Chemical characterization, formation mechanisms, and source apportionment of PM_{2.5} in north Zhejiang Province: The importance of secondary formation and vehicle emission.** Science of the Total Environment, v. 851, p. 158206, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969722053050>>. Acesso em: 21 nov. 2024.



LIAO, Keren et al. **Secondary organic aerosol formation of fleet vehicle emissions in China: Potential seasonality of spatial distributions**. *Environmental Science & Technology*, v. 55, n. 11, p. 7276-7286, 2021. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c08591>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

LIMA, Marcenilda A.; STHEL, Marcelo S. **Emission of Air Pollution in the Transport Sector: Case Study of the City of Campos dos Goytacazes, Brazil**. *Engineering*, v. 12, p. 851-862, 2020. Disponível em: <<https://www.scirp.org/journal/paperinformation?paperid=105708>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

LYU, P.; WANG, P.; LIU, Y. **Review of the studies on emission evaluation approaches for operating vehicles**. *Journal of Traffic and Transportation Engineering*, v. 8, n. 4, p. 493-509, 2021. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2095756421000714>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

MANCARRELLA, A.; MARELLO, O. **Effect of coolant temperature on performance and emissions of a compression ignition engine running on conventional diesel and hydrotreated vegetable oil (HVO)**. *Energies*, v. 16, n. 144, 2023. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/16/1/144>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

MARTINS, Leila D.; ANDRADE, Maria F.; FREITAS, Edmilson D.; et al. **Emission factors for gas-powered vehicles traveling through road tunnels in São Paulo, Brazil**. *Atmospheric Environment*, v. 41, n. 17, p. 3658-3671, 2006. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es052441u>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

MELO, Marcus Vinícius Chagas de; SAMPAIO, Yuri. **Impactos dos preços da gasolina e do etanol sobre a demanda de etanol no Brasil**. *Revista Brasileira de Economia*, v. 68, n. 2, p. 123-144, 2014. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rec/a/GpRWHVbwJYjnjchVSdygWfb/?format=pdf&lang=pt>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Primeiro inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**, 2011. Disponível em: <<https://energiaambiente.org.br/produto/1o-inventario-nacional-de-emissoes-atmosfericas-por-veiculos-automotores-rodoviaros>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários**, 2013. Disponível em: <https://sudema.pb.gov.br/qualidade-do-ambiente/inventario_de_emissoes_por_veiculos_rodoviaros_2013.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2024.



MOURA, Fernando Rafael de et al. **In the line of fire: Analyzing burning impacts on air pollution and air quality in an Amazonian city, Brazil.** Atmospheric Pollution Research, v. 15, 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1309104223003872>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações (MCTI). **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil.** 6ª ed, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/estimativas-anuais-d-e-emissoes-gee/arquivos/6a-ed-estimativas-anuais.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

MCKAY, David I. Armstrong et al. **Exceeding 1.5°C global warming could trigger multiple climate tipping points.** Science 377, aebn 7950, 2022. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/10.1126/science.abn7950>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

NASCIMENTO, Janaina et al. **Aerosol from anthropogenic and biogenic sources and their interactions.** Atmospheric Chemistry and Physics, v. 21, p. 6755-6772, 2021. Disponível em: <<https://acp.copernicus.org/articles/21/6755/2021/>>. Acesso em: 21. nov. 2024.

PACURA, W.; SZRAMOWIAT-SALA, K.; GOŁAŚ, J. **Emissions from light-duty vehicles—From statistics to emission regulations and vehicle testing in the European Union.** Energies, v. 17, n. 209, 2024. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/17/1/209>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

PARK, Jisu e. al. **Development of vehicle emission rates based on vehicle-specific power and velocity.** Science of The Total Environment, v. 857, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969722067225?via%3Dihub>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

PENG, J. et al. **Influence of translational vehicle dynamics on heavy vehicle noise emission.** Science of the Total Environment, v. 689, p. 1358–1369, 2019. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969719329997?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

PEREIRA, Guilherme Martins; TEINILÄ, Kimmo; CUSTÓDIO, Danilo; et al. **Particulate pollutants in the Brazilian city of São Paulo: 1-year investigation for the chemical composition and source apportionment.** Atmospheric Chemistry and Physics, v. 17, p. 11943–11969, 2017. Disponível em: <<https://acp.copernicus.org/articles/17/11943/2017/>>. Acesso em: 21 nov. 2024.



PERKINS-KIRKPATRICK, S. E; LEWIS, S. C. **Increasing trends in regional heatwaves.** Nature, v. 3357, 2020. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41467-020-16970-7>>. Acesso em: 25 nov. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPO GRANDE. **Perfil Socioeconômico de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.** 27ª ed. rev, 2020. Disponível em: <<https://cdn.campogrande.ms.gov.br/portal/prod/uploads/sites/18/2020/10/PERFIL-COMPLETO-PDF.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

QUYNH, P. H. et al. **Air emission inventory and air quality modelling for developing countries: A case of Vinh Phuc province, Vietnam.** IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, v. 1226, 2023. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/1226/1/012011>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

RAFEE, Sameh A. Abou; BRASIL, Antonio César Pinho; CARVALHO, Enio Nascimento de. **Contributions of mobile, stationary, and biogenic sources to air pollution in the Amazon rainforest: A numerical study with the WRF-Chem model.** Atmospheric Chemistry and Physics, v. 17, p. 7977-7990, 2017. Disponível em: <<https://acp.copernicus.org/articles/17/7977/2017/acp-17-7977-2017.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

RANGEL, Marcos A.; TOMÉ, Romina. **Health and the Megacity: Urban Congestion, Air Pollution, and Birth Outcomes in Brazil.** International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 19, p. 1151, 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/19/3/1151>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

REQUIA, Weeberb J. et al. **Short-term air pollution exposure and mortality in Brazil: Investigating the susceptible population groups.** Environmental Pollution, v. 340, 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749123017992?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

RODRIGUES, N. **Oportunidades e Desafios para Expansão do Gás Natural no Segmento de Transporte Rodoviário no Brasil.** Ensaio Energético, 2020. Disponível em: <<https://ensaioenergetico.com.br/oportunidades-e-desafios-para-expansao-do-gas-natural-no-segmento-de-transporte-rodoviario-no-brasil/>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

ROSS, M. **Fuel efficiency and the physics of automobiles.** Contemporary Physics, v. 38, n. 6, p. 381-394, 1997. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/001075197182199>>. Acesso em: 21 nov. 2024.



RÖNKKÖ, Topi et al. **Vehicle engines produce exhaust nanoparticles even when not fueled**. *Environmental Science & Technology*, v. 48, n. 4, p. 2043-2050, 2014. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es405687m>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SÁNCHEZ-CCOYOLLO, Odon Roman; YNOUE, Rita; MARTINS, Leila Droprinchinski; et al. **Vehicular particulate matter emissions in road tunnels in São Paulo, Brazil**. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 144, p. 17-26, 2008. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-008-0198-5>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SANTANA, José Carlos Curvelo et al. **Effects of Air Pollution on Human Health and Costs: Current Situation in São Paulo, Brazil**. *Sustainability*, v. 12, p. 4875, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/12/12/4875>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SEEG. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil**. 2023. Disponível em: <https://oc.eco.br/wp-content/uploads/2023/11/Relatorio-SEEG_gases-estufa_2023FINAL.pdf>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SECRETÁRIA NACIONAL DE TRÂNSITO. **Frota de veículos 2022**. Disponível em: <<https://www.gov.br/transportes/pt-br/assuntos/transito/conteudo-Senatran/frota-de-veiculos-2022>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SEMADESC, Secretaria de Meio Ambiente, Desenvolvimento, Ciência, Tecnologia e Inovação. **Inventário de emissões de gases de efeito estufa do estado de Mato Grosso do Sul: 2017-2018**. IMASUL, 2018. Disponível em: <<https://www.semadesc.ms.gov.br/wp-content/uploads/2022/11/Inventa%CC%81rio.pdf>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SEMENOV, S. M. **Greenhouse effect and modern climate**. Izrael Institute of Global Climate and Ecology, Moscow, Russia, 2022. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.3103/S1068373922100016>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SEO, J. et al. **Development of a cold-start emission model for diesel vehicles using an artificial neural network trained with real-world driving data**. *Science of the Total Environment*, v. 806, p. 151347, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721064251?via%3Dihub>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SILVA, et. al. **Atmospheric effects of air pollution during dry and wet periods in São Paulo**. *Environmental Science: Atmospheres*, 2022. Disponível em:



<<https://pubs.rsc.org/en/content/articlelanding/2022/ea/d1ea00080b>>. Acesso em: 25 nov. 2024.

SMOLENSKAYA, N. M.; SMOLENSKII, V. V. **Influence of the thermodynamic characteristics of the combustion process on vehicle emissions in spark-ignition engines.** IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, v. 582, p. 012002, 2019. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/582/1/012002>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SONG, C. et al. **Heavy-duty diesel vehicles dominate vehicle emissions in a tunnel study in northern China.** Science of the Total Environment, v. 637–638, p. 431–442, 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969718315766>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

SUN, Biao; FANG, Chuanglin; LIAO, Xia; GUO, Xiaomin; LIU, Zhitao. **The relationship between urbanization and air pollution affected by intercity factor mobility: A case of the Yangtze River Delta region.** Environmental Impact Assessment Review, v. 100, p. 107092, 2023. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0195925523000586>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

TAFFAREL, Virgínia Scherer. **Mobilidade urbana: análise dos fatores que causam o contínuo crescimento do uso do automóvel nas cidades brasileiras.** 2015. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Porto Alegre. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/127665/000971034.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

TRAN, Huan Minh; TSAI, Feng-Jen; LEE, Yueh-Lun; et al. **The impact of air pollution on respiratory diseases in an era of climate change: A review of the current evidence.** Science of the Total Environment, v. 898, p. 166340, 2023. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es405687m>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

TUIA, Devis 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, 2007. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969723049653>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

VASQUES, Thiago. **Inventário de Emissões Veiculares no Estado de Santa Catarina.** Florianópolis, p. 78, 2018. Disponível em:



<<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/195619/TCC%20Thiago%20Vasques.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

WELSBY, D. et al. **Unextractable fossil fuels in a 1.5 °C world**. Nature, v. 597, p. 230-235, 2021. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41586-021-03821-8>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

WILLIAMS, A. P. et al. **Large contribution from anthropogenic warming to an emerging North American megadrought**. Science, v. 368, p. 314-318, 2020. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/10.1126/science.aaz9600>>. Acesso em: 21 nov. 2024.

ZABEU, Clayton Barcelos. **O que é mais econômico: gasolina ou álcool?**. Federação Nacional do Comércio de Combustíveis e de Lubrificantes, 2024. Disponível em: <<https://www.fecombustiveis.org.br/noticia/o-que-e-mais-economico-gasolina-ou-alcool-/258744>>. Acesso em: 24 nov. 2024.

ZHOU et. al. **Can global warming bring more dust?**. Nature, v. 61, p. 2693-3715, 2023. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s00382-023-06706-w>>. Acesso em: 24 nov. 2024.



7) ANEXOS

7.1) QUILOMETRAGEM POR LITRO DE COMBUSTÍVEL PARA VEÍCULOS LEVES

Tabela 17 – Quilometragem por litro de combustível para veículos leves.

Ano de fabricação	Número de veículos	Gasolina (km L ⁻¹)	Etanol hidratado (km L ⁻¹)
1957 a 1982	35606	8,90	7,10
1983	4194	9,65	7,90
1984	3863	10,19	8,25
1985	3970	10,39	8,54
1986	4716	10,42	8,46
1987	3369	10,64	8,52
1988	3771	10,86	8,58
1989	3850	11,07	8,65
1990	4102	11,82	8,65
1991	4349	11,82	8,65
1992	3724	10,98	8,01
1993	5713	10,98	8,54
1994	7514	10,04	7,54
1995	8110	10,04	7,54
1996	8445	11,04	7,17
1997	11610	11,04	7,17
1998	10557	11,82	7,41
1999	9466	11,82	8,01
2000	12093	11,89	6,96
2001	14114	11,97	6,96
2002	13900	10,90	7,20
2003	12991	11,20	7,50
2004	15570	11,40	8,60
2005	16829	11,30	8,60
2006	18146	11,30	6,90
2007	24684	11,30	6,90
2008	28752	9,74	6,90
2009	25297	9,10	6,90
2010	31338	9,42	6,90
2011	34660	10,55	6,90
2012	28472	10,60	6,90
2013	31561	10,60	6,90



2014	29254	10,60	6,90
2015	23009	10,60	6,90
2016	18976	10,60	6,90
2017	21838	10,60	6,90
2018	28369	10,60	6,90
2019	28636	10,60	6,90
2020	20888	10,60	6,90
2021	23716	10,60	6,90

Fonte: Adaptado MMA, 2013.

7.2) VALORES DO GWP DOS GASES DE EFEITO ESTUFA

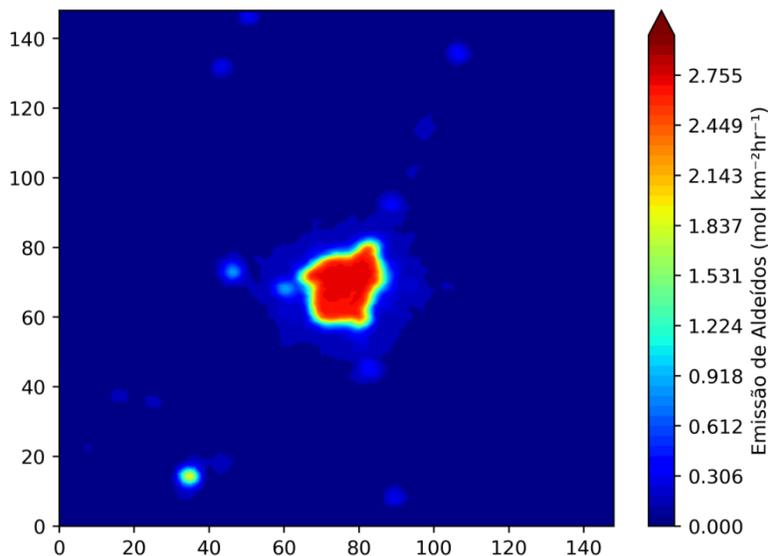
Tabela 18 – Valores do GWP dos gases de efeito estufa, segundo o AR5 (IPCC).

Gás	GWP
CO ₂	1
CH ₄	28
N ₂ O	265

Fonte: IPCC, 2013.

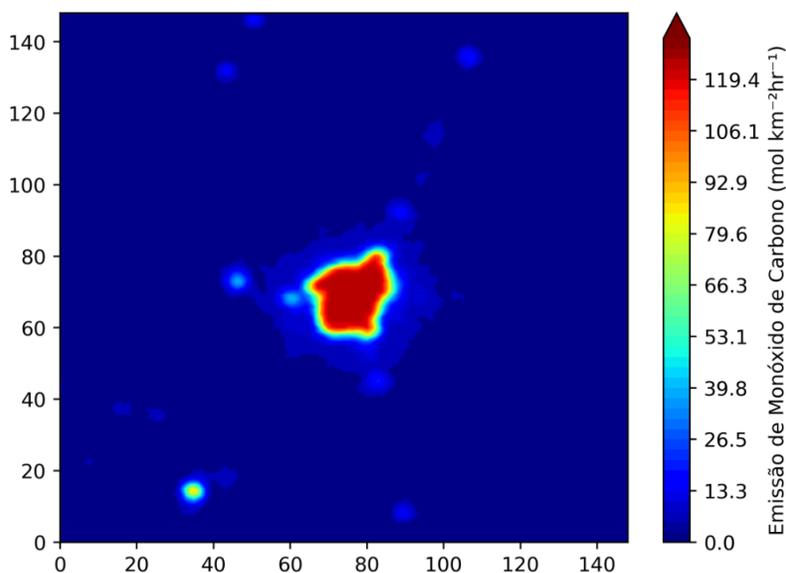
7.3) VARIAÇÃO ESPACIAL DAS ESPÉCIES QUÍMICAS INVENTARIADAS

Figura 17 – Emissão de Aldeídos.



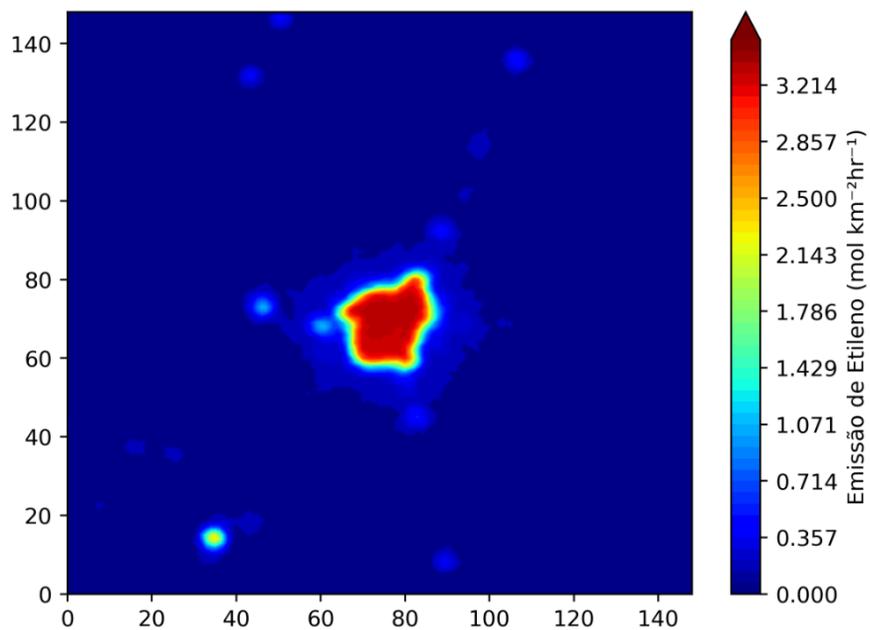
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 18 – Emissão de Carbono Elementar.



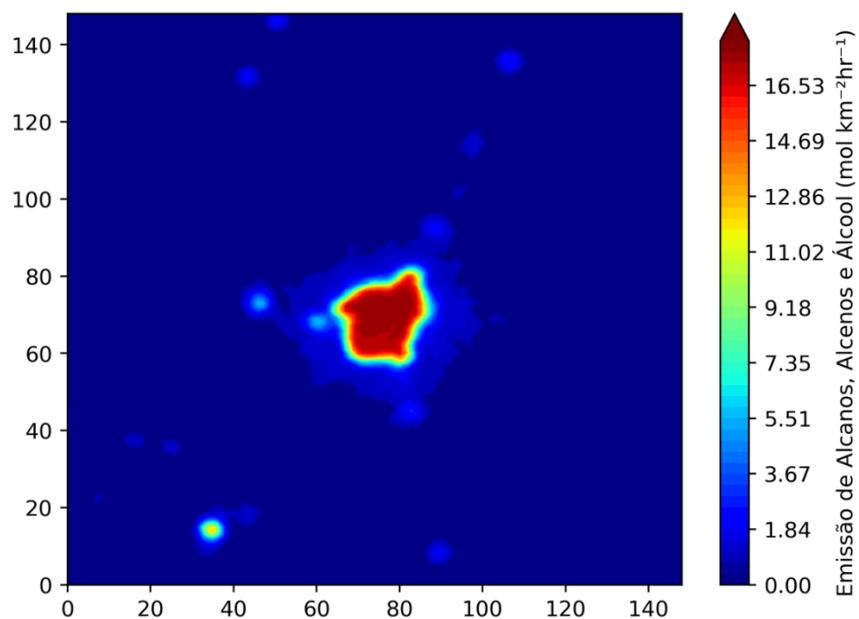
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 19 – Emissão de Etileno.



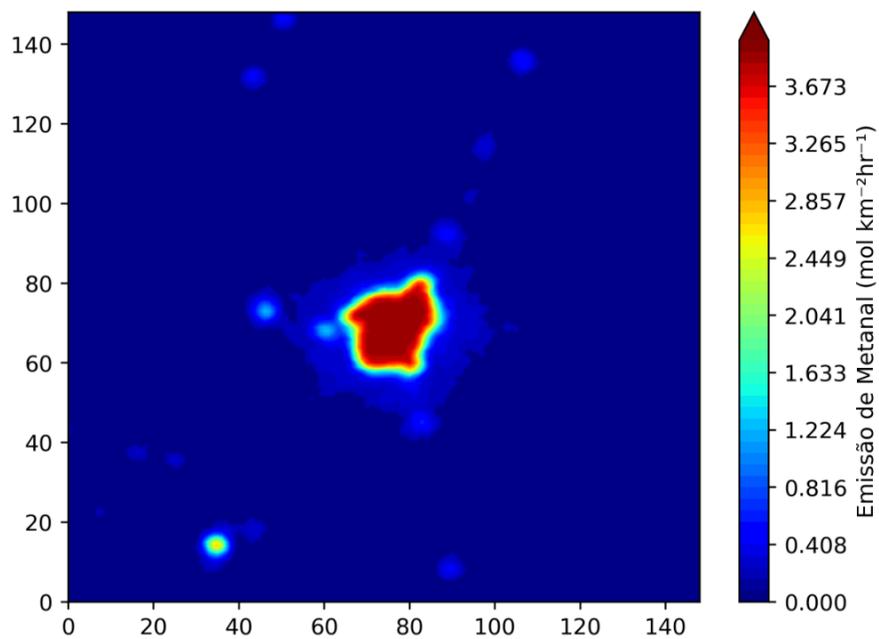
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 20 – Emissão de Alcanos, Alcenos e Álcool.



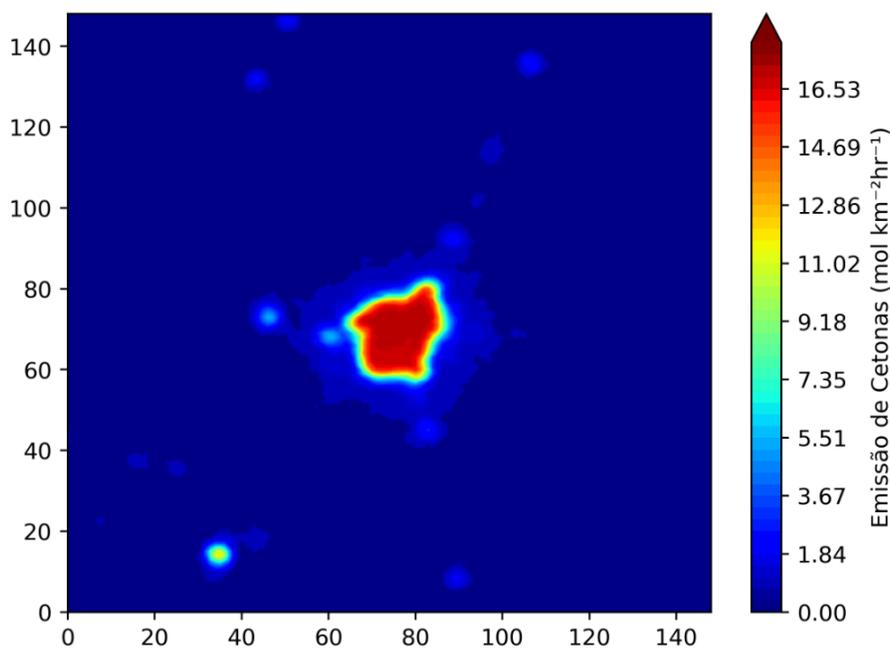
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 21 – Emissão de Metanal.



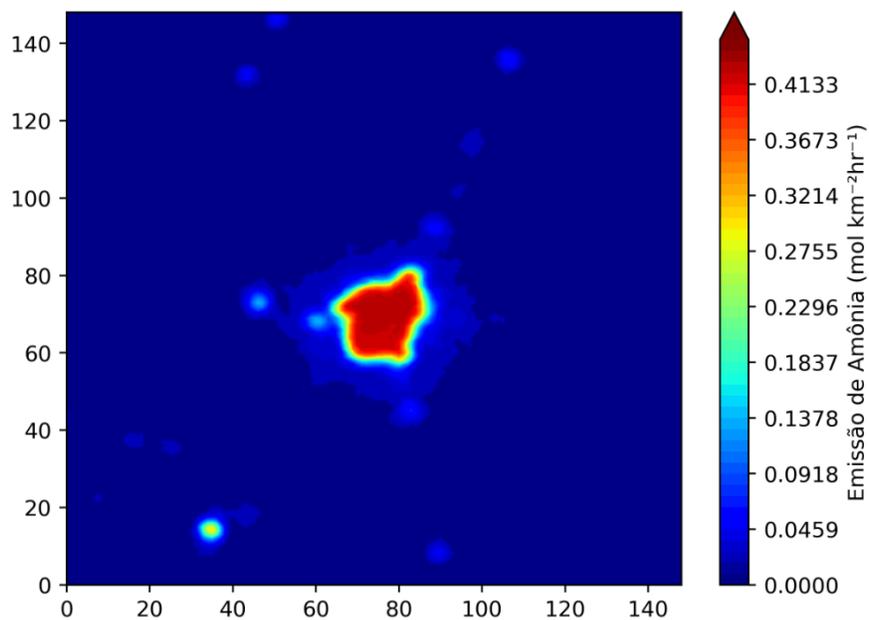
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 22 – Emissão de Cetonas.



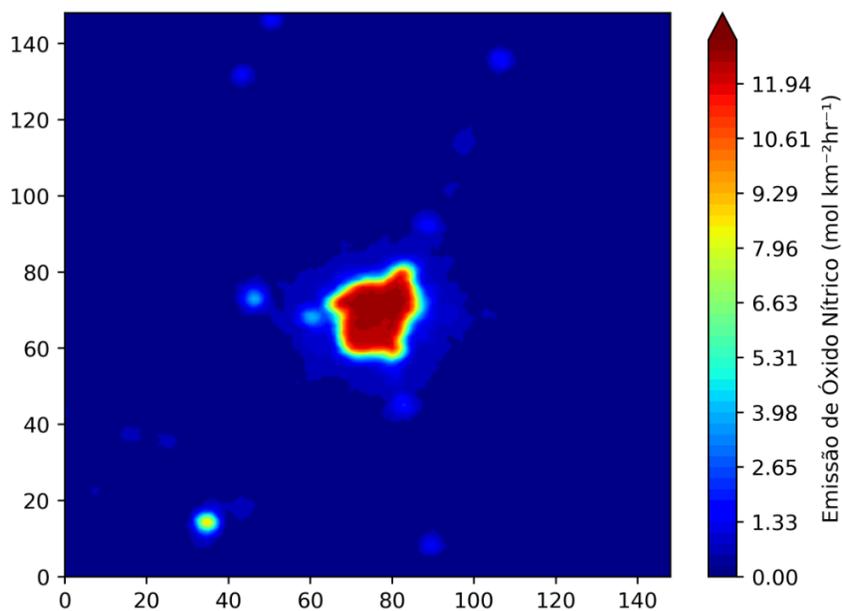
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 23 – Emissão de Amônia.



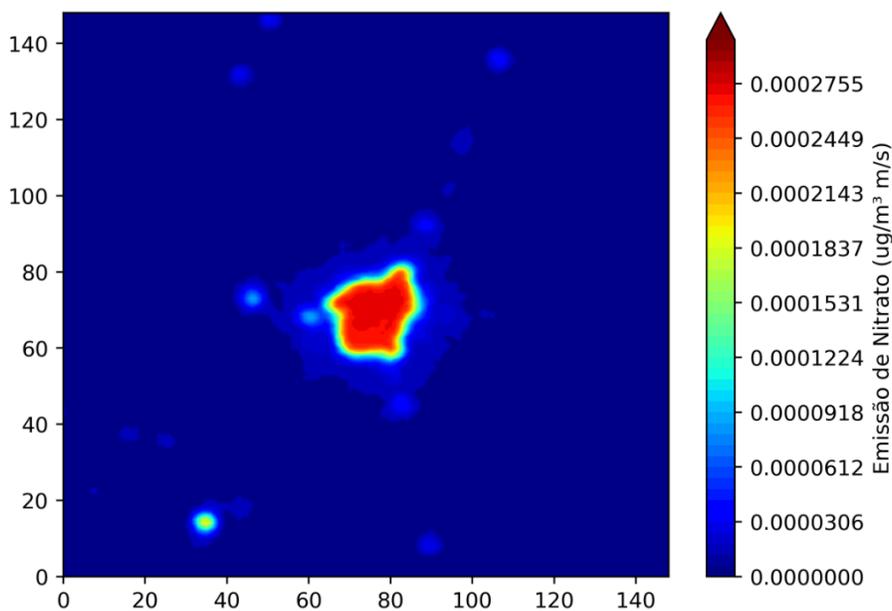
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 24 – Emissão de Óxido Nítrico.



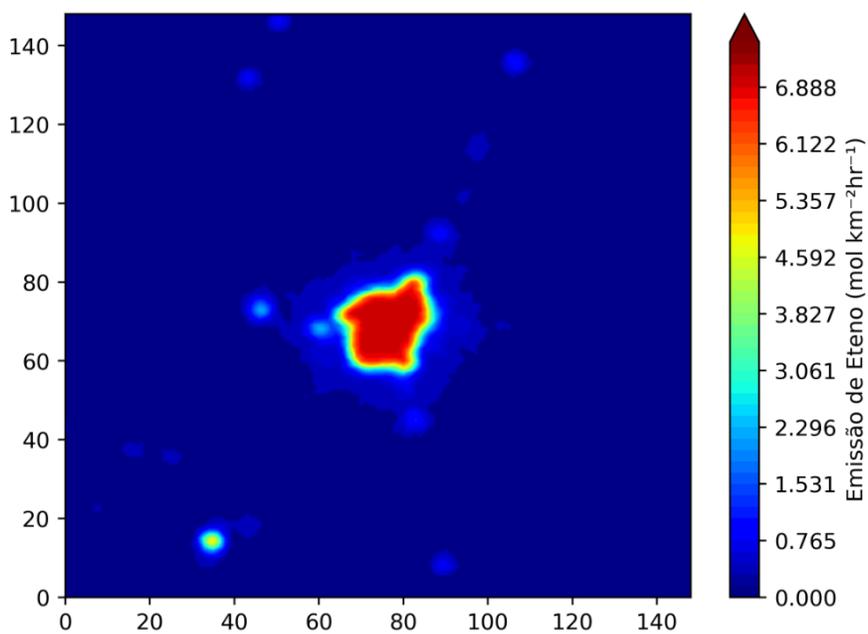
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 25 – Emissão de Nitrato.



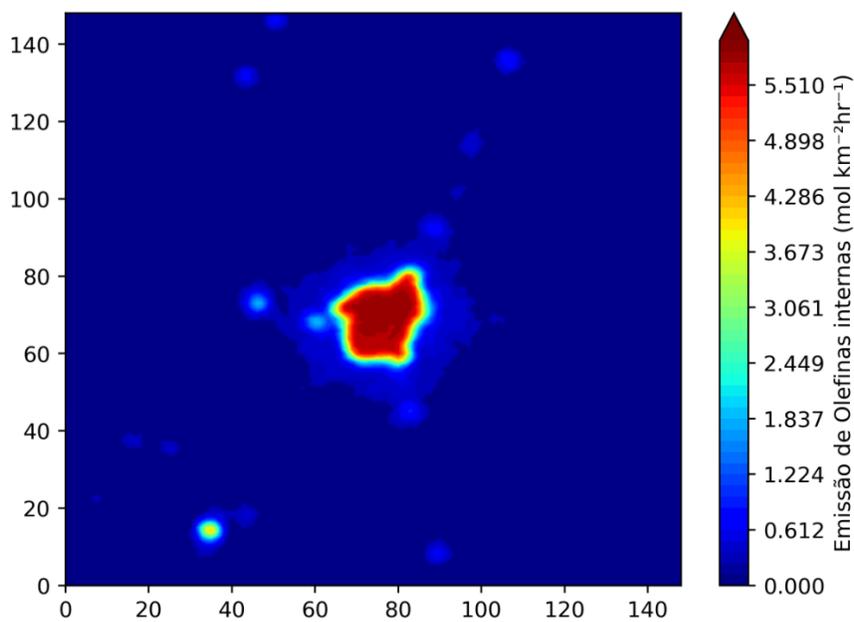
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 26 – Emissão de Eteno.



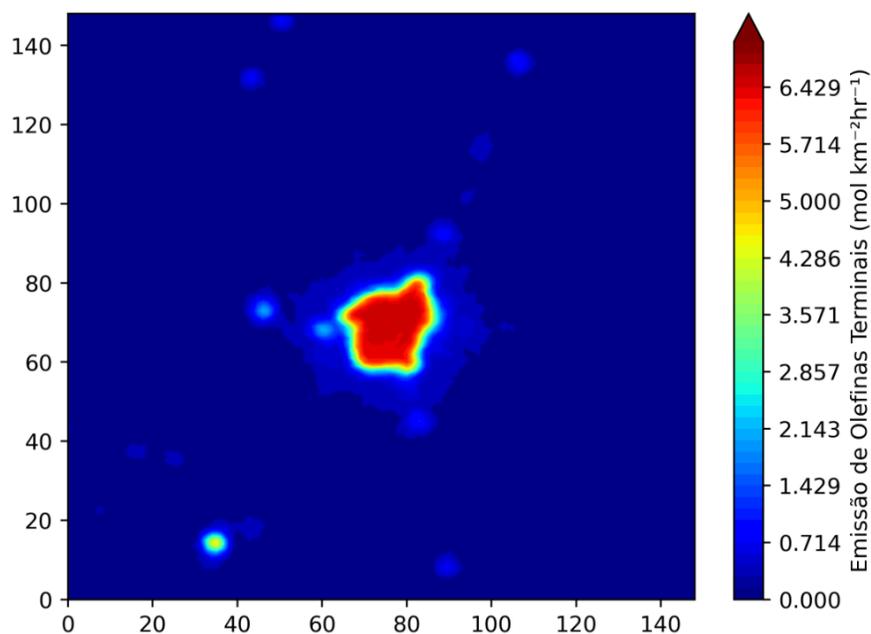
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 27 – Olefinas Internas.



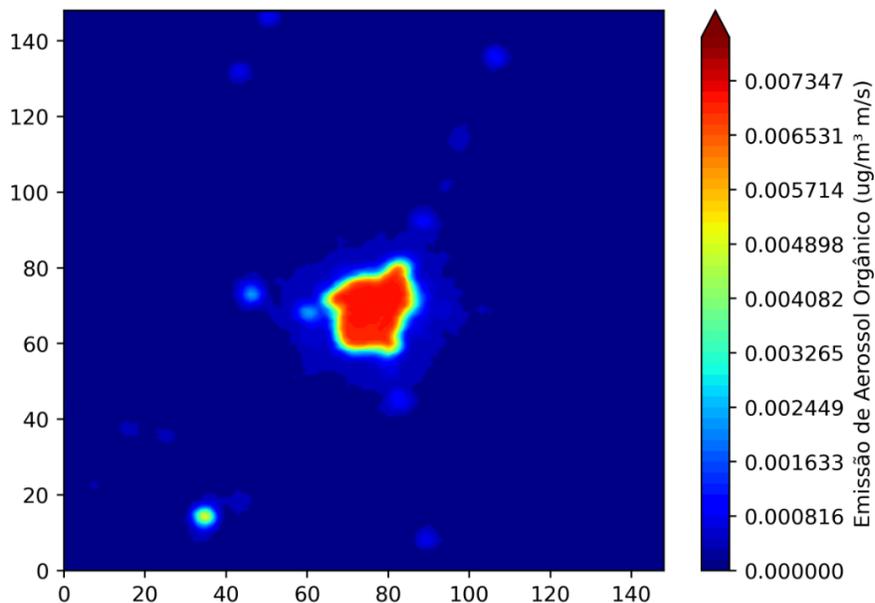
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 28 – Emissão de Olefinas Terminais.



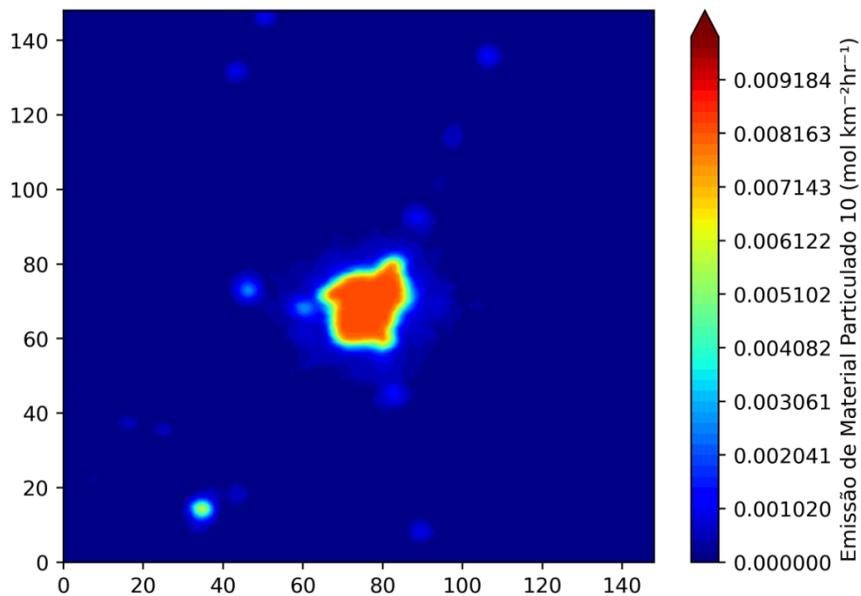
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 29 – Emissão de Aerossol Orgânico.



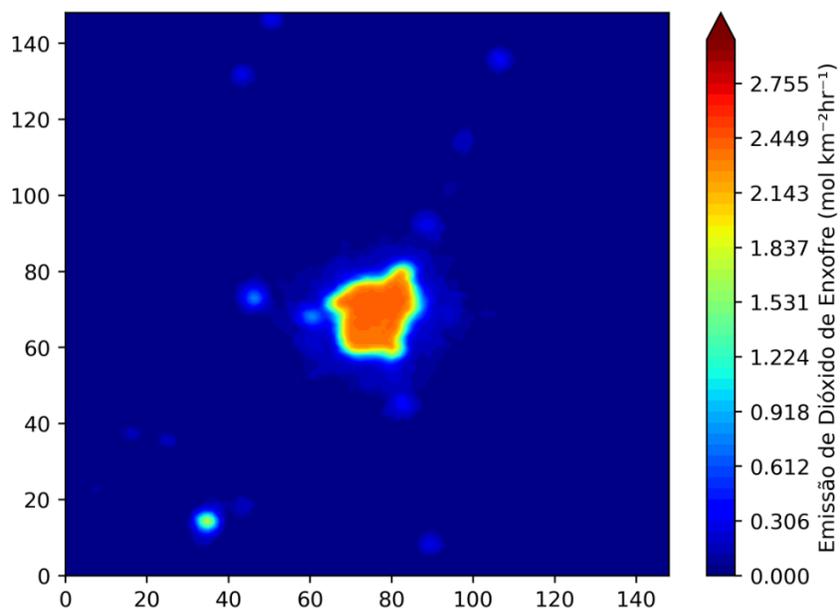
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 30 – Emissão de Material Particulado 10.



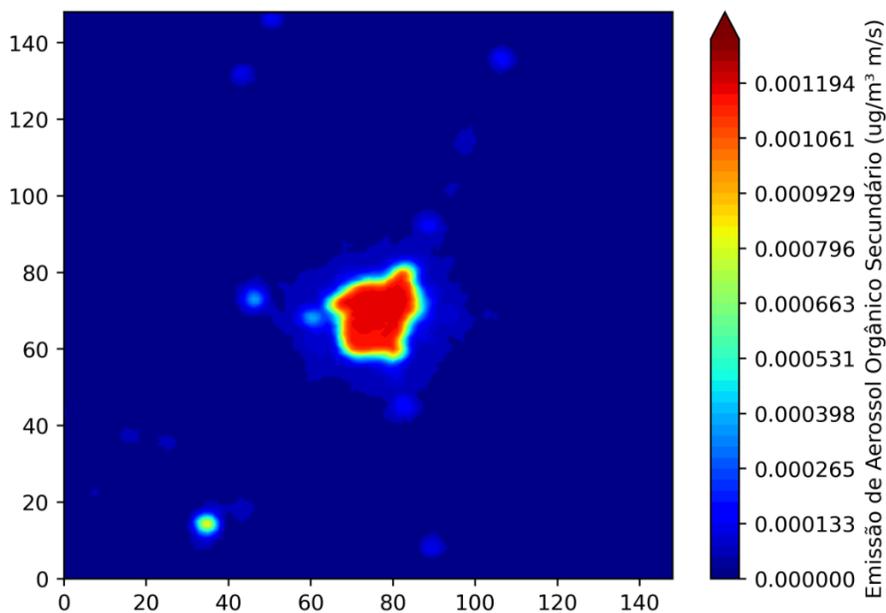
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 31 – Emissão de Dióxido de Enxofre.



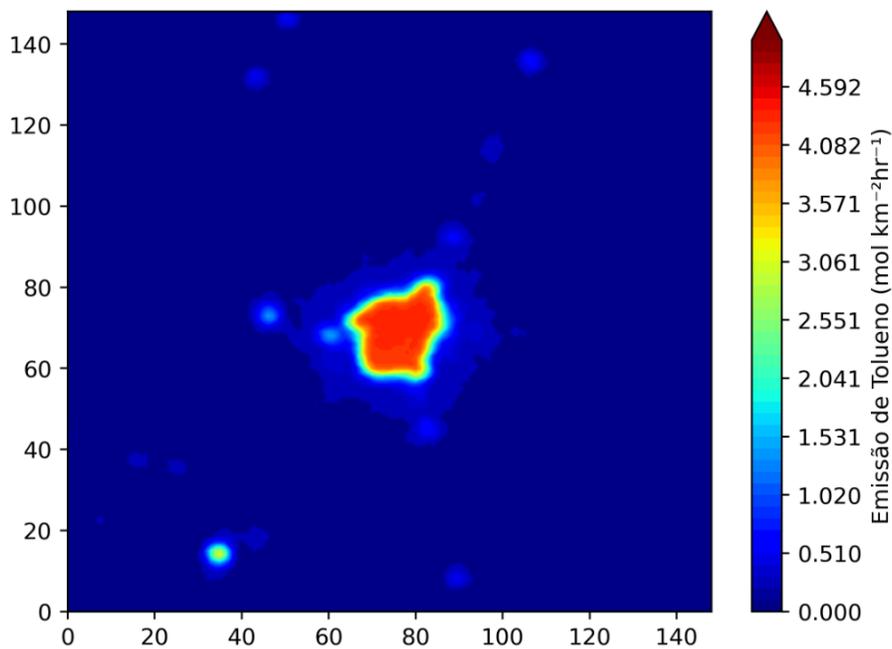
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 32 – Emissão de Aerossol Orgânico Secundário.



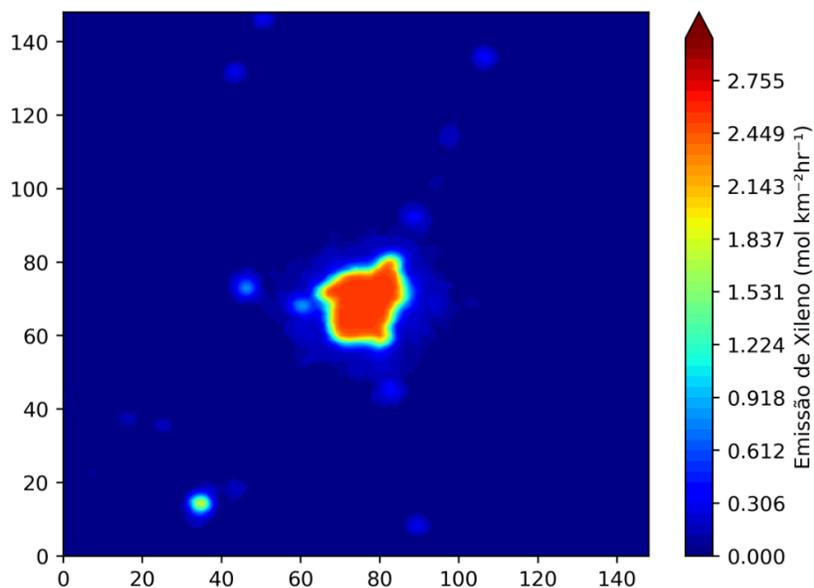
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 33 – Emissão de Tolueno.



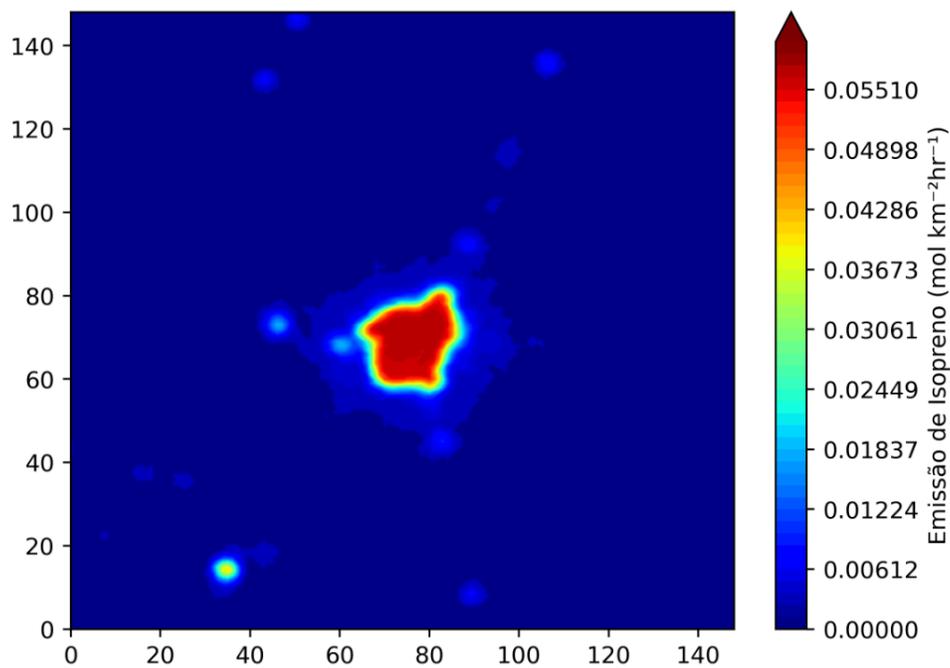
Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 34 – Emissão de Xileno.



Fonte: Autoria própria, 2024.

Figura 35 – Emissão de Isopreno.



Fonte: Autoria própria, 2024.