



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE ANANINDEUA  
FACULDADE DE QUÍMICA**

**SAMUEL LEAL COUTINHO**

**EMIÇÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS POR AUTOMÓVEIS NO BRASIL,  
2010-2020: UMA REVISÃO DE LITERATURA.**

**Ananindeua – PA  
Fevereiro – 2022**

**SAMUEL LEAL COUTINHO**

**EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS POR AUTOMÓVEIS NO BRASIL,  
2010-2020: UMA REVISÃO DE LITERATURA.**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Geiso Rafael Fonseca Oliveira**

Trabalho de Conclusão de Curso submetida ao curso de Licenciatura em Química da Universidade Federal do Pará como requisito parcial para obtenção do título de Licenciado em Química, orientado pelo Prof. Dr. Geiso Rafael Fonseca Oliveira.

**Ananindeua – PA  
Fevereiro – 2022**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD  
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará  
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

---

L433e Leal Coutinho, Samuel.  
EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS POR  
AUTOMÓVEIS NO BRASIL, 2010-2020 : UMA REVISÃO DE  
LITERATURA. / Samuel Leal Coutinho. — 2022.  
102 f. : il. color.

Orientador(a): Prof. Dr. Geiso Rafael Fonseca Oliveira  
Coorientação: Prof<sup>a</sup>. Dra. Janes Kened Rodrigues dos Santos  
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade  
Federal do Pará, Campus Universitário de Ananindeua, Curso de  
Química, Ananindeua, 2022.

1. Emissões veiculares. 2. Inventário de emissões. 3.  
Qualidade do ar. I. Título.

CDD 540

---

**SAMUEL LEAL COUTINHO**

**EMISSÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS POR AUTOMÓVEIS NO BRASIL,  
2010-2020: UMA REVISÃO DE LITERATURA.**

**FOLHA DE AVALIAÇÃO**

**BANCA EXAMINADORA:**

---

Prof. Dr. Geiso Rafael Fonseca Oliveira  
Faculdade de Química – UNIFESSPA – Orientador

---

Profa. Dra. Janes Kened Rodrigues dos Santos  
Faculdade de Química – *Campus* Universitário de Ananindeua – Coorientadora

---

Prof. Dr. Alcy Favacho Ribeiro  
Faculdade de Química – *Campus* Universitário de Ananindeua – Membro

---

Prof. Dr. Fábio Cardoso Borges  
Faculdade de Química – *Campus* Universitário de Ananindeua – Membro

Conceito: \_\_\_\_\_

Aprovado em \_\_\_ / \_\_\_ / \_\_\_\_\_

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a Deus, e a Jesus Cristo, autor da minha fé e da minha salvação, que me deu forças para resistir a todas as intempéries durante a escrita deste trabalho. Foram condições muito adversas, mas graças a Ele pude me manter firme e constante.

Agradeço a todos os meus familiares, em especial a minha mãe, Maria de Jesus Leal, que sempre me apoiou, me incentivou e me compreendeu nos momentos de tensão durante toda a faculdade. Seus gestos de amor são impossíveis de serem retribuídos em igual medida.

Agradeço também a todos os meus amigos que sempre me incentivaram na escrita e emocionalmente, responsáveis por eu me manter calmo e estabilizado durante todos os momentos de estafa no decorrer do caminho. A todos os meus colegas de turma, que de alguma forma me ajudaram a trilhar está difícil caminhada. Foram muitos aprendizados obtidos para a vida.

A todos os meus professores, que me ensinaram como ser um profissional melhor, dentro e fora dos domínios da UFPA, minha eterna gratidão.

Finalmente gostaria de agradecer ao meu orientador, professor Rafael Oliveira, e a minha coorientadora, professora Janes Kenned, por me auxiliarem na escrita deste trabalho e pela paciência com meus erros. Um agradecimento especial à Proex que me concedeu uma bolsa (PCNA) mediado pelo professor Marcos Benedito Caldas, que contribuiu imensamente para a minha formação profissional. E de igual modo, à Universidade Federal do Pará, por tudo o que eu vivenciei dentro dela, e todos os recursos que a mesma me ofereceu para melhor contribuir com a minha formação.

## RESUMO

Considerando seu impacto na saúde humana, nos ecossistemas e na qualidade dos produtos da construção, a poluição do ar tem sido um dos principais temas de preocupação da comunidade científica que a considera como uma dimensão fundamental na busca do desenvolvimento sustentável. A legislação brasileira orienta a criação e implementação de um plano nacional de qualidade do ar com o objetivo de manter as emissões dentro de limites aceitáveis. Os inventários de emissões podem ser usados para estudar as emissões de gases de uma área ao longo de um período. Com ele, as fontes de emissões podem ser identificadas, levando a estratégias de controle da qualidade do ar. Nesse sentido, este trabalho buscou levantar dados de estudos de emissões veiculares, por automóveis apenas, de três poluentes: monóxido de carbono, material particulado e dióxido de enxofre nos anos de 2010 a 2020. Para isso foi realizado uma pesquisa bibliográfica sistemática resultando em 43 trabalhos para a análise. Verificou-se que houve uma redução das emissões no período analisado, mas ainda assim, valores mais altos do que os ideais. O monóxido de carbono foi o poluente mais emitido pelos automóveis. O dióxido de enxofre foi o poluente que mais reduziu em emissão, muito devido ao avanço da tecnologia na fabricação de combustíveis. Pesquisas futuras requerem medidas aprimoradas para reduzir a poluição do ar pelos veículos, bem como propostas governamentais para o controle das emissões. Para tanto, este trabalho irá contribuir com novos inventários de emissões veiculares para a comparação temporal e espacial destas emissões, de forma a criar propostas de intervenção que contribuam para a preservação ambiental.

**Palavras-chaves:** Emissões veiculares; Inventário de emissões; Qualidade do ar.

## **ABSTRACT**

Considering its impact on human health, ecosystems and the quality of construction products, air pollution has been one of the main topics of concern for the scientific community, which considers it a fundamental dimension in the pursuit of sustainable development. Brazilian legislation guides the creation and implementation of a national air quality plan with the objective of keeping emissions within acceptable limits. Emissions inventories can be used to study an area's gas emissions over a period. With it, the sources of emissions can be identified, leading to air quality control strategies. In this sense, this work sought to collect data from studies of vehicle emissions, by cars only, of three pollutants: carbon monoxide, particulate matter and sulfur dioxide in the years 2010 to 2020. For this, a systematic literature search was carried out resulting in 43 works for analysis. It was found that there was a reduction in emissions in the analyzed period, but even so, values higher than the ideal ones. Carbon monoxide was the most pollutant emitted by automobiles. Sulfur dioxide was the pollutant that most reduced its emissions, largely due to advances in technology in the manufacture of fuels. Future research requires improved measures to reduce air pollution from vehicles, as well as government proposals to control emissions. Therefore, this work will contribute with new vehicular emissions inventories for the temporal and spatial comparison of these emissions, in order to create intervention proposals that contribute to environmental preservation.

**Keywords:** Vehicular Emissions; Emissions Inventories; Air Quality

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Quantitativo de trabalhos por região com recorte temporal de 2010 a 2020	54
Gráfico 2. Quantidade percentual de trabalhos por natureza de publicação	55
Gráfico 3. Variação temporal da emissão em toneladas de CO - SP	58
Gráfico 4. Variação temporal da emissão em toneladas de MPT e SO <sub>2</sub> - SP	58
Gráfico 5. Contribuição percentual de automóveis na emissão de poluentes na região sudeste em 2018	60
Gráfico 6 - Redução ou aumento percentual dos poluentes na região sul entre 2013 e 2018	65
Gráfico 7. Contribuição percentual de automóveis na emissão de poluentes na região sul em 2018	65
Gráfico 8. Contribuição percentual de automóveis na emissão de poluentes na região centro-oeste em 2018.	68
Gráfico 9. Redução ou aumento percentual dos poluentes na região centro-oeste entre 2013 e 2018	68
Gráfico 10. Redução ou aumento percentual dos poluentes na região nordeste entre 2013 e 2018	71
Gráfico 11. Contribuição de automóveis para a emissão de poluentes na região nordeste em 2018	72
Gráfico 12 - Redução ou aumento percentual dos poluentes na região norte entre 2013 e 2018.	74
Gráfico 13 - Emissões totais (Gasolina + Etanol)	75
Gráfico 14 - Contribuição de automóveis para a emissão de poluentes na região norte em 2018	76

## **LISTA DE FIGURAS**

- Figura 1. Camadas da atmosfera relacionadas com o perfil médio da temperatura do ar acima da superfície da Terra. A linha grossa ilustra a forma como a temperatura média varia em cada camada. 17
- Figura 2. Fontes de Poluentes, Transporte, Transformação, Deposição e Efeitos. 25

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Cronologia selecionada de poluição do ar.	22
Tabela 1. Cronologia selecionada de poluição do ar	23
Tabela 2. Classificação dos poluentes atmosféricos	26
Tabela 3. Classificação europeia dos poluentes atmosféricos	26
Tabela 4. Fontes geradoras de poluição.	27
Tabela 5. Poluentes monitorados em números de estações apresentados por unidades federativas.	41
Tabela 6. Estados Brasileiros que realizam ou não o monitoramento de qualidade do ar.	42
Tabela 7. Número de estações de monitoramento de qualidade do ar para os estados.	42
Tabela 8. Qualidade do ar e efeitos à saúde.	43
Tabela 9. Estrutura do índice de qualidade do ar.	43
Tabela 10. Padrões de Qualidade do Ar	49
Tabela 11. Níveis de atenção, alerta e emergência para os poluentes e suas respectivas concentrações	49
Tabela 12. Padrões Nacionais de Qualidade do ar em vigor nos EUA.	51
Tabela 13. Padrões de qualidade do ar para a proteção da saúde, conforme indicado nas Diretivas de Qualidade do Ar Ambiente da EU..	52
Tabela 14. Compilação dos trabalhos selecionados da região sudeste e seus respectivos dados	56
Tabela 15. Emissão de poluentes no estado de São Paulo em toneladas.	57
Tabela 16. Emissões veiculares nos estados brasileiros da região Sudeste estimadas com o BRAVES em 2018. Redução percentual de 2013 a 2018	59
Tabela 17. Compilação dos trabalhos selecionados da região sul e seus respectivos dados	63
Tabela 18. Compilação dos trabalhos selecionados da região centro-oeste e seus respectivos dados	66
Tabela 19. Compilação dos trabalhos selecionados da região nordeste e seus respectivos dados	70
Tabela 20. Compilação dos trabalhos selecionados da região norte e seus respectivos dados	73
Tabela 21. Emissões nacional de poluentes	77
Tabela 22. Redução das emissões nacional no contexto pandêmico	78

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

<b>°C</b>	Graus Celsius
<b>°F</b>	Graus Farenheit
<b>CO</b>	Monóxido de Carbono
<b>CO<sub>2</sub></b>	Dióxido de Carbono
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>COV</b>	Compostos Orgânicos Voláteis
<b>COVNM</b>	Compostos Orgânicos Voláteis não metânicos
<b>HAM</b>	Hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos
<b>Hb</b>	Hemoglobina
<b>HC</b>	Hidrocarboneto
<b>HPA</b>	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
<b>IEV</b>	Inventário de Emissão Veicular
<b>MP</b>	Material Particulado
<b>MPT</b>	Material Particulado Total
<b>µg</b>	Micrograma
<b>Nm</b>	Nanômetros
<b>NO<sub>2</sub></b>	Dióxido de Nitrogênio
<b>NO<sub>x</sub></b>	Óxido de Nitrogênio
<b>O<sub>2</sub></b>	Gás Oxigênio
<b>O<sub>3</sub></b>	Ozônio
<b>OMS</b>	Organização Mundial de Saúde
<b>ppm</b>	Parte por milhão
<b>PTS</b>	Partículas Totais em Suspensão
<b>RM</b>	Região Metropolitana
<b>SO<sub>2</sub></b>	Dióxido de enxofre
<b>ton</b>	Toneladas
<b>UE</b>	União Europeia
<b>UV</b>	Ultravioleta

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	12
<b>2. OBJETIVOS</b>	15
<b>2.1. Objetivo Geral</b>	15
<b>2.2. Objetivos Específicos</b>	15
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b>	16
<b>3.1. A Atmosfera</b>	16
<b>3.2. Breve Histórico Da Poluição Atmosférica</b>	19
<b>3.3. Poluição Atmosférica</b>	24
3.3.1. Classificação e fontes dos poluentes atmosféricos	25
3.3.1.1 Monóxido de Carbono (CO)	27
3.3.1.2 Material Particulado (MP)	29
3.3.1.3 Ozônio (O <sub>3</sub> )	31
3.3.1.4 Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> )	33
3.3.1.5 Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)	34
3.3.1.6 Hidrocarbonetos (HCs)	35
3.3.1.7 Óxidos de nitrogênio (NO <sub>x</sub> )	36
3.3.2 Impactos Sociais E Econômicos Da Poluição Atmosférica	37
<b>3.4 Padrões De Qualidade De Ar No Brasil</b>	39
<b>3.5 Emissões Veiculares</b>	44
3.5.1 Estimativa de emissões veiculares	46
<b>3.6 Legislação</b>	47
3.6.1 Legislação Brasileira	47
3.6.2 Legislação Internacional	49
<b>4. METODOLOGIA</b>	53

<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	54
<b>5.1. Região Sudeste</b>	55
<b>5.2 Região Sul</b>	62
<b>5.3. Região Centro Oeste</b>	66
<b>5.4. Região Nordeste</b>	69
<b>5.5 Região Norte</b>	73
<b>5.6 Análise Nacional</b>	77
<b>6. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	79
<b>REFERÊNCIAS</b>	81

## 1. INTRODUÇÃO

A atmosfera é formada por uma mistura de gases e partículas, que envolve e protege a superfície da Terra. Seu comportamento está diretamente relacionado aos gases e partículas que a formam, às forças físicas envolvidas, além das fontes de emissões naturais e antropogênicas (SANTANA, 2019). A atmosfera retém o calor solar, nos protege da radiação mortal no espaço e distribui a água que compõe a maior parte do seu corpo. A atmosfera consiste em moléculas de gases, mantidas perto da superfície da Terra pela gravidade e se estendendo para cima por cerca de 500 km (CUNNINGHAM, CUNNINGHAM, 2017)

A poluição do ar é uma mistura gasosa e partículas sólidas ou líquidas, emitidas por atividades naturais e antrópicas, cuja composição e concentração dependem das fontes de poluição e das condições meteorológicas. Poluentes com efeitos negativos para a saúde incluem dióxido de nitrogênio, dióxido de enxofre, ozônio, monóxido de carbono, compostos orgânicos voláteis e partículas. Alguns poluentes atmosféricos também se formam a partir de reações entre poluentes emitidos diretamente de fontes (chamados poluentes atmosféricos primários) e reações com outros produtos químicos ou com a luz solar (esses poluentes são chamados poluentes atmosféricos secundários) (WEST *et al.*, 2021).

Em seu estudo Azuaga (2000) define poluição atmosférica como sendo a presença de substâncias nocivas, na atmosfera, em quantidade suficiente para afetar sua composição ou equilíbrio, prejudicando o meio ambiente e as mais variadas formas de vida.

Os poluentes mais estudados nas principais cidades do mundo são chamados de poluentes regulamentados. Eles foram escolhidos por serem conhecidos por causarem danos à saúde da população e estarem presentes em concentrações significativas. Geralmente, esses poluentes são monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), material particulado (MP<sub>2,5</sub> ou MP<sub>10</sub>) e ozônio (O<sub>3</sub>) (GIANNOULI *et al.*, 2011).

Vários fatores, incluindo clima, topografia e atividades econômicas, afetam as concentrações de poluição do ar (RODRÍGUEZ *et al.*, 2016, KAHN, WALSH, 2015, HUANG, DU, 2018). A maioria dos poluentes do ar é gerada a partir de interações entre atividades humanas (por exemplo, aumento da atividade econômica e urbanização), sistemas sociais e meio ambiente (CHAN, YAO, (2008), MURALIKRISHNA, MANICKAM (2017).

A poluição atmosférica é uma questão global que causa grandes perdas econômicas. É particularmente grave nos países em desenvolvimento, nos quais a qualidade do ar tem se deteriorado muito e de forma consistente, principalmente em nações que embarcam em ambiciosos programas de revitalização e reforma econômica. A rápida industrialização,

incluindo a automobilística, juntamente com a construção civil, contribui para o aumento das partículas no ar. A poluição do ar exerce graves consequências sobre o meio ambiente, a vida e a saúde das pessoas, ameaçando a sustentabilidade do desenvolvimento social e econômico (WANG; ZHA, 2006). Estima-se que o ambiente (poluição do ar externo) nas cidades e áreas rurais causou 4,2 milhões de mortes prematuras em todo o mundo em 2016 (WHO, 2021).

Os estudos epidemiológicos evidenciam um aumento consistente de doenças respiratórias e cardiovasculares e da mortalidade geral e específica associadas à exposição a poluentes presentes na atmosfera, principalmente nos grupos mais susceptíveis, que incluem as crianças menores de 5 anos e indivíduos maiores de 65 anos de idade (IGNOTTI *et al.*, 2017).

Só na América Latina, mais de 35.000 pessoas morrem todos os anos devido a problemas relacionados à poluição do ar (GURGATZ *et al.*, 2016). Portanto, a maioria dos países que possuem legislação ambiental avançada (por exemplo, o Brasil) preocupa-se com a regulação das emissões atmosféricas (ZERI *et al.*, 2011).

O crescimento das cidades é uma realidade e vem ocorrendo de forma mais intensa nos países em desenvolvimento (GRIGGS *et al.*, 2013; KAMAKURA; MAZZON, 2013; GÜNERALP *et al.*, 2017). Como o fenômeno da urbanização geralmente ocorre de maneira não planejada, é caracterizado pela utilização ineficiente de recursos; isto é, exercendo pressão sobre a capacidade da cidade em fornecer serviços básicos, como energia, educação, saúde, transporte, saneamento e segurança (BHATTA, 2010; GÜNERALP *et al.*, 2017).

A urbanização também favorece o uso de veículos motorizados, o que contribui para o lançamento de grande volume de substâncias químicas no ar, no solo e na água. A urbanização ainda altera a paisagem local. Por exemplo, grandes edifícios e outras infraestruturas prevalecem a terrenos abertos e com vegetação. Como resultado, os espaços verdes são reduzidos em número e o solo se torna impermeável, seco e propenso ao fenômeno denominado “ilhas de calor urbano” (FRUMKIN, 2002; MARIANI *et al.*, 2016; VIEIRA *et al.*, 2018).

A frota veicular em centros urbanos aumentou exponencialmente nos últimos anos, e isso é um dos principais motivos para o aumento da poluição atmosférica nessas regiões; assim, torna-se cada vez mais importante a busca de soluções para mitigar essas consequências (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Na maioria dos países industrializados, as pessoas que vivem em áreas urbanas tendem a ser mais afetadas por doenças respiratórias alérgicas do que aquelas que vivem em áreas rurais. Com suas emissões de partículas e gases, o tráfego rodoviário é o principal

contribuinte para a poluição do ar na maioria das áreas urbanas, e há evidências de que morar perto de estradas de alto tráfego está associado a problemas de saúde respiratória (GAUDERMAN *et al.*, 2005).

A poluição veicular contribui com 72% da poluição do ar nas cidades urbanas quando comparadas à poluição oriunda de domésticas (8%) e industriais (20%), de acordo com o *Central Pollution Control Board* (CPCB 2012). Dentro centros das cidades e ruas congestionadas, o tráfego é responsável por 80% a 90% destes poluentes e esta situação é particularmente grave em cidades de países em desenvolvimento (WHITELEGG e HAQ, 2003; BATTERMAN *et al.* 2014).

Segundo Venkatram e Schulte (2018), as maiores emissões de poluentes no trânsito urbano se acentuam pelos efeitos das edificações sobre a movimentação do ar e a dispersão dos poluentes provenientes de veículos. O estudo de Rodrigues *et al.* (2020) aponta a influência do uso e ocupação do solo sobre a concentração atmosférica de poluentes na área urbana do município de Irati (PR). Segundo estudo de Conceição *et al.* (2020), a poluição atmosférica gerada pela queima de biomassa também tem trazido impactos sobre a qualidade do ar nas cidades, relacionando-se especialmente com os níveis de Monóxido de Carbono, Material Particulado e Dióxido de Enxofre.

Portanto, nas regiões metropolitanas, estudos relacionados às emissões veiculares, suas tendências temporais e concentrações de poluentes gasosos na atmosfera local são relevantes, pois apresentam, além da qualidade do ar na região, propostas de intervenção como uma ação visando perspectivas futuras, tanto para o bem-estar do meio ambiente, como da sociedade. Para tanto, este trabalho é uma exposição dos principais estudos de emissões veiculares no Brasil com o intuito de auxiliar em pesquisas futuras por meio da sistematização de dados sobre a qualidade do ar no Brasil, bem como no auxílio de novos inventários de emissões veiculares.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo Geral**

Sistematizar os dados de emissões veiculares no Brasil por meio de revisão bibliográfica pertinente ao tema.

### **2.2. Objetivos Específicos**

1. Avaliar a variabilidade temporal e espacial das emissões veiculares no Brasil.
2. Estimar a contribuição de automóveis nas emissões de monóxido de carbono, material particulado e dióxido de enxofre na atmosfera.
3. Auxiliar na elaboração de novos inventários de emissões veiculares de poluentes no Brasil

### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Para se analisar as emissões de poluentes na atmosfera é preciso antes conhecer sua composição, seu comportamento e histórico de sua poluição, tornando assim mais clara a grave situação em que ela se encontra, elucidando um olhar crítico e uma conscientização ambiental no leitor.

#### 3.1. A Atmosfera

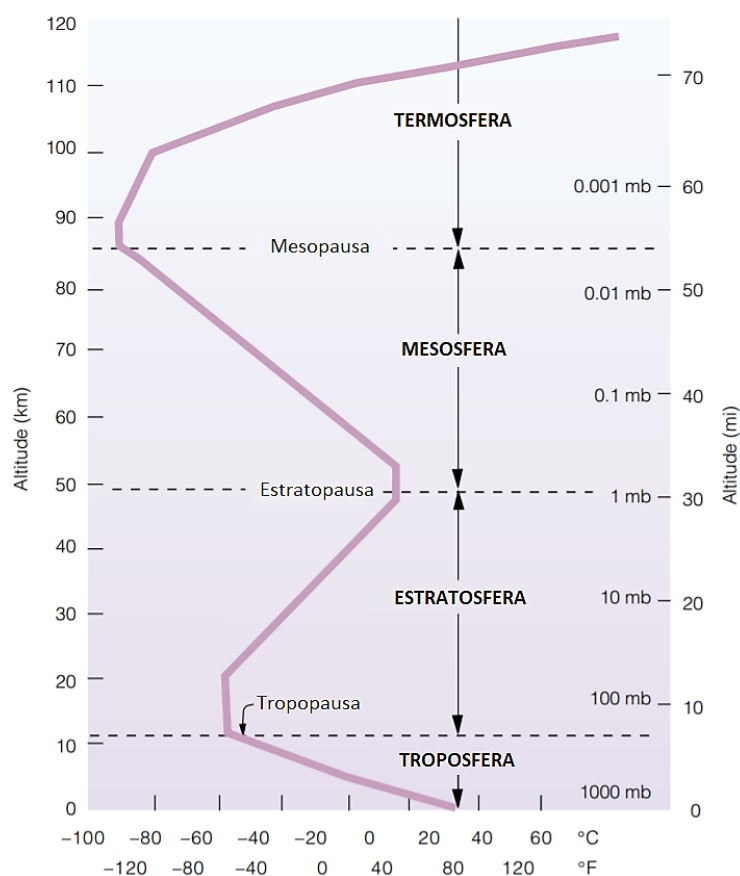
A atmosfera consiste na fina camada formada por uma mistura de gases e que envolve a superfície da Terra. Desconsiderando o vapor da água, o ar atmosférico é composto por 78,1% (em volume) de nitrogênio, 21,0% de oxigênio, 0,9% de argônio e 0,04% de dióxido de carbono. Em condições normais, o ar contém entre 1 e 3% de vapor da água em volume, além de uma grande variedade de gases em nível de traço, abaixo de 0,002%, que incluem neônio, hélio, metano, criptônio, óxido nitroso, hidrogênio, xenônio, dióxido de enxofre, ozônio, dióxido de nitrogênio, amônia e monóxido carbono. O comportamento da atmosfera é consequência dos gases que a formam, de fontes naturais ou antropogênicas, além das forças atuantes nela (MANAHAN, 2013).

Além dos principais constituintes do ar ( $N_2$ ,  $O_2$ , gases nobres, etc.), as principais espécies químicas presentes no ar não-poluído são as seguintes: óxidos inorgânicos ( $CO$ ,  $CO_2$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ), oxidantes ( $O_3$ ,  $H_2O_2$ ,  $OH^-$ ,  $O_2H^-$ ,  $NO_3$ ), redutores ( $CO$ ,  $SO_2$ ,  $H_2S$ ), orgânicos (alcanos, sendo o metano o mais abundante entre as espécies orgânicas; alcenos, arilas, carbonilas, nitratos orgânicos, etc.), espécies fotoquimicamente ativas ( $NO_2$ , formaldeído), ácidos ( $H_2SO_4$ ), bases ( $NH_3$ ), sais ( $NH_4HSO_4$ ) e espécies reativas (como os radicais livres). Materiais particulados (sólidos e líquidos) também estão presentes e funcionam geralmente como suporte (meio) para reação entre as espécies químicas. Além disso, dois constituintes de máxima importância em se tratando de química atmosférica são a radiação solar (predominantemente na região do ultravioleta do espectro) e o radical hidroxila (aqui representado por  $OH^-$ ) (MANAHAN, 2001<sup>a</sup>, MANAHAN, 2000<sup>a</sup>).

A atmosfera, tênue envelope de ar que envolve nosso planeta, tem papel fundamental para os seres vivos, pois afeta diretamente o ambiente em que vivemos, mantendo as

condições ideais na superfície para a criação e manutenção da vida e, também, protegendo-a de agressões externas. Citando alguns exemplos, ela fornece o dióxido de carbono usado na fotossíntese, o nitrogênio convertido pelas bactérias fixadoras em nitrogênio utilizável pelas plantas, essencial na construção de biomoléculas, além de atuar como um escudo protetor contra radiação cósmica de alta energia (MARTINS *et al.*, 2003).

Petersen e colaboradores (2011) explicam que existem vários sistemas usados para dividir a atmosfera em camadas verticais. Um sistema é baseado na função de proteção que as camadas fornecem. Um exemplo de camada neste sistema é a ozonosfera, outro nome para a camada de ozônio. Um segundo sistema, frequentemente usado por químicos e físicos, divide a atmosfera em camadas com base na composição química. Um terceiro sistema, mais usado por meteorologistas e climatologistas, identifica quatro camadas divididas de acordo com as diferenças de temperatura e taxas de mudança de temperatura (Figura 01).



**Figura 1.** Camadas da atmosfera relacionadas com o perfil médio da temperatura do ar acima da superfície da Terra. A linha grossa ilustra a forma como a temperatura média varia em cada camada.

**Fonte:** Adaptado de AHRENS, 2003.

No sistema baseado nas características de temperatura, a camada mais baixa é a troposfera (do grego: tropo, volta - a zona de rotação ou mistura). A troposfera se estende por cerca de 8 a 16 quilômetros (5 a 10 milhas) acima da superfície. Sua espessura, que tende a variar sazonalmente, é menor nos polos e maior no equador. Praticamente todo o tempo e clima da Terra ocorre dentro da troposfera (PETERSEN *et al.*, 2011).

A troposfera tem duas características distintas que a diferenciam de outras camadas atmosféricas; primeiro, o vapor de água raramente é encontrado acima da troposfera. A outra característica é que a temperatura normalmente diminui com o aumento da altitude na troposfera. A taxa média na qual as temperaturas na troposfera diminuem com a altitude é chamada de taxa de lapso ambiental (ou taxa de lapso normal); equivale a 6,5 °C por 1000 metros (3,6 °F/1000 pés) (PETERSEN *et al.*, 2011).

De acordo com Martins *et al.*, (2003) na troposfera acontece a maior parte das reações químicas envolvendo as espécies presentes na atmosfera, bem como nela residem os principais mecanismos de remoção de substâncias e processos climáticos e meteorológicos.

A altitude na qual a temperatura deixa de cair com o aumento da altitude é chamada de tropopausa. É a fronteira que separa a troposfera da estratosfera – a próxima camada da atmosfera. A temperatura da estratosfera inferior permanece razoavelmente constante (cerca de -57 °C, ou -70 °F) a uma altitude de cerca de 32 quilômetros (PETERSEN *et al.*, 2011).

A estratosfera é definida como a região situada entre as altitudes nas quais a temperatura tende a apresentar inversões. A altura exata na qual termina a troposfera e começa a estratosfera varia com a estação e com a latitude (BAIRD e CANN, 2011). Nesta camada, a temperatura obedece a um gradiente positivo, resultante da energia de reações fotoquímicas envolvendo o ozônio e oxigênio molecular. Cerca de 90% do ozônio contido na atmosfera está na estratosfera, sendo este ozônio responsável pela filtração da radiação ultravioleta de alta energia, proveniente da luz solar (MARTINS *et al.*, 2003). Martins e colaboradores (2003) afirmam que a estratosfera é bastante estável quando comparada à troposfera, sendo de um a três anos o tempo de vida médio das substâncias introduzidas em seu limite inferior.

Acima da estratopausa está a mesosfera, onde as temperaturas tendem a cair com o aumento da altitude; a mesopausa (o último limite) separa a mesosfera da termosfera, onde as temperaturas aumentam até se aproximarem de 1100 °C (2000 °F) ao meio-dia. Mais uma vez, o ar é tão rarefeito nesta altitude que há praticamente um vácuo e pouco calor pode ser transferido (PETERSEN *et al.*, 2011). Mozeto (2001) afirma que a queda da temperatura é

devido à diminuição da concentração de espécies que absorvem energia, especialmente o ozônio.

Perto de 3000 diferentes compostos provenientes da ação humana já foram identificados na atmosfera, sendo a maior parte deles orgânicos. Essa mistura complexa de poluentes causa preocupação devido ao impacto que pode causar à saúde e ao ambiente. Dessa forma, a determinação sistemática da qualidade do ar deve ser, por questões de ordem prática, limitada a um restrito número de poluentes, definidos em função de sua importância e dos recursos materiais e humanos disponíveis para determiná-los (FENGER, 1999).

### **3.2. Breve Histórico Da Poluição Atmosférica**

Desde que surgiram os primeiros ancestrais do homem, na superfície da Terra, há aproximadamente um milhão de anos, na porção mais ao sul do continente africano, estes têm atuado de forma transformadora e, muitas vezes, predatória sobre a natureza. A partir da descoberta do fogo, aproximadamente 800 mil anos antes de Cristo, o Homem passou a contribuir de forma atuante, porém não consciente, para a deterioração da qualidade do ar e a sofrer as consequências desse ato (BRAGA *et al.*, 2001).

Historicamente, a poluição do ar começou com a descoberta do fogo e da exposição humana às espécies químicas produzidas durante a queima de biomassa (combustão de madeira e vegetação) em locais mal ventilados onde as concentrações podem atingir níveis prejudiciais à saúde humana (HARDY *et al.*, 2012).

Na Idade Média, apesar de doenças como peste bubônica e varíola dizimarem parte da população, já era entendido que a poluição causada pelo homem era responsável por causar doenças. Neste sentido, em 1272, o rei Eduardo I da Inglaterra determinou a redução da queima de carvão (BEHRENDT *et al.*, 2014). A partir da Revolução Industrial, a poluição do ar realmente passou a ser considerada um problema ligado à saúde pública, quando começaram a ser adotadas técnicas baseadas na queima de grandes quantidades de carvão, lenha e, posteriormente, óleo combustível (LIMA *et al.*, 2012).

Eventos críticos de poluição do ar são produtos de vários fatores que incluem densidade industrial, condições climáticas e topografia da localidade. Tais eventos ocorrem geralmente em regiões de baixas altitudes ou vales. Estes fatores convergem com a exacerbação de emissões de gases e partículas poluentes para piora aguda da qualidade do ar de determinada localidade, afetando drasticamente a qualidade de vida e saúde da população

local em curto período de tempo. Um destes eventos ocorreu em Gasglow, Escócia, em 1909, quando 1063 mortes foram atribuídas a inversão térmica durante o inverno com a formação de intensa neblina sobre a cidade. Este evento foi discutido pelo Dr. Harold Antoine Des Voeux, que utilizou o termo “*smog*”, derivado de duas palavras da língua inglesa “*smoke-fog*”. O termo “*smog*” é utilizado para referência a formação de neblinas originadas de poluentes (VIEIRA, 2009).

No inverno de 1952, em Londres, Inglaterra, porém com elevada severidade. Durante 5 dias uma neblina cobriu a cidade londrina com alta concentração de particulados e outros poluentes tóxicos originados das emissões da crescente frota de carros da cidade, da intensa industrialização e ainda da queima de carvão nos aquecedores das residências locais. Nestes 5 dias, nas semanas e meses seguintes, 4.000 pessoas morreram em decorrência de complicações respiratórias e cardíacas. Na época o controle estatístico não detinha a eficiência necessária para determinar o aumento da mortalidade em relação as condições normais em curto prazo, somente anos depois foi detectado a elevação do número de falecimentos e atualmente existem estudos que indicam que o número chegou próximo de 12.000 mortos em consequência do episódio londrino (ZHANG; LIU e LI, 2014).

Em 1952, na cidade de Bauru, São Paulo, devido à emissão de grande quantidade de pó de sementes de mamona, lançados por uma indústria extrativa de óleos vegetais, ocorreram 9 mortes e 150 pessoas foram acometidas por doenças respiratórias agudas (DERISIO, 1992)

Em 1956, segundo Goldemberg e Barbosa (2004) foi aprovada a Lei do Ar Puro<sup>1</sup> na Inglaterra e novas Leis foram aprovadas, na América do Norte e em diversos países da Europa Ocidental, além do Japão, propiciando a criação de regulamentação e avaliação da qualidade ambiental, bem como, as agências de monitoramento.

Durante a década de 1970, a destruição de florestas na Europa e na América do Norte sugeriu a presença de outro tipo de poluição. Deposição atmosférica de espécies ácidas, como ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) e ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>), que modificaram significativamente o equilíbrio químico de solos e águas superficiais (LIKENS *et al.*, 1979). Mais recentemente, partículas de diesel foram listadas como cancerígenas para humanos pela *International Agency for Research on Cancer* (IARC) da Organização Mundial da Saúde (BENBRAHIM-TALLAA *et al.*, 2012). Mais tarde, a IARC listou a poluição do ar, como um todo, como cancerígena para os seres humanos (LOOMIS *et al.*, 2013).

---

<sup>1</sup> Motivada por um nevoeiro intenso em 1952 que matou mais de 4 mil pessoas, essa lei foi uma das primeiras a estabelecer limites para a emissão de poluentes e os níveis aceitáveis da qualidade do ar. Foi revogada em 27.08.1993

No último século tem-se assistido ao apogeu da intervenção do homem sobre o planeta, com o surgimento dos motores a combustão, com a queima de combustíveis fósseis, com o surgimento das indústrias siderúrgicas e de produtos químicos (BRAGA *et al.*, 2001).

Publicações subsequentes sobre os efeitos de poluentes na saúde humana seguindo abordagens epidemiológicas semelhantes revelaram a escala dos efeitos sobre a saúde humana em todos os países desenvolvidos e em desenvolvimento. As estimativas atuais são de que as concentrações externas de MP<sub>2,5</sub> sozinhas são responsáveis por cargas anuais de 4,2 milhões de mortes prematuras (COHEN *et al.*, 2017).

No Brasil os padrões de qualidade do ar são estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 491/2018, que revogou e substituiu a Resolução CONAMA nº 3/1990. Segundo esta legislação, os padrões estabelecidos constituem um dos instrumentos de gestão da qualidade do ar, determinado como valor de concentração de um poluente específico na atmosfera, associado a um intervalo de tempo de exposição, para que o meio ambiente e a saúde da população sejam preservados em relação aos riscos de danos causados pela poluição atmosférica (QUEIROZ *et al.*, 2020)

A tabela 01 apresenta as ocorrências cronológicas relacionadas a poluição atmosférica de acordo com o trabalho de Fowler e colaboradores (2020).

A definição de poluição atmosférica é essencial para o entendimento dos reais agravos que a mesma pode atenuar na sociedade como um todo. Ao estudar suas causas pode-se obter uma minimização de suas consequências. Os próximos tópicos trarão uma definição para o problema, bem como classificações e fontes dos poluentes.

Tabela 1. Cronologia selecionada de poluição do ar.

<i>Data</i>	<i>Evento de Poluição atmosférica</i>
400 a.C.	A relação entre ar e saúde desenvolvida como parte importante do livro Ar, água e lugares atribuído a Hipócrates.
Século 1 d.C.	Escritores da Roma imperial, por exemplo. Seneca e Frontinus, referem-se aos prováveis impactos do fumo na saúde.
947 – 1279	Fumaça e poluentes gasosos da queima de carvão identificados como um problema na Ásia Central por Al- Mas'udí (947) e na China durante a Dinastia Song (960-1279).
1273	O <i>Smoke Abatement Act</i> , a legislação mais antiga na Inglaterra, proíbe o uso de carvão, pois é "prejudicial à saúde.
1610	<i>The Law of Nuisance</i> (Reino Unido): O caso da fazenda de porcos de William Aldred.
1661	John Evelyn publicou <i>Fumifugium</i> ou <i>The Inconvenience of the Aer and Smoak of London</i>
Século XVII	Efeitos nocivos do ar atribuídos a vários componentes, publicações. Kenelme Digby (ácidos), Nehemiah Grew (chumbo), John Evelyn (enxofre) e John Hall (antimônio ou mercúrio).
século XVIII	Guillaume François Rouelle detecta SO <sub>2</sub> absorvendo o gás em álcalis fortes; Carl Wilhelm Scheele detecta NH <sub>3</sub> via absorção com ácidos
1872	Robert Angus Smith publica <i>Ar e chuva: os primórdios de uma climatologia química</i> , tendo realizado as primeiras medições multissítios e multipoluentes.
1878	A Comissão Real do Reino Unido sobre Vapores Nocivos.
1894	A 'grande crise de estrume de cavalo' de Londres e Nova York.
1905	Atos Incômodos de Fumaça em Bengala 1905.
1952	A Grande Poluição de Londres; 12 000 morrem em duas semanas. Poluição, química e efeitos de Los Angeles descritos.
1956	A Lei do Ar Limpo do Reino Unido.
1960	Danos ecológicos locais extensos por fundições (GORHAM, GORDON, 1960). A partir de 1967, os problemas de poluição do ar são reconhecidos como questões internacionais.
1972	Conferência das Nações Unidas em Estocolmo confirma chuva ácida como importante questão internacional na Europa.
Década 1970	Ameaça do ozônio troposférico para ecossistemas identificados na América do Norte e na Europa após preocupações anteriores de efeitos do ozônio na saúde humana.
1877	EUA estabelece seu Programa Nacional de Deposição de Ácido (NADP).

1979	Convenção UNECE sobre Transporte de Poluição do Ar de Longa Distância (LRTAP).
Década 1980	Declínio florestal reconhecido na Europa e América do Norte.
1985	Protocolo de Helsinque: Compromisso com a redução das emissões de SO <sub>2</sub> em 30% (o clube dos 30%).
1980 – 1990	Eutrofização de ecossistemas por deposição de nitrogênio é reconhecida.
1991	Acordo de Qualidade do Ar Canadá-EUA.
1993	O estudo ‘Six Cities’ na América do Norte volta a focar a atenção nos efeitos da poluição do ar na saúde humana por PM <sub>10</sub> .
1995	Lançamento do primeiro satélite para composição atmosférica de sensoriamento remoto passivo (GOME) para monitoramento global de ozônio.
1999	O Protocolo UNECE de Gotemburgo adotado para combater os efeitos multipoluentes (acidez, ozônio e eutrofização).
Década 2000	As emissões de SO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub> na Ásia dominam cada vez mais as emissões globais e os efeitos adversos.
2010	Evidência generalizada de recuperação dos efeitos da deposição ácida na Europa e América do Norte com o declínio nas emissões de SO <sub>2</sub> e NO <sub>x</sub> .
2012	Poluição atmosférica de Pequim, 13 de janeiro, com concentrações de PM e SO <sub>2</sub> semelhantes a Londres 1952.
2015	As emissões globais de SO <sub>2</sub> foram reduzidas em 15% em relação ao pico de 1990, enquanto todos os outros poluentes do ar continuam aumentando.
2018	Emissões de SO <sub>2</sub> e NO <sub>2</sub> diminuindo rapidamente na China.
2018	Pico de emissão global de NO <sub>x</sub> As emissões globais de NH <sub>3</sub> e COV continuam a aumentar.
2020	COVID-19: A pandemia global reduz drasticamente as emissões de SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , COV e PM primários relacionados à indústria e transporte.

---

Fonte: Adaptado de Fowler *et al.*, (2020).

### 3.3. Poluição Atmosférica

Para Elson (1992) a poluição atmosférica pode ser definida como a presença de substâncias estranhas na atmosfera, resultantes da atividade humana ou de processos naturais, em concentrações suficientes para interferir direta ou indiretamente na saúde, segurança e bem-estar dos seres vivos. Especificamente, a poluição atmosférica urbana pode ser indicada como uma complexa mistura de poluentes tóxicos presentes no ar (EZZATI *et al.*, 2004).

Considera-se poluente atmosférico qualquer substância presente no ar e que pela sua concentração possa torná-lo impróprio, nocivo ou ofensivo a saúde, inconveniente ao bem-estar público, danoso às matérias, a fauna e a flora ou, ainda, prejudicial à segurança, ao uso da propriedade e atividades normais da comunidade (LISBOA, KAWANO, 2007)

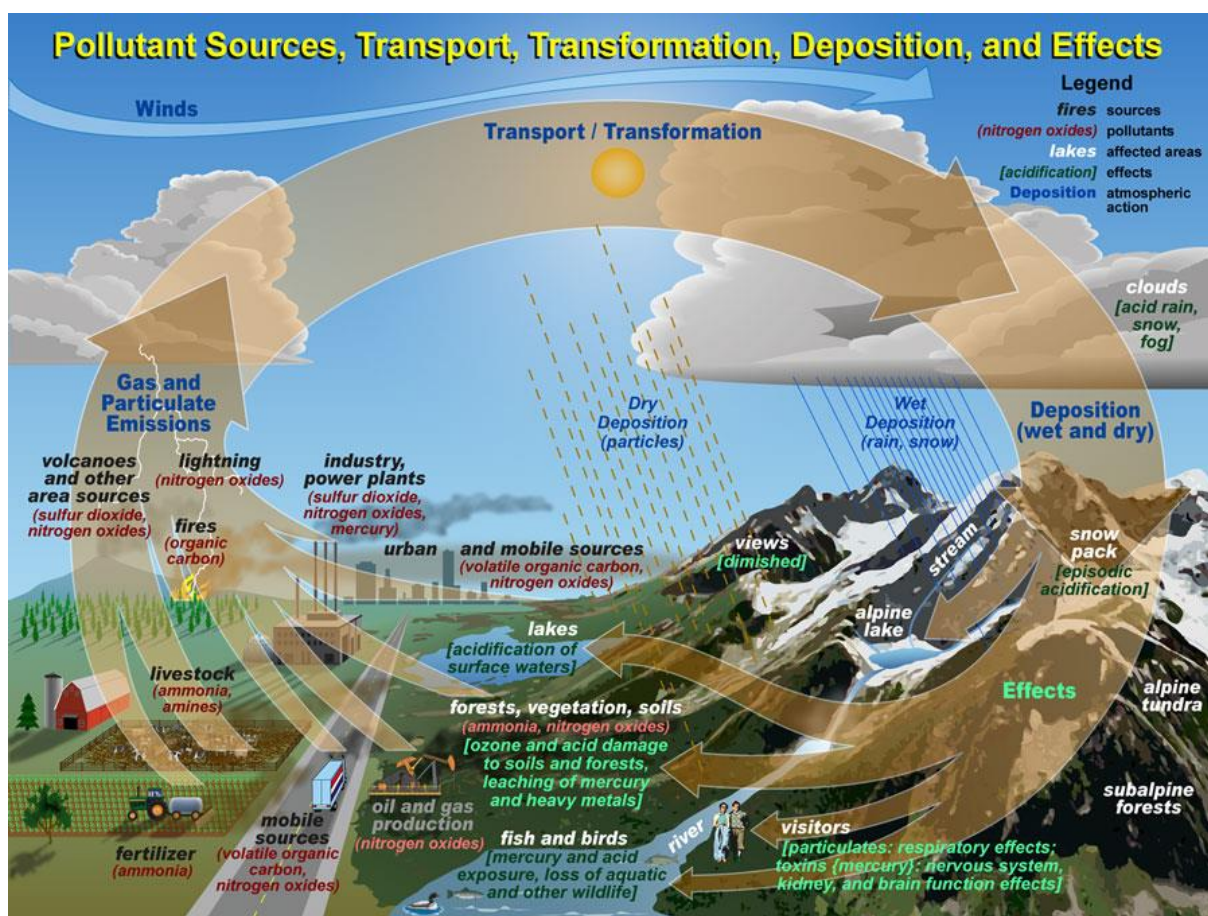
De acordo com Brasil (1990), poluente atmosférico qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos, e que tornem ou possa tornar o ar: impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; inconveniente ao bem-estar público; danoso aos materiais, à fauna e flora; prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e as atividades normais da comunidade.

Muitos poluentes podem ser originados de fontes naturais, acumulando-se ao longo do tempo, porém os poluentes de origem antrópica estão presentes na atmosfera em grandes quantidades. Apesar dos ventos e correntes de ar dificultar o acúmulo das partículas poluidoras, a frequência de lançamentos acarreta problemas de poluição, principalmente em áreas industrializadas e com intenso tráfego de veículos (FU *et al.*, 2013).

O crescimento cada vez mais acelerado da industrialização de construção civil e automobilística contribui de maneira significativa para o aumento de emissão das partículas na atmosfera. Tal poluição agrega graves consequências ao meio ambiente, a saúde e vida das pessoas, o que ameaça o desenvolvimento social, econômico e sustentável. (WANG; ZHA, 2006).

Para Ferreira e Oliveira (2016) a poluição atmosférica está relacionada a três etapas, se iniciando com a emissão de poluentes por fontes antropogênicas ou naturais, uma vez que este poluente se encontra na atmosfera inicia-se o processo de dispersão, no qual é transportado pelos movimentos do ar, precipitações, massas de ar, etc. A interação entre os gases poluentes e a atmosfera definirá o grau de qualidade do ar. Isto é, quanto maior a

concentração de um ou mais poluentes na atmosfera pior será a qualidade do ar. A figura 2 apresenta o mecanismo evidenciado pelas autoras.



**Figura 2.** Fontes de Poluentes, Transporte, Transformação, Deposição e Efeitos.

**Fonte:** U. S. Fish & Wildlife Service (2015)

### 3.3.1. Classificação e fontes dos poluentes atmosféricos

De acordo com Conama (1990), poluente atmosférico é qualquer forma de matéria ou energia com intensidade e em quantidade, concentração, tempo ou características em desacordo com os níveis estabelecidos e que torne ou possa tornar o ar: **a)** Impróprio, nocivo ou ofensivo à saúde; **b)** Inconveniente ao bem-estar público; **c)** Danoso aos materiais, à fauna e flora; **d)** Prejudicial à segurança, ao uso e gozo da propriedade e às atividades normais da comunidade.

A CETESB (2020), classifica os poluentes atmosféricos de acordo com sua origem, como apresentado na tabela 2. A *United Nations Economic Commission for Europe – UNECE* classifica os poluentes em função da fonte de emissão (tabela 3)

Tabela 2. Classificação dos poluentes atmosféricos

<b>Poluentes Primários</b>	<b>Poluentes Secundários</b>
Aqueles emitidos diretamente pelas fontes de emissão.	Aqueles formados na própria atmosfera, provenientes da reação química entre os poluentes primários e os componentes da atmosfera.

Fonte: Adaptado CETESB (2020)

Tabela 3. Classificação europeia dos poluentes atmosféricos

<b>Classificação</b>	<b>Poluentes</b>
Emissão de fontes estacionárias (incluem fontes pontuais e fontes fugitivas).	Dióxido de enxofre – SO <sub>2</sub> , óxidos de nitrogênio – NO <sub>x</sub> (dados em termos de NO <sub>2</sub> ), compostos orgânicos voláteis não metânicos – COVNM, amônia – NH <sub>3</sub> , monóxido de carbono – CO, hidrocarbonetos – CH e material particulado – MP <sub>10</sub> , MP <sub>2,5</sub> , particulados totais em suspensão – PTS, poluentes orgânicos persistentes – POPs (bifenilas policloradas – PCBs), metais pesados (principalmente Pb, Cd, Hg, Ni e As).
Emissão de fontes móveis (incluem veículos para transporte rodoviário, ferroviário, fluvial e aéreo, bem como máquinas móveis não rodoviárias).	Emissões de CO, NO <sub>x</sub> (dadas em termos de NO <sub>2</sub> ), CH, NMVOCs, MP <sub>10</sub> , MP <sub>2,5</sub> , PTS (originadas em pneus, freios e estradas), SO <sub>2</sub> , formaldeído, benzo (a) pireno e compostos de chumbo

Fonte: Adaptado de <https://unece.org/DAM/env/europe/monitoring/Indicators/A-1-en-final.pdf>

Sabe-se que a maioria dos poluentes ambientais é emitida por meio de atividades humanas em larga escala, como o uso de máquinas industriais, usinas geradoras de energia, motores a combustão e automóveis. Como essas atividades são realizadas em grande escala, elas são de longe os maiores contribuintes para a poluição do ar, estimando-se que os carros sejam responsáveis por aproximadamente 80% da poluição atual (MÖLLER *et al.*, 1994). Algumas outras atividades humanas também estão influenciando em menor grau nosso meio ambiente, como técnicas de cultivo no campo, postos de gasolina, aquecedores de tanques de combustível e procedimentos de limpeza (JACOBSON, JACOBSON, 2002).

Manisalidis e colaboradores (2020) classificam os poluentes atmosféricos principalmente nas fontes geradoras de poluição (tabela 4)

Tabela 4. Fontes geradoras de poluição.

<i>Fonte</i>	<i>Descrição</i>
Fontes móveis	Automóveis, carros, ferrovias, vias aéreas e outros tipos de veículos.
Fontes estacionárias	Usinas de energia, refinarias e petroquímicas, indústria química e de fertilizantes, metalúrgicas e outras plantas industriais e incineração municipal.
Fontes de área	Atividade de limpeza doméstica, lavanderias, gráficas e postos de combustíveis.
Fontes naturais	Incêndios florestais, erupção vulcânica, tempestade de poeira e queimadas agrícolas.

Fonte: Adaptado de MANISALIDIS, *et al.*, (2020).

Segundo o trabalho de Tundo e Zecchini (2007), após os principais poluentes serem despejados na atmosfera, eles passarão por complexos processos de transporte, mistura e transformação química, que farão com que sua distribuição de concentração na atmosfera varie no espaço e no tempo. Basicamente, a distribuição das concentrações de poluentes na atmosfera depende das condições de emissão e do clima, e alguns poluentes podem ser transportados por longas distâncias antes de chegar ao solo.

### 3.3.1.1 Monóxido de Carbono (CO)

O CO é um gás produzido principalmente pela combustão dos automóveis (90% das emissões) e sua concentração pode chegar a um nível 100 vezes maior nas cidades do que nas áreas circundantes. Quando inalado em grande quantidade, diminui drasticamente a oxigenação dos órgãos e tecidos, podendo provocar a morte (CASTRO *et al.*, 2003).

O CO é um gás insípido, inodoro, não irritante, mas altamente tóxico. Devido a essas propriedades e por não ter uma assinatura clínica única, o CO é difícil de detectar e pode imitar outros distúrbios comuns. Portanto, a verdadeira incidência de envenenamento por CO é desconhecida e muitos casos provavelmente não são reconhecidos. O CO foi denominado “o veneno despercebido do século 21” (PSM, 1998).

O monóxido de carbono (CO) é considerado o principal poluente nas cidades (ANDERSON *et al.*, 1996). É um dos cinco poluentes incluídos no Índice de Qualidade do Ar (ZHOU *et al.*, 2018). Na maioria das cidades, o tráfego de veículos é a principal fonte de poluentes atmosféricos, incluindo o CO. No entanto, com a melhoria da qualidade do combustível, espera-se que os níveis de CO diminuam. No entanto, também se prevê que as

concentrações de CO aumentem proporcionalmente ao tamanho da cidade e ao número de carros na cidade. Além disso, alega-se que a exposição ao CO, que é um agente tóxico, está associada ao aumento da taxa de dores de cabeça, tonturas e náuseas. Também pode causar inflamação e estresse oxidativo, com efeito concomitante no sistema nervoso autônomo central (SNA), e em concentrações consistentes e altas pode causar aumento da mortalidade (WARBURTON *et al.*, 2019).

Em 1971, a Agência de Proteção Ambiental dos EUA estabeleceu o *National Ambient Air Quality Standard* (NAAQS) baseado em saúde para a concentração média diária máxima de 8 horas de CO em 9 partes por milhão (ppm; aproximadamente 10 mg/m<sup>3</sup>) (US EPA, 2010) que é equivalente para aproximadamente 7 mg/m<sup>3</sup> para a média diária de 24 horas de CO. O NAAQS para CO foi mantido nas últimas cinco décadas (CHEN *et al.*, 2021). Em 2005, a OMS publicou a última edição de suas diretrizes de qualidade do ar, que não incluíam recomendações para CO ambiente. Desde então, surgiram novas evidências substanciais sobre os efeitos adversos à saúde do CO ambiente (US EPA, 2010), levando a uma revisão e atualização contínuas das diretrizes de qualidade do ar da OMS para reavaliar o CO como um poluente do ar ambiente (WHO, 2016).

Quando o CO é inalado, é rapidamente absorvido pela corrente sanguínea, onde se liga a hemoglobina, diminuindo a capacidade de transporte de oxigênio na corrente sanguínea, podendo levar a falta de oxigênio nos tecidos do corpo. Os riscos vão variar de acordo com a concentração a duração da exposição, podendo levar a perda de consciência e a morte em casos mais graves (RAUB, 2000).

Os sinais de intoxicação por monóxido de carbono variam com a concentração e a duração da exposição. Efeitos cardiovasculares ou neurocomportamentais sutis ocorrem em baixas concentrações (RAUB, 2000). A exposição prolongada ou a exposição aguda a altas concentrações geralmente causa coma e morte. O início da intoxicação crônica costuma ser insidioso e facilmente confundido com 'gripe, depressão, intoxicação alimentar ou gastroenterite em crianças (TOMASZEWSKI, 1999).

O monóxido de carbono exerce efeitos no metabolismo celular através de mecanismos hipóxicos e não hipóxicos. Acredita-se que ambos os tipos de efeitos sejam em grande parte (mas não inteiramente) o resultado da capacidade do monóxido de carbono de se ligar ao heme e alterar a função e/ou o metabolismo das proteínas heme. A afinidade de ligação do monóxido de carbono pela hemoglobina é mais de 200 vezes maior do que a afinidade do oxigênio pela hemoglobina (CHAKRABORTY *et al.* 2004).

A formação de COHb diminui a capacidade de transporte de O<sub>2</sub> do sangue e prejudica a liberação de O<sub>2</sub> da Hb para sua utilização nos tecidos. Por meio de mecanismos semelhantes, o monóxido de carbono diminui o armazenamento de O<sub>2</sub> nas células musculares ligando-se e deslocando o O<sub>2</sub> da mioglobina. Embora todos os tecidos sejam vulneráveis à lesão hipóxica induzida por monóxido de carbono, aqueles com maior demanda de O<sub>2</sub> são particularmente vulneráveis, incluindo o cérebro e o coração. O feto em desenvolvimento também pode ser um alvo sensível de monóxido de carbono, através de mecanismos hipóxicos e/ou não hipóxicos (CARRATU *et al.* 1993, 2000a, 2000b; DE SALVIA *et al.* 1995; LOPEZ *et al.*, 2008; STOCKARD-SULLIVAN *et al.* 2003; WEBBER *et al.* 2003).

Bharadwaj *et al.*, (2017) analisaram o impacto da exposição ao monóxido de carbono (CO) durante o período fetal no crescimento das crianças no teste de matemática e linguagem da quarta série realizado em Santiago, Chile. Os resultados mostram que, no segundo trimestre, um aumento no desvio padrão de exposição a esse poluente pode causar uma redução significativa no nível desses testes.

### 3.3.1.2 Material Particulado (MP)

As partículas sólidas ou líquidas emitidas por fontes de poluição do ar ou mesmo aquelas formadas na atmosfera, são denominadas de material particulado e, quando dispersas no ar, formam os chamados aerossóis. Quanto à origem, podem ser provenientes tanto de fontes naturais como antropogênicas, podendo ainda ser emitidos diretamente por essas fontes (partículas primárias), bem como serem formadas na atmosfera a partir da interação de compostos preexistentes (partículas secundárias). Essas partículas variam consideravelmente em tamanho, morfologia, composição química e propriedades físicas (SANTOS *et al.*, 2016).

Dependendo do seu diâmetro médio, o material particulado causa incômodos por que fica por um longo tempo na atmosfera antes de ser removido por mecanismos de depuração e também por que apresentam em sua composição espécies químicas que são tóxicas, como diversos compostos orgânicos e metais pesados (MAGALHÃES *et al.*, 2010).

Com composição diversificada, o MP pode conter poeira mineral, metais, metalóides, sais marinhos, íons inorgânicos solúveis em água, como os íons Na<sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, etc, compostos orgânicos como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), carbono elementar, etc (BRITO *et al.*, 2018). Para Castanas e Kampa (2008), os principais componentes do Material Particulado são metais, íons, gases reativos,

compostos orgânicos e materiais carbonáceos, e entre outros componentes orgânicos, importantes contribuintes para o aumento de sua toxicidade.

Os íons solúveis estão relacionados à formação, crescimento e evolução de partículas e podem ser usados como indicadores de substâncias residuais na superfície da partícula (HAN *et al.*, 2014).

A fração de partículas com 2,5 µm de diâmetro aerodinâmico são classificadas como MP<sub>2,5</sub> ou MP<sub>2.5</sub>. Já as frações com 10 µm de diâmetro são classificadas como MP<sub>10</sub> ou MP<sub>10</sub>. Existe uma interação entre matéria e material particulado na atmosfera. As substâncias dissolvidas nas partículas serão absorvidas pelas partículas. Aquelas substâncias que simplesmente aderem à superfície serão adsorvidas (BAIRD; CANN, 2011).

O MP<sub>2,5</sub> também pode ser formado na atmosfera como aerossol a partir de reações químicas que envolvem gases como SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e COVs além de sulfatos e da solidificação de metais voláteis. As partículas finas e ultrafinas são as mais difundidas na atmosfera quando comparadas com as partículas grossas (DIEME, 2011).

O potencial de efeitos adversos na saúde humana está diretamente relacionado ao tamanho das partículas. Portanto, quanto menor o tamanho da partícula, mais profunda é a deposição no sistema respiratório e, portanto, maior o impacto no sistema respiratório. Os principais sistemas afetados são o cardiovascular e o respiratório, mas existem estudos relacionando os efeitos no aparelho reprodutor (BRITO *et al.*, 2018).

Os materiais de granulação fina são mais propensos a ter efeitos adversos, porque as partículas deste diâmetro podem facilmente atingir os alvéolos quando inaladas, enquanto as partículas com diâmetros maiores permanecem no trato respiratório superior, reduzindo muito seus efeitos nocivos (HUPFFER; *et al.*, 2015).

As partículas finas têm um tempo de residência na atmosfera maior do que as partículas grossas e podem ser transportadas por grandes distâncias, o que aumenta a sua capacidade de dispersão e, conseqüentemente, o seu impacto sobre os indivíduos. Elas se depositam nos brônquios terminais e nos alvéolos, agravando problemas respiratórios e podendo causar mortes prematuras (IBALD-MULLI, 2002).

O material particulado tem sido significativamente associado às visitas ao pronto-socorro por asma, sibilos, bronquite e sintomas do trato respiratório inferior, bem como ao uso de medicamentos antiasmáticos e consultas médicas por asma (MCCREANOR *et al.*, 2007).

Alguns estudos também mostram uma associação significativa entre mortalidade diária por doenças respiratórias e cardiovasculares e poluição atmosférica particulada. Tem

sido levantada a hipótese de que o material particulado fino urbano pode penetrar profundamente nas vias aéreas e induzir inflamação alveolar, que é responsável pela variação na coagulabilidade do sangue e liberação de mediadores favorecendo episódios agudos de doenças respiratórias e cardiovasculares (PETERS *et al.*, 2004).

Para McConnell e colaboradores (2003) os níveis de partículas estão associados a exacerbações precoces de asma em crianças com doença persistente. Os autores observaram que a incidência de novos diagnósticos de asma em crianças está associada ao exercício físico em áreas com altas concentrações de ozônio e material particulado. Consequentemente, a poluição do ar e o exercício ao ar livre podem contribuir para o desenvolvimento de asma em crianças.

No entanto, embora haja ampla evidência de que a poluição do ar ambiente exacerba a asma existente, a ligação com o desenvolvimento de asma é menos bem estabelecida, pois poucos estudos fornecem dados extensos de exposição. Nos últimos anos, alguns relatórios apoiaram uma associação entre poluição do ar e incidência de asma (PEDEN, 2008).

Na Amazônia, os efeitos de poluição pelo material particulado, principalmente 2,5, tem aumentado e agravado os quadros ambulatoriais de adultos e principalmente de criança (CARMO *et al.*, 2010). Rodrigues *et al.*, (2015) constatou que com um aumento de 10mg/m<sup>3</sup> de material particulado a taxa de mortalidade total de idosos aumentou em mais de 13%, o que indica que a poluição do ar por MP tem impacto significativo na taxa de mortalidade de idosos. Já a “mortalidade geral atribuível ao material particulado (que abrange todos os grupos etários) no Estado de São Paulo apresentou crescimento de 96% no período de análise”.

### 3.3.1.3 Ozônio (O<sub>3</sub>)

A camada de ozônio foi descoberta em 1913 pelos físicos franceses Charles Fabry e Henri Buisson. Suas propriedades foram exploradas em detalhes pelo meteorologista britânico G. M. B. Dobson, que desenvolveu um espectrofotômetro simples (o medidor Dobson) que poderia ser usado para medir o ozônio estratosférico do solo. Entre 1928 e 1958, a Dobson estabeleceu uma rede mundial de estações de monitoramento de ozônio que continua a operar hoje. A “unidade Dobson”, uma medida conveniente da quantidade total de ozônio em uma coluna de sobrecarga, é nomeada em sua homenagem (SIVASAKTHIVEL & REDDY, 2011).

Na atmosfera não poluída, o ozônio é formado na estratosfera. A estratosfera é a parte da atmosfera compreendida entre 15 e 50 quilômetros de altura e que se encontra logo acima da troposfera. A troposfera é a região da atmosfera compreendida entre a superfície da Terra e a altitude de aproximadamente 15 quilômetros. Na estratosfera (e acima dela), moléculas de nitrogênio ( $N_2$ ) e oxigênio ( $O_2$ ) filtram toda a radiação solar e nenhuma energia com comprimento de onda abaixo de 220 nm atinge a Terra. O ozônio filtra toda a luz ultravioleta (UV) proveniente do Sol conhecida como UV-C (200–280 nm). Entretanto, o ozônio absorve apenas uma fração da radiação UV solar na faixa de 290–320 nm. Assim, o  $O_3$  não é totalmente efetivo como escudo para radiação na região UV-B (280–320 nm). Como nem o ozônio nem qualquer outro constituinte da atmosfera limpa absorve significativamente na faixa de radiação UV-A (320–400 nm), a maior parte dessa radiação atinge a superfície da Terra. No entanto, a radiação UV-A é menos prejudicial ao ser humano e ao ambiente (BAIRD e CANN, 2011; MOZETO, 2001).

O ozônio também ocorre em quantidades muito pequenas nos mais baixos quilômetros da atmosfera, uma região conhecida como troposfera. É produzido ao nível do solo através de uma reação entre a luz solar e compostos orgânicos voláteis (COV) e óxidos de nitrogênio ( $NO_x$ ), alguns dos quais são produzidos por atividades humanas, como a condução de carros. O ozônio de nível médio é um componente da poluição atmosférica urbana e pode ser prejudicial para a saúde humana. Mesmo que ambos os tipos de ozônio contenham as mesmas moléculas, sua presença em diferentes partes da atmosfera tem consequências muito diferentes. O ozônio estratosférico bloqueia a radiação solar prejudicial – toda a vida na Terra se adaptou a esta radiação solar filtrada. O ozônio no nível do solo, em contraste, é simplesmente um poluente. Ele absorverá alguma radiação solar recebida, mas não pode compensar as perdas de ozônio na estratosfera (SIVASAKTHIVEL & REDDY, 2011).

O ozônio é um gás altamente reativo, incolor e inodoro nas concentrações ambientais, sendo o principal componente da névoa fotoquímica. É produzido quando os hidrocarbonetos e óxidos de nitrogênio reagem na atmosfera, ativados pela radiação solar. Embora tenha origem natural nas camadas superiores da atmosfera, onde exerce uma importante função ecológica, absorvendo as radiações ultravioletas do sol, pode ser nocivo nas camadas inferiores da atmosfera (BRAGA *et al.*, 2005).

O ozônio é o componente da poluição do ar que tem recebido maior atenção como indutor de inflamação brônquica (UYSAL, SCHAPIRA, 2003). Esse agente é gerado no nível do solo por reações fotoquímicas envolvendo dióxido de nitrogênio, hidrocarbonetos e

radiação UV. A inalação de ozônio induz danos epiteliais e consequentes respostas inflamatórias nas vias aéreas superiores e inferiores, como testemunhado pelo aumento dos níveis de neutrófilos, eosinófilos, células mononucleares, fibronectina, fator estimulador de colônias de macrófagos de ranulócitos, interleucina (IL) 6, IL-8, e prostaglandina E em fluidos de lavagem nasal e broncoalveolar (LIN *et al.*, 2008).

Os efeitos agudos para a saúde da exposição ao ozônio ambiente foram examinados em muitas regiões geográficas. Os efeitos adversos potenciais incluem diminuição da função pulmonar, inflamação das vias aéreas, sintomas de asma, aumento da hospitalização por doenças respiratórias e excesso de mortalidade. A exposição ao ozônio tem um efeito primário nas respostas induzidas por alérgenos e uma ação inflamatória intrínseca nas vias aéreas de asmáticos alérgicos (DE MARCO *et al.*, 2002). Estudos relataram que a exposição a longo prazo ao ozônio pode reduzir a função pulmonar em crianças em idade escolar e adultos e aumentar a prevalência de asma e sintomas asmáticos (PEDEN *et al.*, 1995)

#### 3.3.1.4 Dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>)

O dióxido de enxofre é resultado do processo de queima de combustíveis fósseis, tendo os veículos automotores como suas principais fontes de emissão, além das indústrias que utilizam processos de combustão para geração de energia (VALLERO, 2008).

Além disso, o dióxido de enxofre, através do ácido sulfúrico e seus sais de amônia, está fortemente relacionado à formação de partículas finas, sendo estes os seus principais constituintes (BRAGA *et al.*, 2001).

Este poluente se destaca pela formação do ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), que possui pH menor que 1, sendo bastante nocivo. A produção deste ácido ocorre pela simples reação de SO<sub>2</sub> com água, o que é facilitado pela sua alta solubilidade em temperatura ambiente. No trato respiratório, a presença desse poluente acarreta desde problemas mais simples, como coriza e catarro, danos irreversíveis aos pulmões ou, até mesmo, sendo fatal, quando inalado em doses mais altas (MACEDO, 2013).

O enxofre na atmosfera na forma de gases e aerossóis tem um grande impacto no meio ambiente. Possíveis mudanças climáticas e danos à saúde de diversos organismos podem estar relacionados à alta concentração de tais poluentes (YANG *et al.*, 2009). Estudos epidemiológicos têm demonstrado que existe associação entre poluição do ar e alta incidência e mortalidade por doenças respiratórias e câncer de pulmão (PAN *et al.*, 2010). Estudos controlados demonstraram que, após exposição de curto prazo ao SO<sub>2</sub>, a função pulmonar e os

sintomas respiratórios mudaram. Por sua vez, o SO<sub>2</sub> pode causar broncoconstrição e dano grave ao tecido pulmonar devido ao seu longo tempo de permanência e natureza ácida (VENTURA *et al.*, 2020).

O dióxido de enxofre é extremamente prejudicial à vegetação e tem sido estudado mais do que qualquer outro composto químico. As concentrações subletais de SO<sub>2</sub> podem não causar efeitos perceptíveis nas folhas, no entanto, vários processos metabólicos podem ser afetados, resultando em uma diminuição no crescimento e, portanto, na produção (RODRIGUES *et al.*, 2014).

Sua inalação excessiva pode causar irritação da mucosa respiratória, levando à inflamação, hemorragia e necrose, doenças cardíacas e pulmonares (ADLER & TANNER, 2015). Os principais problemas de saúde associados às emissões de dióxido de enxofre em áreas industrializadas são irritação respiratória, bronquite, produção de muco e broncoespasmo, pois é um irritante sensorial e penetra profundamente no pulmão convertido em bissulfito e interage com receptores sensoriais, causando broncoconstrição. Além disso, vermelhidão da pele, danos aos olhos (lacrimação e opacidade da córnea) e membranas mucosas, e piora de doenças cardiovasculares pré-existentes foram observados (CHEN *et al.*, 2007).

Ao ser facilmente solúvel em água, o SO<sub>2</sub> por inalação e em exposição com as membranas mucosas do trato respiratório superior pode provocar efeitos na saúde (WHO, 2000). No caso da inalação, os principais efeitos da exposição a curto prazo são semelhantes à asma, espasmos da laringe e paragem respiratória (ILO, 2006). No caso de exposição a longo prazo pode causar doenças respiratórias como asma e o agravamento de doenças pulmonares e cardiovasculares. Neste sentido, os indivíduos com este tipo de patologias, são mais sensíveis à exposição de SO<sub>2</sub> (MTECP, 2010).

### 3.3.1.5 Compostos Orgânicos Voláteis (COVs)

A Agência de Proteção Ambiental dos EUA define compostos orgânicos voláteis (VOC) como qualquer composto de carbono, excluindo monóxido de carbono, dióxido de carbono, ácido carbônico, carbonetos ou carbonatos metálicos e carbonato de amônio, que participa de reações fotoquímicas atmosféricas (US EPA, 2009).

Além dos COV serem importantes contribuintes na formação do O<sub>3</sub>, eles também apresentam caráter prejudicial à saúde. Compostos como o benzeno, o tolueno, e o *m*, *p* e *o*-

xileno atraíram a atenção do ponto de vista da formação do ozônio e da saúde humana. A incidência aumentada de leucemia foi observada nos seres humanos ocupacionalmente expostos ao benzeno, e outros aromáticos são apontados como provavelmente carcinogênicos (US EPA, 1993).

A rápida urbanização e industrialização contribuem para as crescentes emissões de COVs no meio ambiente. A emissão de COVs pode ser de uma ampla gama de fontes externas e internas. As fontes externas incluem, mas não se limitam, a indústrias químicas, produção de papel, processamento de alimentos, secagem de tintas, transporte, refinarias de petróleo, fabricantes de automóveis, desgorduramento de metais, fabricantes de têxteis, fábricas de componentes eletrônicos, solventes e produtos de limpeza. Fontes internas incluem produtos domésticos, material de escritório, impressoras, trocadores de calor sistemas, materiais isolantes, madeiras prensadas, fogões a lenha e vazamentos de tubulações (DROBEK *et al.*, 2015).

O efeito dos COVs na atmosfera depende da natureza dos COVs, sua concentração e fontes de emissão. No entanto, eles foram identificados como responsáveis pela destruição do ozônio estratosférico, formação de ozônio troposférico, formação de smog ao nível do solo, mudanças climáticas, síndrome do edifício doente, decomposição de plantas, toxicidade da atmosfera e efeitos cancerígenos em humanos (CARABINEIRO e THOMPSON, 2007).

Nas últimas décadas, a poluição ambiental por COV tornou-se um problema ambiental significativo em áreas urbanas, especialmente em países em desenvolvimento, como China (CUI *et al.*, 2018), Índia (SAHU *et al.*, 2016), Irã (HAZRATI *et al.*, 2016), Malásia (HOSAINI *et al.*, 2016), Filipinas (DO *et al.*, 2015), Vietnã (CARLSEN *et al.*, 2018) e Tailândia (KIM-OANH *et al.*, 2015).

### 3.3.1.6 Hidrocarbonetos (HCs)

Os HCs são introduzidos no meio ambiente via processos de combustão naturais e antrópicos seja na fase gasosa ou associados ao material particulado atmosférico (BOUROTTE, 2002).

Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são uma classe de compostos orgânicos contendo dois ou mais anéis benzênicos condensados, podendo também apresentar anéis com menos de seis carbonos (RAVINDRA; MITAL; GRIEKEN, 2001). Em áreas

rurais, compostos como hidrocarbonetos, tióis, aldeídos, cetonas e HPAs representam cerca de 30% a 50% da massa de material particulado de 10  $\mu$ m (MP10) (CHOW *et al.*, 1993).

Os HPAs são poluentes ambientais generalizados que se formam no processo de combustão de materiais carbonáceos em alta temperatura (NIKOLAOU, *et al.*, 1984). O ar interior está contaminado por HPAs, que provêm não só da infiltração ou intrusão do ar exterior, mas também de fontes de emissão interior, como fumar, cozinhar, aquecimento doméstico com fogões a combustível e lareiras abertas, bem como emissões de incenso e velas (LAU *et al.*, 1997).

Verificou-se que as emissões do tráfego são a principal fonte externa para a concentração interna de HPA em locais urbanos e suburbanos em muitos países industrializados (DUBOWSKY *et al.*, 1999). As emissões de veículos motorizados representam cerca de 46-90% da massa de PAHs individuais em partículas de ar ambiente em áreas urbanas (TONNE *et al.*, 2004).

A liberação de hidrocarbonetos na atmosfera contribui para a produção fotoquímica de ozônio (O<sub>3</sub>), com efeitos adversos relacionados à saúde, redução no crescimento das plantas e mudanças climáticas (WARNECK, 1988). A produção, armazenamento e transporte de petróleo e gás natural são uma importante fonte global de hidrocarbonetos na atmosfera (HARRISON *et al.*, 1997).

As doses potenciais de HPAs cancerígenos (incluem benz[*a*]antraceno, benzo[*a*]pireno, benzo[*b*]fluoranteno, benzo[*k*]fluoranteno, criseno, dibenzo[*a,h*]antraceno, benzo[*ghi*]perileno e indeno[1,2,3 - *cd*]pireno) foram estimadas usando a recomendação padrão da EPA para a taxa de respiração de um indivíduo. O valor recomendado para a taxa média de inalação da população geral é de 11,3 m<sup>3</sup>/dia para mulheres e 15,2 m<sup>3</sup>/dia para homens (US EPA, 1997).

Devido ao seu curto tempo de vida, as concentrações atmosféricas de alcanos leves são variáveis e dependem do número e da força das fontes de emissão próximas. Em contraste, o CH<sub>4</sub> é de longe o hidrocarboneto mais abundante na atmosfera, em parte devido ao seu tempo de vida atmosférico de 8 anos (SPIVAKOVSKY *et al.*, 2000).

O uso de gasolina sem chumbo, rica em hidrocarbonetos aromáticos, tem aumentado em todo o mundo e o monitoramento desses hidrocarbonetos em área urbana tornou-se uma questão importante. Hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos (HAM) como o benzeno têm sido o principal alvo para avaliação (BROCCO *et al.*, 1997).

### 3.3.1.7 Óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>)

Os óxidos de nitrogênio são gerados em alta temperatura a partir de nitrogênio e oxigênio no ar (COLLS, 2002). O NO<sub>2</sub> é um poluente oxidante, embora seja menos reativo quimicamente e, portanto, menos propenso a induzir inflamação das vias aéreas, mas pode causar problemas respiratórios (asma, infecção pulmonar), especialmente em crianças (PEDEN, 2008). NO<sub>2</sub> vem de fontes amplas, essas fontes incluem fontes estacionárias e exaustão de automóveis, como queima de combustível fóssil, caldeiras industriais, incineradores e aquecedores domésticos (HARRISON, 1992).

Em escala global, as emissões de óxidos de nitrogênio de fontes naturais superam em muito as geradas por atividades humanas. As fontes naturais incluem a intrusão de óxidos de nitrogênio estratosféricos, ação bacteriana e vulcânica e raios. Essas emissões naturais são responsáveis pelas concentrações atmosféricas de fundo de óxidos de nitrogênio, que variam anualmente de 0,4 a 9,4 µg/m<sup>3</sup> (WHO, 1995).

A exaustão de automóveis é a fonte mais significativa de dióxido de nitrogênio externo, que é um precursor do *smog* fotoquímico encontrado no ar externo em regiões urbanas e industriais e, em conjunto com a luz solar e os hidrocarbonetos, resulta na produção de ozônio. Assim como o ozônio, o dióxido de nitrogênio é um poluente oxidante, embora seja menos reativo quimicamente e, portanto, menos propenso a induzir a inflamação das vias aéreas alérgicas (DE MARCO *et al.*, 2002).

Em seus estudos Lyra (2008), aponta que o NO<sub>2</sub> é capaz de penetrar profundamente no sistema respiratório, em consequência de sua baixa solubilidade, podendo dar origem a nitroaminas, algumas das quais podem apresentar potencial carcinogênico. A exposição aguda ao NO<sub>2</sub> pode ser bastante prejudicial à saúde humana. Para exposições que variam de vários minutos a uma hora, um nível de 50 a 100 ppm de NO<sub>2</sub> causa inflamação do tecido pulmonar com recuperação de 6 a 8 semanas. Uma exposição a NO<sub>2</sub> em níveis de 150 a 200 ppm causa bronquiolite fibrosa obliterante, uma condição fatal dentro de 3 a 5 semanas de exposição. A morte geralmente resulta em 2 a 10 dias de exposição a 500 ppm ou mais de NO<sub>2</sub>.

Todos os poluentes estudados acima podem provocar impactos na sociedade, desde saúde dos indivíduos de uma sociedade, à como se relacionam e ao funcionamento da sociedade como um todo. A seguir, uma breve descrição de impactos sociais e econômicos da poluição atmosférica.

### 3.3.2 Impactos Sociais E Econômicos Da Poluição Atmosférica

A poluição atmosférica pode causar impactos locais, regionais e globais (MOREIRA, 2007). Os impactos regionais apresentam como característica a observação de seus efeitos a distâncias maiores das fontes, como exemplo a chuva ácida que provoca alterações dos ambientes naturais, das águas dos solos e principalmente da vegetação; deteriora também muitos materiais empregados na construção civil e monumentos históricos (RIBEIRO, 2017). Em escala global, pode-se citar como danos relacionados à poluição atmosférica, a chuva ácida, o efeito estufa e o aumento da radiação ultravioleta pela depleção da camada de ozônio (RESENDE, 2007).

O ar poluído é significativamente danoso à saúde, dessa forma, se a população está sob atmosfera contaminada, não há alternativas pontuais a serem realizadas, mas sim ações em contextos mais amplos, tendo como objetivo a melhoria da qualidade do ar para todos os indivíduos (DAPPER; SPOHR e ZANINI, 2016).

Também o risco de doença depende da sensibilidade e vulnerabilidade do indivíduo. Fatores que afetam a vulnerabilidade pessoal incluem idade, gênero, raça, educação e nível socioeconômico, estado nutricional, uso de drogas, acesso a serviços de saúde, localização e tipo de habitação, combustível para cozinhar e ocupações. Outra categoria de fatores que favorecem as doenças relacionadas à qualidade do ar são os biológicos, como suscetibilidade genética e doenças pré-existentes (BENMARHIA *et al.*, 2014).

Segundo a Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico – OCDE estima-se que cerca de 6 a 9 milhões de mortes prematuras ocorrerão por ano até 2060 em decorrência da poluição do ar. O número equivale a uma morte a cada 4 a 5 segundos (OECD, 2016).

As concentrações de poluentes atmosféricos encontradas em grandes cidades acarretam afecções agudas e crônicas no trato respiratório, mesmo em concentrações abaixo do padrão de qualidade do ar. A maior incidência de patologias, tais como asma e bronquite, está associada com as variações das concentrações de vários poluentes atmosféricos (BRAGA *et al.*, 2001).

No estudo conduzido por Martins *et al.*, (2002), mesmo em concentrações menores que as permitidas pela legislação vigente na época (onde o padrão primário anual era equivalente a 80 µg/m<sup>3</sup>), ainda foi possível associar esse poluente com casos de atendimentos médicos relativos a gripes e pneumonias em idosos. Tal fato nos leva a afirmar que mesmo

em baixas concentrações os poluentes atmosféricos estão associados a efeitos danosos na saúde (SCHWARTZ, 2004).

Segundo Miraglia e Gouveia (2014), o custo das mortes prematuras no Brasil resultou em US\$ 1,7 bilhão anualmente aos cofres públicos, apenas pela contaminação por material particulado nas regiões metropolitanas do país. Tal valor pode ser modificado dependendo da cotação atual do dólar. Vale mencionar ainda o estudo *The cost of air pollution* do Banco Mundial (WORLD BANK, 2016) concluiu que, em 2013, a exposição à poluição do ar custou à economia mundial cerca de US\$ 5,11 trilhões em “perda de bem-estar”, sendo US\$ 82,61 bilhões relativos ao Brasil.

Como parte dos impactos sociais, temos os impactos econômicos provocados pela poluição atmosférica. Segundo a OMS, apenas na Europa a poluição atmosférica é responsável por um custo de 1,6 trilhão de dólares por ano em mortes e doenças, o que é equivalente a quase um décimo do produto interno bruto da região (ONU, 2015). Os custos relacionados a poluição atmosférica aumentarão de US\$ 21 bilhões em 2015 para US\$ 176 bilhões entre 2050 e 2060, segundo estimativas da OECD (OECD, 2016).

Em novembro de 2015 foi realizado em Paris a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima com o objetivo de estabelecer metas de redução das emissões de gases precursores de mudanças no clima global. O acordo fechado tem como principais pontos: **a)** o compromisso de trabalharem para que a elevação da temperatura média global fique em no máximo 1,5°C neste século; **b)** financiamento por países ricos em US\$ 100 bilhões por ano em pesquisas e/ou adequações processuais para minimização das emissões e; **c)** revisão do acordo a cada 5 anos. No entanto não estabelece percentual de redução e nem quando deve cessar o aumento das emissões. Este acordo é inédito e apesar da ausência de metas específicas demonstram a preocupação global frente as emissões de gases poluentes e que ações devem ser tomadas a fim de reduzi-las (ONU, 2015).

### **3.4 Padrões De Qualidade De Ar No Brasil**

Verocai (2007) define que a qualidade ambiental é o resultado dos processos dinâmicos e interativos dos elementos do sistema ambiental, podendo ser conceituada como o estado do meio ambiente, numa determinada área ou região.

A qualidade do ar de uma região está relacionada aos fenômenos atmosféricos observados na área, pois fatores meteorológicos como ventos, chuvas e instabilidade interferem na qualidade do ar (FARIAS, 2017).

Os padrões estabelecidos são de dois tipos: primários e secundários. Os padrões primários de qualidade do ar referem-se às concentrações de poluentes que, uma vez ultrapassadas, poderão afetar a saúde da população. Os padrões secundários dizem respeito às concentrações de poluentes atmosféricos, abaixo das quais se prevê o mínimo efeito adverso sobre o bem-estar da população, assim como o mínimo dano à fauna e à flora, aos materiais e ao meio ambiente em geral (CAVALCANTI, 2010).

Para avaliar a qualidade de ar é necessária uma rede de monitoramento. Com base nos resultados do monitoramento, pode-se sugerir reajustes e melhorias nos instrumentos e habilitar tomadores de decisão a planejar ações e políticas públicas no sentido de melhorar a qualidade do ar; e no caso da qualidade do ar estar ruim, promover ações de controle complementares às previstas na norma e alertar a população dos riscos à saúde (CASTRO; ARAÚJO; SILVA, 2013).

Com base no trabalho de Vormittag *et al.*, (2014) a tabela 05 apresenta o monitoramento de certos poluentes realizados por alguns estados brasileiros. Em seu trabalho mais atual de Vormittag *et al.*, (2021) realizou levantamento recente sobre os estados brasileiros que realizam o monitoramento da qualidade do ar e do número de estações de monitoramento, (tabela 06) (tabela 07) respectivamente.

Tabela 5. Poluentes monitorados em números de estações apresentados por unidades federativas

	<b>CO</b>	<b>Fumaça</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>MP<sub>2,5</sub></b>	<b>MP<sub>10</sub></b>	<b>PTS</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>Total de estações</b>
<b>Goiás</b>	0	0	0	0	0	0	3	0	3
<b>Distrito Federal</b>	0	4	0	0	0	4	4	0	4
<b>Mato Grosso</b>	1	0	1	0	0	0	1	1	1
<b>Bahia</b>	11	0	13	11	0	10	0	16	16
<b>Sergipe</b>	0	1	0	0	0	0	1	1	1
<b>Espírito Santo</b>	5	0	6	4	0	8	7	7	8
<b>Minas Gerais</b>	6	0	5	6	0	7	0	4	7
<b>Rio de Janeiro</b>	26	0	29	30	18	54	41	27	80
<b>São Paulo</b>	16	18	38	41	14	58	11	19	86
<b>Paraná</b>	5	4	6	8	0	6	5	12	13
<b>Rio Grande do Sul</b>	9	0	10	11	0	17	2	20	20

Fonte: Adaptado de VORMITTAG *et al.*, (2014).

Tabela 6. Estados Brasileiros que realizam ou não o monitoramento de qualidade do ar.

<i>Região</i>	<i>Não respondentes</i>	<i>Respondentes</i>	<i>Sem Monitoramento</i>	<i>Com Monitoramento</i>
Norte	–	AC, AM, AP, PA, RO, RR, TO	AP, PA, RO, RR, TO	AC, AM
Nordeste	MA	AL, BA, CE, PB, PE, PI, RN, SE	AL, CE, PB, PI, RN, SE	BA, PE
Centro Oeste	–	DF, GO, MS, NT	–	DF, GO, MS, MT
Sudeste	–	ES, MG, RJ, SP	–	ES, MG, RJ, SP
Sul	–	PR, RS, SC	SC	PR, SC
<b>TOTAL</b>	<b>1</b>	<b>26</b>	<b>12</b>	<b>14</b>

Fonte: Adaptado de VORMITTAG et al., (2021)

Tabela 7. Número de estações de monitoramento de qualidade do ar para os estados.

<i>UFs Estações</i>	<i>Totais</i>	<i>Ativas</i>	<i>Regiões Metropolitanas</i>	<i>Interior</i>	<i>Públicas</i>	<i>Privadas</i>
AC	31	31	2	29	29	2
DF	4	4	2	2	4	0
ES	17	15	9	6	9	6
GO	2	2	2	0	2	0
MG	32	32	13	19	0	32
MS	4	3	0	3	0	3
PE	4	4	0	0	1	3
PR	18	16	9	7	16	0
RJ	203	161	105	56	65	96
RS	22	13	8	5	2	11
SP	93	90	41	49	90	0
<b>TOTAL</b>	<b>430</b>	<b>371</b>	<b>191</b>	<b>176</b>	<b>218</b>	<b>153</b>

Fonte: Adaptado de VORMITTAG et al., (2021)

Em suas publicações a CETESB apresenta tabelas sobre a qualidade do ar e sua associação aos efeitos à saúde humana (tabela 08) e a estrutura do índice da qualidade do ar.

Tabela 8. Qualidade do ar e efeitos à saúde.

<b>Qualidade</b>	<b>Índice<sup>1</sup></b>	<b>Significado</b>
N1 – Boa	0 – 40	
N2 – Moderada	41 – 80	Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas) podem apresentar sintomas como tosse seca e cansaço. A população em geral, não é afetada.
N3 – Ruim	81 – 120	Toda a população pode apresentar sintomas, como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta. Pessoas de grupos sensíveis podem apresentar efeitos mais sérios na saúde.
N4 – Muito Ruim	121 – 200	Toda a população pode apresentar agravamento dos sintomas, como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta e ainda falta de ar e respiração ofegante. Efeitos ainda mais graves a saúde dos grupos sensíveis.
N5 – Péssima	> 200	Toda a população pode apresentar sérios riscos de manifestações de doenças respiratórias e cardiovasculares. Aumento de mortes prematuras em pessoas de grupos sensíveis.

<sup>1</sup> – Está relacionado a concentração dos principais poluentes e seus efeitos a saúde.

Fonte: Adaptado de [https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/#:~:text=%C3%8Dndice%20de%20qualidade%20do%20ar%20e%20sa%C3%BAde&text=Esse%20%C3%A Dndice%20foi%20criado%20usando,finas%20\(MP2%2C5\)](https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/#:~:text=%C3%8Dndice%20de%20qualidade%20do%20ar%20e%20sa%C3%BAde&text=Esse%20%C3%A Dndice%20foi%20criado%20usando,finas%20(MP2%2C5))

Tabela 9. Estrutura do índice de qualidade do ar.

<b>Índice</b>	<b>MP<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) 24h</b>	<b>MP<sub>2,5</sub> (µg/m<sup>3</sup>) 24h</b>	<b>O<sub>3</sub> (µg/m<sup>3</sup>) 8h</b>	<b>CO (ppm) 8h</b>	<b>NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) 1h</b>	<b>SO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) 24h</b>
0 – 40	0 – 50	0 – 25	0 – 100	0 – 9	0 – 200	0 – 20
41 – 80	51 – 100	26 – 50	101 – 130	10 – 11	201 – 240	21 – 40
81 – 120	101 – 150	51 – 75	131 – 160	11 – 13	241 – 320	41 – 365
121 – 200	151 – 250	76 – 125	161 – 200	13 – 15	321 – 1130	366 – 800
> 200	> 250	> 125	> 200	> 15	> 1130	> 800

Fonte: Adaptado de [https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/#:~:text=%C3%8Dndice%20de%20qualidade%20do%20ar%20e%20sa%C3%BAde&text=Esse%20%C3%A Dndice%20foi%20criado%20usando,finas%20\(MP2%2C5\)](https://cetesb.sp.gov.br/ar/padroes-de-qualidade-do-ar/#:~:text=%C3%8Dndice%20de%20qualidade%20do%20ar%20e%20sa%C3%BAde&text=Esse%20%C3%A Dndice%20foi%20criado%20usando,finas%20(MP2%2C5))

### 3.5 Emissões Veiculares

O acelerado crescimento urbano tanto em países desenvolvidos como os em desenvolvimento contribuiu para o aumento da circulação de fontes móveis ou veiculares, o que se tornou um problema de grande magnitude. Por muitas vezes o estado de conservação destas frotas aumenta o índice de gases emitidos para atmosfera devido a falta de controle quanto à qualidade dos motores, combustível e mecanismos de filtragem de tais gases emitidos pelos mesmos (BRAGA *et al.*, 2001).

Logo, a falta de manutenção ou manutenção incorreta dos veículos podem ser responsáveis pelo aumento da emissão de poluentes e do consumo de combustíveis, os quais são causadores tanto de problemas de saúde na população, quanto fortes contribuidores das mudanças do clima (VENTURA *et al.*, 2020).

O Brasil está entre os países que sofreu um notável aumento na motorização individual, o que implica na intensificação do tráfego de veículos nos grandes centros urbanos e regiões metropolitanas e nos cada vez mais frequentes congestionamentos. Além disso, o crescimento do número de veículos causa impactos negativos no meio ambiente, devido à poluição sonora e do ar (FIZIOLA *et al.*, 2004).

Teixeira *et al.*, (2008) afirmam que as emissões veiculares são formadas por grandes quantidades de substâncias tóxicas ao ser humano podendo causar graves problemas respiratórios e de saúde em geral quando entrando em contato com eles. Tais emissões, por serem provenientes de um processo de combustão e queima incompleta de combustíveis, são compostas por gases como óxidos de carbono (CO e CO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), hidrocarbonetos (HC), dentre os quais estão alguns considerados cancerígenos, óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), partículas inaláveis (MP<sub>10</sub>), entre outras substâncias. A alta toxicidade de MP's está diretamente relacionada com a presença de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) em fase particulada no MP. Os HPAs, oriundos da combustão incompleta de combustíveis fósseis ou da pirólise das emissões globais de CO<sub>2</sub>, que é um dos principais gases causadores do efeito estufa (CARVALHO, 2011).

Carros movidos a diesel, principalmente Caminhões e ônibus emitem óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e material particulado (PM) por meio da combustão, que responderam por 91% e 96% das emissões totais do transporte rodoviário em 2012. Combustíveis como gasolina e etanol estão mais relacionados às emissões de monóxido de carbono (CO), hidrocarbonetos não metânicos (NMHC) e aldeídos (RCHO), respondendo por 86%, 78% e

98% do total desses gases, respectivamente. Transporte rodoviário em emissões de 2012 (MMA, 2014).

As projeções de agências internacionais é que no mundo, dois bilhões de veículos deverão estar nas ruas em 2050 (GTS, 201, EIA, 2014). No caso do Brasil, onde mais de 80% da sua população vive em áreas urbanas, admite-se que a maior parte das emissões veiculares se concentra nessas regiões (ANDERSON, 2009; CARVALHO, 2011).

As indústrias são responsáveis por menos poluição do ar que os veículos, respectivamente 23% e 77% (INEA, 2009), e segundo Geraque (2011) no estado de São Paulo, os veículos automotores poluíram significativamente mais que as indústrias, sendo esta, a causa que criaria um “extremo obstáculo” para o Estado conseguir reduzir em 20% as emissões até 2020.

Pra Jacondino (2005) os fatores que influenciam as emissões de poluentes por um veículo podem ser divididos em três: **1) Fatores tecnológicos**, referentes a equipamentos dos veículos que controlam emissões, combustíveis e motores, variando assim de veículo para veículo; **2) Fatores de desgaste e manutenção**, relacionada a idade do veículo e a manutenção regularizada feita pelo proprietário; **3) Fatores operacionais e ambientais**, relacionados ao modo de condução do veículo, temperatura do ambiente, umidade, altitude, etc.

Sabe-se que a gasolina e o diesel ainda são os principais combustíveis usados mundialmente nos veículos, apesar da crescente necessidade de diminuir o uso de combustíveis fósseis e, conseqüentemente, reduzir a emissão de poluentes. (BRITO, 2018). Os combustíveis citados, por serem provenientes do petróleo também tem em sua composição o enxofre, que durante o processo de queima, se combina ao oxigênio, formando óxidos de enxofre que são emitidos livres ou se combinam com outros produtos da combustão, formando ácidos ou sendo incorporados ao material particulado (caso do diesel). Visto que são altamente prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana, o teor de enxofre no diesel e na gasolina é controlado, sendo uma das principais propriedades que afetam as emissões automotivas (VICENTINI, 2011).

Para o nível de poluição das emissões dos veículos, outro fator extremamente importante é a velocidade. Muitos estudos relacionados a este tópico consideram o uso desse parâmetro para avaliar o impacto das emissões dos veículos no ar. Mais importante do que a velocidade em si é sua mudança, ou seja, ao acelerar ou ao diminuir a velocidade, mais poluentes são emitidos do que a uma velocidade constante (TONG *et al.*, 2011).

Para um bom gerenciamento na qualidade do ar no meio urbano, bem como para garantia de qualidade de vida e de saúde de uma população, se fazem essenciais o monitoramento da qualidade do ar e um controle de emissões veiculares. Para tanto, torna-se fundamental a elaboração de inventários de emissões no processo de gerenciamento de poluição atmosférica, pois oferece uma avaliação do desempenho de tecnologias, de legislações ambientais, além de informações importantes do PCPV (Plano de Controle de Poluição Veicular) (DELUCCHI *et al.*, 2011).

O objetivo de todo IEV (inventário de emissão veicular) é fornecer uma estimativa quantitativa e qualitativa das emissões de origem veicular em uma determinada região, permitindo conhecer a contribuição relativa dos veículos como um todo na poluição total, assim como de cada parcela da frota na mesma. Portanto, quanto mais subdividida a frota de pesquisa em suas características (tipo de combustível, tipo, idade, etc.), mais confiáveis serão os fatores de emissão utilizados e maior será a possibilidade de determinar o ponto mais relevante nas emissões totais (VICENTINI, 2011).

No Brasil, principalmente órgãos de controle e planejamento ambiental, institutos de pesquisa, centros de pesquisa e universidades, vêm realizando levantamentos de inventário para estimar as emissões atmosféricas em grandes centros urbanos e identificar as principais fontes de poluição, propondo medidas de mitigação relacionadas às políticas públicas. O maior exemplo é a Corporação Estadual do Meio Ambiente de São Paulo (CETESB), que desde 2012 publica um relatório anual sobre as emissões veiculares no Estado de São Paulo (LOPES *et al.*, 2018).

### 3.5.1 Estimativa de emissões veiculares

Para estimar as emissões de poluentes veiculares, existem dois métodos tradicionais bem integrados: um é o método "*top-down*", que determina as emissões a partir do consumo de combustível; o outro método é baseado nas emissões estimadas de combustível que usa a quilometragem percorrida, o "*bottom-up*" (EGGLESTON *et al.*, 2006).

A abordagem *top-down* é mais adequada para aplicações macro, enquanto a abordagem *bottom-up* é mais adequada para escalas locais. A especificidade desta aplicação é afetada pelo fator de emissão utilizado. A abordagem macro usa fatores de emissão integrados e usa valores médios e/ou padrões. Por outro lado, os métodos de escala local usam fatores de emissão específicos. Portanto, as estimativas determinadas pela abordagem ascendente

fornecem informações mais detalhadas sobre as emissões locais e podem até caracterizar emissões específicas de rodovias (WANG *et al.*, 2009).

A quantificação dos poluentes emitidos pelos veículos automotores é relativamente simples, mas depende de uma variável muito complicada de se obter: o fator de emissão de cada poluente. O fator de emissão de poluentes varia de acordo com fatores como o tipo de combustível, sua composição, ciclo do motor do veículo e quilometragem (CASSIANO *et al.*, 2016).

Basicamente, existem dois métodos para determinar os fatores de emissão: por medição no local ou por estimativa. Eles também estão relacionados a, conforme mencionado anteriormente, disponibilidade de dados, metas e compatibilidade com o método de estimativa de emissões utilizado (FERNANDES, 2014).

### **3.6 Legislação**

É somente por meio da legislação que podemos analisar se as emissões veiculares estão em níveis seguros para a sociedade ou se estão em níveis de alerta ou emergência e assim elaborarmos um plano de controle para a redução dos poluentes na atmosfera. A seguir, iremos ver uma descrição da legislação brasileira para a concentração dos poluentes de emissão veicular na atmosfera, bem como as dos Estados Unidos e Europa.

#### **3.6.1 Legislação Brasileira**

Na década de 1980, com o objetivo de controlar, preservar e restaurar a qualidade do ar em todo o país, de acordo com as determinações do Comitê Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), foi instituído o Plano Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR, por meio da Resolução 05/1989 de acordo com a Lei n. 6.938/1981 (VENTURA *et al.*, 2019).

A estratégia básica do PRONAR é limitar as emissões dentro do país de acordo com a fonte e tipos de poluentes prioritários, e manter o uso de padrões de qualidade do ar como medida complementar de controle (ALMEIDA, 2017).

Com o desenvolvimento do Plano de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) em 1986, os requisitos e restrições de emissão veicular tornaram-se mais específicos. Em princípio, estão limitados às categorias de veículos leves e pesados, incluindo ciclo Otto e diesel, respectivamente. As restrições às emissões de

motocicletas começaram em 2002, por meio do programa de controle da poluição do ar para motocicletas e veículos similares – PROMOT (FERNANDES, 2014).

O PROCONVE estabelece prazos e limites máximos de emissão de gases e particulados de automóveis para a atmosfera, além de definir requisitos técnicos para fabricantes de automóveis nacionais e importados e determinar a qualidade dos combustíveis comercializados no Brasil. Atualmente possui 6 fases (L1, L2, L3, L4, L5, L6) com previsões de fases 7 e 8 até 2025 (VENTURA *et al*, 2019). Portanto, desde 1993, um limite máximo de emissão foi estabelecido, o que reduziria a emissão unitária de vários poluentes dos veículos em mais de 90%. Porém, o problema é que, nesse período, a frota mais do que triplicou, reduzindo assim os efeitos benéficos dessa medida (SANTANA *et al.*, 2012).

Os limites de qualidade do ar limitam a concentração a dois níveis: padrões primário e secundário. O primário considerado o mais relevante é proteger a saúde das pessoas. O padrão secundário especifica o limite máximo de poluentes para evitar efeitos adversos no meio ambiente devido à consideração de animais e plantas (FERNANDES, 2014).

Segundo estudo realizado pela Instituição de Energia e Meio Ambiente o atraso na implantação da nova fase do PROCONVE pode liberar até 20% dos poluentes na atmosfera. Em 2018, o Conama promulgou a Resolução n. 492, que estabeleceu uma série de medidas para reduzir a emissão de poluentes, com previsão de entrada em vigor em 1º de janeiro de 2022. No entanto, a indústria automobilística pediu ao Conama o adiamento em até 3 anos do prazo. O argumento é de que a pandemia do coronavírus atrapalhou o cronograma de implementação das medidas e impactou o setor. (TSAI *et al.*, 2020).

A Resolução n. 491, de 19 de novembro de 2018 do Conselho Nacional do Meio Ambiente dispõe sobre padrões de qualidade do ar, estabelece conforme a tabela 10, as concentrações máximas permitidas para os principais poluente atmosféricos em um certo período de referência. Além de apresentar os níveis de atenção, alerta e emergência para os poluentes e suas concentrações (tabela 11).

Tabela 10. Padrões de Qualidade do Ar

Poluente atmosférico	Período de referência	PI – 1	PI – 2	PI – 3	PF	
		µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	ppm
<b>Material Particulado (MP<sub>10</sub>)</b>	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20	-
<b>Material Particulado (MP<sub>2,5</sub>)</b>	24 horas	60	50	37	25	-
	Anual <sup>1</sup>	20	17	15	10	-
<b>Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)</b>	24 horas	125	50	30	20	-
	Anual <sup>1</sup>	40	30	20	-	-
<b>Dióxido de Nitrogênio (NO<sub>2</sub>)</b>	1 hora <sup>2</sup>	260	240	220	200	-
	Anual <sup>1</sup>	60	50	45	40	-
<b>Ozônio (O<sub>3</sub>)</b>	8 horas <sup>3</sup>	140	130	120	100	-
<b>Fumaça</b>	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual <sup>1</sup>	40	35	30	20	-
<b>Monóxido de Carbono (CO)</b>	8 horas <sup>3</sup>	-	-	-	-	9
	1 hora	40.000				
<b>Partículas Totais em Suspensão (PTS)</b>	24 horas	-	-	-	240	-
	Anual <sup>4</sup>	-	-	-	80	-
<b>Chumbo (Pb)<sup>5</sup></b>	Anual <sup>1</sup>	-	-	-	0,5	-

<sup>1</sup> – Média aritmética anual / <sup>2</sup> – Média horária / <sup>3</sup> – Máxima média móvel obtida no dia / <sup>4</sup> – Média geométrica anual / <sup>5</sup> – Medida nas partículas totais em suspensão

Fonte: Adaptado do CONAMA 491/2018

Tabela 11. Níveis de atenção, alerta e emergência para os poluentes e suas respectivas concentrações

<i>Poluentes</i>	<i>SO<sub>2</sub></i>	<i>MP<sub>10</sub></i>	<i>MP<sub>2,5</sub></i>	<i>CO</i>	<i>O<sub>3</sub></i>	<i>NO<sub>2</sub></i>
<i>Concentração</i>	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>1</sup>	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>1</sup>	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>1</sup>	(ppm) <sup>2</sup>	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	(µg/m <sup>3</sup> ) <sup>3</sup>
<i>Atenção</i>	800	250	125	15	200	1130
<i>Nível Alerta</i>	1600	420	210	30	400	2260
<i>Emergência</i>	2100	500	250	40	600	3000

<sup>1</sup>(média de 24h) / <sup>2</sup>(média móvel de 8h) / <sup>3</sup>(média móvel de 1h)

Fonte: Adaptado do CONAMA 491/2018

### 3.6.2 Legislação Internacional

Em 1970, foi criada a Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), tendo, entre suas atribuições específicas, a definição dos padrões de qualidade do ar no nível nacional, assim como de gestão da qualidade do ar, acompanhamento das políticas estaduais, elaboração de estudos, coleta e sistematização de dados, definição de diretrizes e regras de atendimento mínimo, etc. Tais atribuições ganharam reforço com a aprovação, logo em seguida, pelo Congresso dos EUA, da Política Nacional de Ar Limpo, o “*Clean Air Act*” (CAA), marcando o começo de esforços para o controle da poluição do ar nos EUA (EPA, 2012). Atualmente, a legislação federal dos EUA estabelece padrões de qualidade do ar para CO, chumbo, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, MP<sub>10</sub>, MP<sub>2,5</sub> e SO<sub>2</sub>, cujos valores estão sumarizados na Tabela 12.

De acordo com as previsões do artigo 110 do *Clean Air Act* cada Estado deve desenvolver planos para atingir metas propostas pelo NAAQS, denominados Planos de Implementação do Estado – SIP, que visa o monitoramento para verificação das concentrações de poluentes no ar e quais as metas a serem alcançadas em termos de redução; inventários de emissões, com a descrição das fontes e quanto cada um deles emite; estudos com objetivos tendentes reduzir as emissões; adoção de medidas integradas em obediência a processos de planejamento; revisões periódicas para avaliar se as reduções estão obtendo resultados positivos. Esses planos estaduais devem ser apresentados ao público antes de seu envio à EPA para aprovação. E uma vez enviado e não aprovado a própria agência poderá emitir um plano alternativo federal de implementação – FIP (US EPA, 2009).

A UE trabalha há décadas para melhorar a qualidade do ar controlando as emissões de substâncias nocivas na atmosfera, melhorando a qualidade dos combustíveis e integrando os requisitos de proteção ambiental nos setores de transporte, industrial e energético. A política de ar limpo da UE baseia-se em três pilares principais (Comissão Europeia, 2018): **1)** as Diretivas de Qualidade do Ar Ambiente (UE, 2004, 2008), que estabelecem padrões de qualidade do ar (Tabelas 13) e exigem que os Estados-Membros avaliar a qualidade do ar e implementar planos de qualidade do ar para melhorar ou manter a qualidade do ar; **2)** a Diretiva NEC (UE, 2016), que estabelece compromissos nacionais de redução de emissões; e **3)** legislação específica da fonte que estabelece padrões específicos de emissão e eficiência energética para as principais fontes de poluição do ar.

Tabela 12. Padrões Nacionais de Qualidade do ar em vigor nos EUA.

<i>Poluente</i>	<i>Primário e/ou Secundário (*)</i>	<i>Tempo de amostragem</i>	<i>Concentração</i>	<i>Observação</i>
CO	Primário	8h	9 ppm	Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano
		1h	35 ppm	
Pb	Primário e Secundário	Média móvel trimestral	0,15 µg/m <sup>3</sup>	Não deve ser ultrapassado
	Primário	1h	100 ppb	Percentil 98 sobre a média de 3 anos.
NO <sub>2</sub>	Primário e Secundário	Anual	53 ppb	Média Anual
O <sub>3</sub>	Primário e Secundário	8h	0,075 µg/m <sup>3</sup>	Quanto maior máxima média diária de 8h anual sobre médias de 3 anos
MP <sub>2,5</sub>	Primário e Secundário	Anual	15 µg/m <sup>3</sup>	Média anual sobre médias de 3 anos
		24 h	35	Percentil 98 sobre médias de 3 anos.
MP <sub>10</sub>	Primário e Secundário	24h	150 µg/m <sup>3</sup>	Não deve ser excedido mais de uma vez por ano sobre médias de 3 anos
	Primário	1h	75 ppb	Percentil 99 das máximas de 1h diária(s), média de 3 anos.
SO <sub>2</sub>	Secundário	3h	0,5 ppm	Não deve ser excedido mais de uma vez por ano

(\*) Os padrões primários devem permitir uma margem adequada de segurança para proteção da saúde pública. Os padrões secundários devem ser adequados à proteção do bem-estar público, compreendendo, entre estes, os efeitos sobre a vegetação, colheitas, solos, águas, fauna, materiais sintéticos e a visibilidade.

Fonte: Adaptado EPA (2011b).

Tabela 13. Padrões de qualidade do ar para a proteção da saúde, conforme indicado nas Diretivas de Qualidade do Ar Ambiente da EU.

<i>Poluente</i>	<i>Período Médio</i>	<i>Natureza jurídica e concentração</i>	<i>Comentários</i>
PM <sub>10</sub>	1 dia	Valor limite: 50 µg/m <sup>3</sup>	Não deve ser excedido em mais de 35 dias por ano
	Calendário Civil	Valor limite: 40 µg/m <sup>3</sup> Valor limite: 25 µg/m <sup>3</sup>	
PM <sub>2,5</sub>	Calendário Civil	Concentração de exposição: 20 µg/m <sup>3</sup> Meta nacional de redução de exposição: 0-20% de redução na exposição	Indicador de exposição média (IAE) (a) em 2015 (média 2013-2015) AEI em 2020, a redução percentual depende do AEI inicial
	Média diária máxima de 8 horas	Valor alvo: 120 µg/m <sup>3</sup>	A não exceder em mais de 25 dias/ano, média de 3 anos
O <sub>3</sub>	1h	Objetivo de longo prazo: 120 µg/m <sup>3</sup>	Não deve ser excedido em mais de 18 horas por ano
		Limite de informação: 180 µg/m <sup>3</sup> Limite de alerta: 240 µg/m <sup>3</sup> Valor limite: 200 µg/m <sup>3</sup>	
NO <sub>2</sub>	1 h	Limite de alerta: 400 µg/m <sup>3</sup>	A ser medido em 3 horas consecutivas em 100 km <sup>2</sup> ou uma zona inteira
	Calendário Civil	Valor limite: 40 µg/m <sup>3</sup>	
BaP	Calendário Civil	Valor alvo: 1 ng/m <sup>3</sup>	Medido como conteúdo em PM10 Não deve ser excedido em mais de 24 horas por ano
		Valor limite: 350 µg/m <sup>3</sup>	
SO <sub>2</sub>	1h	Limite de alerta: 500 µg/m <sup>3</sup>	A ser medido em 3 horas consecutivas em 100 km <sup>2</sup> ou uma zona inteira Não deve ser excedido em mais de 3 dias por ano
	1 dia	Valor limite: 125 µg/m <sup>3</sup>	
CO	Média diária máxima de 8 horas	Valor limite: 10 mg/m <sup>3</sup>	
	Calendário Civil	Valor limite: 5 µg/m <sup>3</sup>	
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	Calendário Civil	Valor limite: 0,5 µg/m <sup>3</sup>	Medido como conteúdo em PM10
Pb	Calendário Civil	Valor limite: 0,5 µg/m <sup>3</sup>	Medido como conteúdo em PM10
As	Calendário Civil	Valor alvo: 6 ng/m <sup>3</sup>	Medido como conteúdo em PM10
Cd	Calendário Civil	Valor alvo: 5 ng/m <sup>3</sup>	Medido como conteúdo em PM10
Ni	Calendário Civil	Valor alvo: 20 ng/m <sup>3</sup>	Medido como conteúdo em PM10

Fonte: UE (2004, 2008)

#### 4. METODOLOGIA

A metodologia utilizada para a elaboração deste trabalho foi a pesquisa bibliográfica sistemática do tipo exploratória. Para Freitas (2016) a revisão bibliográfica é tida como peça fundamental para o encaminhamento adequado de um problema de pesquisa.

As buscas foram realizadas em sete bases de dados bibliográficos – Google Acadêmico, *PubMed*, *Scielo*, *Research Gate*, *Web of Science*, Teses USP e Portal Periódico CAPES utilizando os descritores: poluição atmosférica, emissão veicular, qualidade do ar, poluentes, tráfego e inventário de emissões. Ao finalizar as pesquisas em cada base, as referências duplicadas foram excluídas, sendo selecionadas publicações em língua inglesa e portuguesa. Primeiramente houve uma análise do título, seguida de leitura do resumo e posteriormente a leitura do material na íntegra.

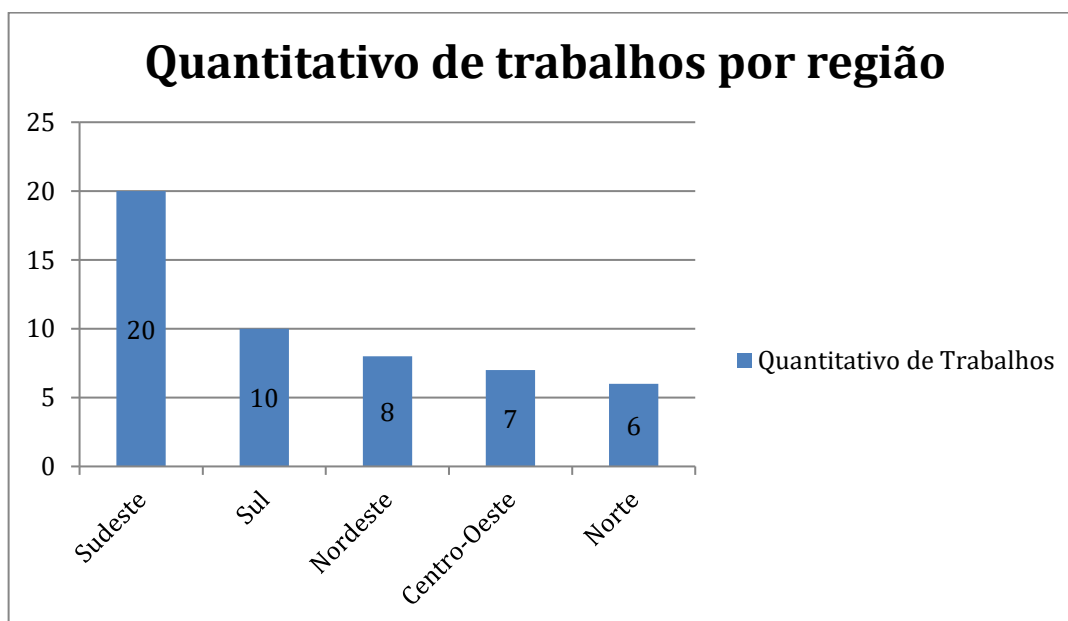
Como critério de inclusão foram utilizados, artigos, teses, dissertações e monografias, além de documentos oficiais, relatórios técnicos e dados governamentais que possuem textos completos disponibilizados *online*. Após levantamento foram selecionadas 224 publicações, sendo 173 publicações excluídas devido aos seguintes critérios: 57 publicações não apresentaram dados de emissão veicular, abordando outras fontes de emissão como indústrias, queimadas, etc, 24 publicações não apresentaram dados de emissões em massa ou concentração massa/volume, 64 publicações não trataram sobre os poluentes centrais do presente trabalho. Por fim, excluiu-se 28 publicações que não estudavam as emissões por automóveis, que é a fonte móvel considerada no presente trabalho. Após as exclusões, 51 publicações foram selecionadas para serem analisadas.

Para a discussão e resultados foram selecionados publicações entre 2010 e 2020 (é importante salientar que para citações no referencial teóricos este limite de tempo não foi estabelecido, podendo haver artigos publicados antes e/ou depois deste período), com o objetivo de compilar dados do que há de mais recente em relação a pesquisas de emissões veiculares e padrões de qualidade de ar no Brasil

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O quantitativo de trabalhos selecionados é apresentado no gráfico 1. Destaca-se que a maior parte dos estudos foram realizados na região sudeste, evidência que pode ser justificada pelo fato de ser esta região a principal força econômica-política do país e com mais estações de monitoramento da qualidade do ar em funcionamento, além de concentrar a maior frota de veículos do Brasil, facilitando o estudo das emissões

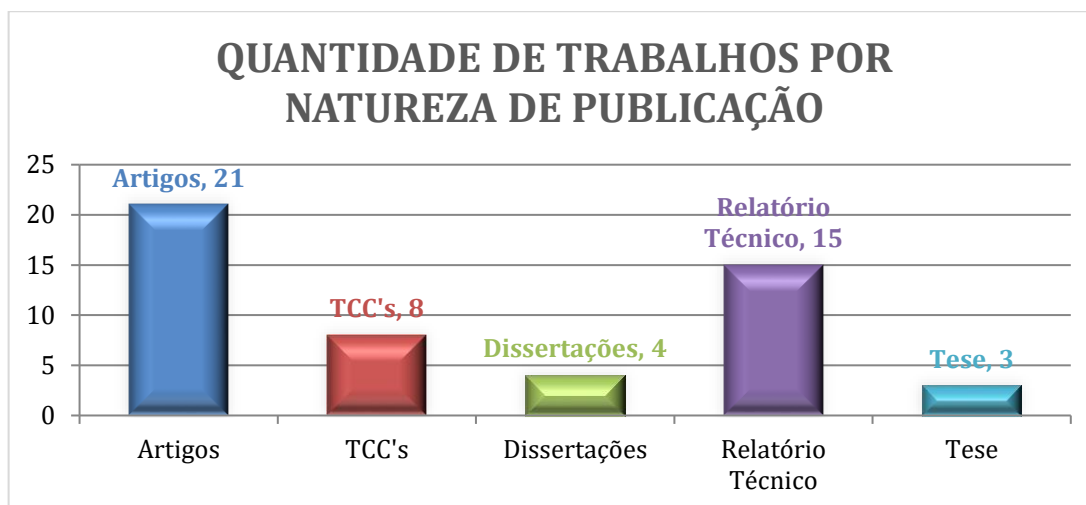
Gráfico 1. Quantitativo de trabalhos por região com recorte temporal de 2010 a 2020



Fonte: Próprio Autor

Os dados plotados no gráfico referem-se apenas para os trabalhos regionais, excluindo-se os trabalhos de cunho nacional. O trabalho de Vasques (2021), por tratar de emissões nacionais e particionadas nas regiões foi adicionado no gráfico em cada uma das regiões do país. Esses resultados alertam para a necessidade de desenvolvimento de pesquisas sobre o tema de emissões em todas as regiões do país, ainda carente de dados com uma periodicidade maior. Verifica-se que as regiões norte e centro-oeste são as que mais carecem de pesquisas relacionadas sobre emissões veiculares. Muito disso se deve as pouquíssimas estações de monitoramento presentes nessas regiões. Plotados em gráfico também estão os dados percentuais da natureza das publicações incluídas no presente estudo (Gráfico 2).

Gráfico 2. Quantidade percentual de trabalhos por natureza de publicação



Fonte: Próprio Autor

Os trabalhos foram divididos por região e tabelados de acordo com o período de estudo, obedecendo aos critérios de exclusão citados anteriormente. É importante frisar que os valores de emissão tabelados são apenas de automóveis como fonte. Vale ressaltar também que nem todos os trabalhos trataram sobre os três poluentes que o presente trabalho está estudando (CO, MP, SO<sub>2</sub>). Os dados encontrados são estabelecidos em massa (ton/ano) ou em concentração massa/volume ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Optou-se por tabelar os valores respeitando as unidades que os autores propuseram em seus trabalhos. Alguns trabalhos não trazem valores exatos, mas emissões aproximadas. Nestes casos iremos trabalhar com os valores aproximados sugeridos pelo autor.

Trabalhos compreendidos com recorte temporal superior a 1 ano, foram tratados pela média de seus valores de emissão. Foram excluídos dados de anos anteriores a 2010 de trabalhos que possuíam recorte temporal mais amplo do que o presente estudo. Se o trabalho apresentar dados de mais de uma localidade, o valor tabelado será a soma dos valores de emissão das localidades. Para a região Nordeste, devido as carentes redes de monitoramento na região e elevado número de estados constituintes, foi feito o estudo apenas com os três estados com maiores frotas.

### 5.1. Região Sudeste

Entre as regiões brasileiras, a região sudeste apresenta a maior parcela de emissão para todos os poluentes. A região é composta dos seguintes estados: Espírito Santo, Minas Gerais,

Rio de Janeiro e São Paulo, cobrindo uma área de cerca de 924.511 km<sup>2</sup>. Segundo o IBGE (2020) cerca de 30.778.960 de veículos são registrados somente em São Paulo, sendo deste quantitativo, 19.089.286 automóveis. No ano de 2020, a região sudeste totalizou 31.420.000 automóveis (IBGE 2020). A seguir (Tabela 14), estão os valores tabelados das emissões de poluentes e seus respectivos trabalhos.

Tabela 14. Compilação dos trabalhos selecionados da região sudeste e seus respectivos dados

<i>Trabalho</i>	<i>Período de Estudo</i>	<i>Região</i>	<i>Poluentes</i>	<i>Valores de emissão</i>
Dias, Bales e Silva (2014)	2009-2012	São Paulo (estado)	CO	200.000 ton/ano
			MPT	3.300 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	7.000 ton/ano
Souza <i>et al.</i> (2013)	2010	Rio de Janeiro (estado)	CO	47.794 ton/ano
			MPT	23 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
Branco, Branco e Xavier (2014)	2011	São Paulo (estado)	CO	321.000 ton/ano
			MPT	2.500ton/ano
			SO <sub>2</sub>	----
Vicentini <i>et al.</i> (2015)	2012-2013	RM São Paulo e RM Rio de Janeiro	CO	---
			MP <sub>2,5</sub>	24µg/m
			MP <sub>10</sub>	71,4 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	---
Espinosa (2017)	2014	RM São Paulo <sup>1</sup>	CO	216.860 ton/ano
			MPT	58,4 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	477,8 ton/ano
Silva e De Lima (2017)	2012-2016	Uberlândia (MG)	CO	---
			MP <sub>2,5</sub>	---
			MP <sub>10</sub>	58,25 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	---
Santos (2018)	2015	Minas Gerais	CO	50.000 ton/ano
			MP <sub>2,5</sub>	625 ton/ano
			MP <sub>10</sub>	1.150 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	265 ton/ano
Santolim <i>et al.</i> (2019)	2015	Vitória (ES)	CO	4.915,06 ton/ano
			MP <sub>2,5</sub>	154,88 ton/ano
			MP <sub>10</sub>	206,84 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	136,73 ton/ano
Cardoso, Gobbo e Ribeiro (2017)	2016	São Carlos e Ilha Solteira (SP)	CO	54.000 µg/m <sup>3</sup>
			MPT	677 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	-----
Beringui <i>et al.</i> (2021)	1998-2017	RM Rio de Janeiro	CO	---
			MP <sub>2,5</sub>	35,75 µg/m <sup>3</sup>
			MP <sub>10</sub>	41,5 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	---

1- O trabalho trata de várias regiões de São Paulo, mas foi analisado apenas os dados da RM São Paulo no

Dias, Bales e Silva (2014) verificaram que no período de 2010 a 2013 houve um decréscimo de mais de 20% nas emissões de CO, principalmente no ciclo Otto. Já para o Material Particulado, houve um aumento de 31% das emissões no mesmo período em veículos do ciclo Otto e um decréscimo de cerca de 42% para os veículos do ciclo Diesel. Já Branco, Branco e Xavier (2014) verificam um aumento de 20% deste poluente para o ciclo Otto no mesmo período. Ainda assim, o Diesel é o maior responsável pela emissão de MP no Estado. Por fim, eles verificam que houve aumento de 48% das emissões de SO<sub>2</sub> no Estado, pelo ciclo Otto, e uma redução de 23% para o ciclo Diesel.

Branco, Branco e Xavier (2014) verificam que os automóveis a gasolina ainda respondem por 46% da emissão de CO no Estado, sendo os demais transportes não tão relevantes para a emissão deste poluente. Pode-se observar também que no estudo de Cardoso, Gobbo e Ribeiro (2017), a soma dos dados foi superdimensionada. Mas mesmo se analisarmos apenas uma região – São Carlos, por exemplo – temos um valor no seu trabalho de cerca de 45.000 µg/m<sup>3</sup>, ultrapassando o valor de 40.000 µg/m<sup>3</sup> de padrão primário (PI) para esse poluente na CONAMA. Tais superdimensionamentos podem ser explicados a partir da metodologia empregada pelos autores. Foi adotado um método simplificado de cálculo, apenas com objetivo de obter um parâmetro de comparação com os padrões nacionais de concentração de poluentes, não havendo uma exigência técnica e maior números de pontos de coleta para análises mais detalhadas e exatas.

São Paulo é o estado que mais possui dados anuais entre todos os estados brasileiros. Isso se deve ao órgão da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo que todos os anos publica relatórios sobre as emissões veiculares. Os dados referentes ao recorte temporal do são apresentados na tabela 15 e a visualização da variação temporal nos gráficos 3 e 4.

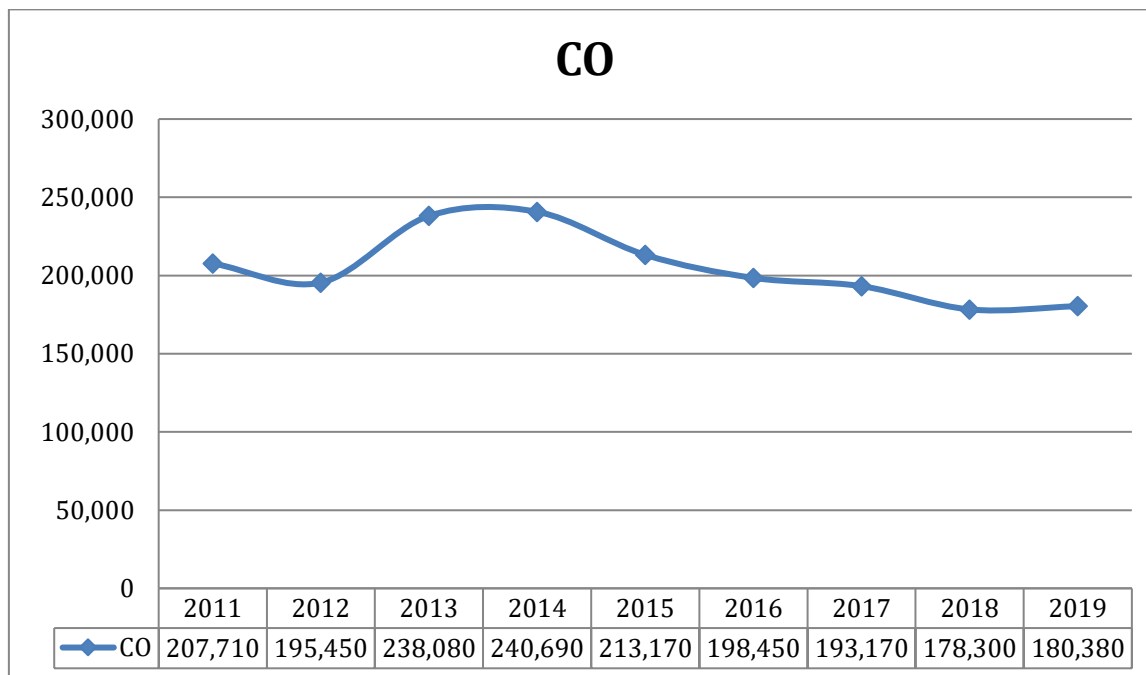
Tabela 15. Emissão de poluentes no estado de São Paulo em toneladas.

Ano de estudo	Poluente		
	CO	MPT	SO <sub>2</sub>
<b>2011</b>	207.710	108	4.056
<b>2012</b>	195.450	114	4.328
<b>2013</b>	238.080	115	4.327
<b>2014</b>	240.690	116	634
<b>2015</b>	213.170	98	259
<b>2016</b>	198.450	104	279

<b>2017</b>	193.170	110	291
<b>2018</b>	178.300	87	229
<b>2019</b>	180.380	83	220

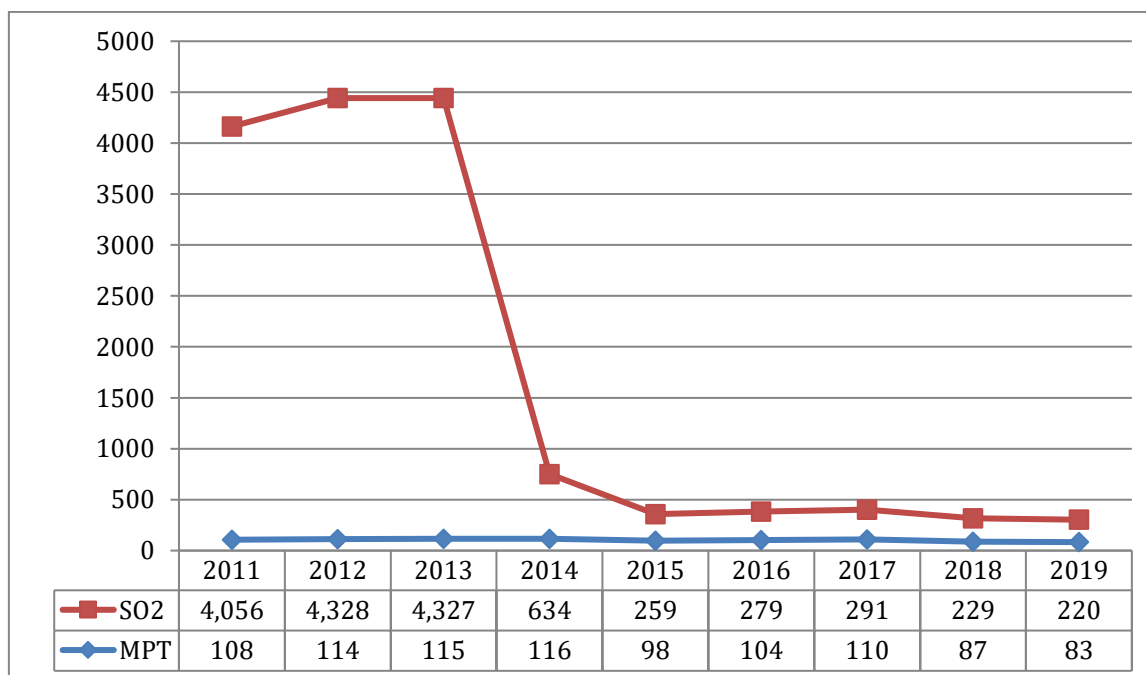
Fonte: Adaptado de [cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/](http://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/)

Gráfico 3. Variação temporal da emissão em toneladas de CO - SP



Fonte: Próprio Autor

Gráfico 4. Variação temporal da emissão em toneladas de MPT e SO<sub>2</sub> - SP



Fonte: Próprio Autor

Houve uma redução drástica de SO<sub>2</sub> em 2014 devido a alteração de teor de enxofre no diesel a partir de 2013, bem como da gasolina em 2014. Além disso houve neste ano uma redução do consumo do diesel (ALENCAR, 2017). Vale ressaltar que a fase 7 do PROCONVE, implementada em 2012 definiu novos limites para os teores de emissão por combustível, logo com a renovação natural da frota e a introdução de veículos novos atendendo essa fase ou posteriores que demandam baixo teor de enxofre, o uso do diesel S10 será intensificado, levando a redução gradativa da emissão de SO<sub>2</sub>.

Lima (2017) fez um inventário nacional das emissões veiculares no período de 1976 a 2016 e concluiu que a região sudeste é responsável por 49,4% da poluição provinda de veículos movidos a diesel de todo o país. Se tratando de gasolina, a região apresenta emissões menores que o diesel, mas se supera a emissão de etanol, onde a frota da região é a que mais consome este tipo de combustível. Da mesma forma Vasques (2021) analisa a partir da técnica BRAVES um inventário de emissões veiculares no Brasil no período de 2013 a 2018.

Para a região Sudeste, os dados percentuais deste inventário estão organizados na tabela 16. A contribuição dos automóveis para a emissão dos poluentes na região sudeste está plotada no gráfico 5.

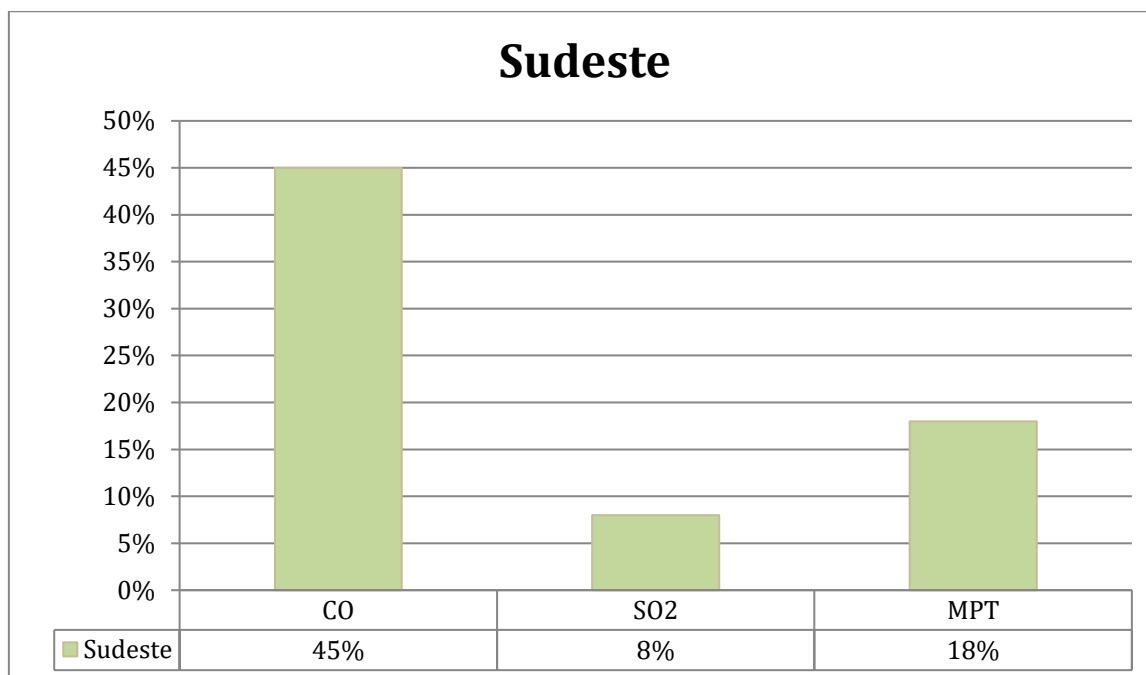
Tabela 16. Emissões veiculares nos estados brasileiros da região Sudeste estimadas com o BRAVES em 2018. Redução percentual de 2013 a 2018

Estado	Poluente		
	CO	MP <sub>total</sub>	SO <sub>2</sub>
<b>Minas Gerais</b>	-48,4%	-11,6%	-73,5%
<b>São Paulo</b>	-44,4%	-9,5%	-75,6%
<b>Rio de Janeiro</b>	-51,2%	-24,9%	-80,9%
<b>Espírito Santo</b>	-31%	-3,3%	-73,6%

Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

O Estado do Rio de Janeiro apresentou as maiores reduções nas emissões de CO em todo o país (-51.2%), como veremos com a apresentação das demais regiões neste trabalho. Isto pode ser explicado pelo fato de o RJ apresentar o maior monitoramento de SO<sub>x</sub> e CO no Brasil, com 26 e 27 estações de monitoramento, respectivamente (VORMITTAG *et al.*, 2021).

Gráfico 5. Contribuição percentual de automóveis na emissão de poluentes na região sudeste em 2018



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Os valores analisados por Vasques (2021) não são tão próximos dos dados de relatório técnico realizados pela CETESB, cujas reduções para o determinado período dos poluentes CO, MPT e SO<sub>2</sub> são de 25,10%; 24,3% e 94,7% respectivamente. Esses valores podem ser diferentes devido as técnicas diferentes utilizadas para a estimativa de emissões. Além disso, os dados presentes na tabela 15 são apenas provenientes de automóveis, enquanto as reduções analisadas na tabela 16 são veiculares totais.

Percebe-se uma redução maior dos níveis de SO<sub>2</sub> na região até o ano de 2018. Pode-se inferir uma redução deste poluente nos combustíveis nos últimos anos com o avanço da tecnologia e preocupação ambiental por parte de seus fabricantes. Além disso alguns combustíveis, como o etanol, são isentos de enxofre (SANTOS, 2018), e esta região tem adotado o etanol de maneira mais constante na sua frota (LIMA, 2017; RIO DE JANEIRO, 2016). Nota-se dos trabalhos de Santolim *et al.* (2019) que o SO<sub>2</sub> é o poluente menos emitido na região de Vitória. Os valores calculados neste trabalho não levam em consideração as emissões por ressuspensão.

Percebemos das tabelas 14 e 15 que no estado de São Paulo há uma diferença gritante dos valores de SO<sub>2</sub> entre os trabalhos de Dias, Bales e Silva (2014) e os dados da CETESB para o ano de 2019. Essa redução dramática se deve a uma mudança no teor de enxofre do diesel em 2013 e da gasolina em 2014. Em 2019, o aumento do consumo de diesel

S10 explicou mais uma queda nas emissões deste poluente. A redução do teor de enxofre no combustível contribui para melhor eficiência nos sistemas de controle de exaustão e redução na emissão de poluentes (PETROBRAS, 2019).

Vicentini *et al.* (2015) analisaram a concentração média de Material Particulado 2,5 e 10 na região metropolitana do Rio de Janeiro e São Paulo. De acordo com seu trabalho a fração de Material Particulado grosso é bem maior na região metropolitana do Rio de Janeiro (cerca de  $42,5\mu\text{g}/\text{m}^3$ , cerca 60% acima do valor de São Paulo). Isto pode ser explicado pelas obras de infraestrutura pública que estavam sendo feitas próximas às estações em duas das regiões (Taquara e Duque de Caxias) analisadas pelo autor no período em que o trabalho foi realizado. O autor identifica que 57 % destas emissões vieram de automóveis.

É interessante notar que ano após este estudo ocorreu as Olimpíadas no Rio de Janeiro e Beringui *et al.* (2021) analisaram a emissão de MP neste período. O estudo foi realizado entre os anos de 1998 – 2017 e mostram no ano de 2016 a emissão de MP principalmente nas estações próximas à região olímpica de Copacabana foi superior aos limites legislados pela CONAMA, sendo essas concentrações similares às observadas na Grécia em 2004. Os autores argumentam que “[...] a infraestrutura e logística que envolve um megaevento como o Rio 2016, pode conduzir ao aumento nas emissões atmosféricas e afetar a saúde da população e o desempenho dos atletas.” Todavia, apesar do megaevento, a frota veicular ainda é a fonte que mais emite MP para a atmosfera, isso pode ser explicado nas palavras do autor por que “[...] embora a modernização tenha contribuído para a redução nos fatores de emissão veicular de MP, a frota de veículos aumentou substancialmente.”

Em Minas Gerais no de 2015 as maiores concentrações de CO foram advindas de automóveis (SANTOS, 2018). Isso pode ser explicado devido a frota de automóveis corresponder cerca de 60% da frota do estado naquele período (IBGE, 2020). No mesmo ano Silva e De Lima (2017) analisaram uma concentração de MP<sub>10</sub> em Uberlândia bem acima dos padrões legislativos nacionais e internacionais. Uma possível alteração de material particulado para essa região neste ano pode ser explicada pela crescente temperatura nos anos de 2015 e 2016 (INMET, 2016). Sabe-se que o aumento da temperatura influencia negativamente para a formação de material particulado grosso (MAGALHÃES *et al.*, 2010).

As emissões por material particulado podem ser provenientes de dois fatores: escapamento e desgaste (JACONDINO, 2005). No que se refere ao escapamento, estudos como o de Pant e Harrison (2013) demonstram que estes são fontes predominantes de MP<sub>2,5</sub> e que sua grande maioria pode ser atribuída ao consumo do diesel. As emissões por desgaste podem ser tanto provenientes de pneus e freios como de pistas (SANTOS, 2018).

## 5.2 Região Sul

A região sul conta com três estados: Paraná, Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Possui uma extensão territorial de 576.774 km<sup>2</sup>, sendo sua cidade mais populosa Curitiba (PR). Segundo o IBGE (2020) os três estados contam com uma totalidade de 12.368.000 automóveis. Segundo o Departamento Nacional de Trânsito, SC possui o maior número de carros por pessoa (DENATRAN, 2017). Na tabela 17, estão os valores tabelados das emissões de poluentes e seus respectivos trabalhos.

Tanto Grauer (2013) como Da Silva, Alonso e Oliveira (2016) concordam que os automóveis movidos a gasolina são os maiores responsáveis pela emissão de CO na atmosfera. Isso pode ser verificado por outros trabalhos desta região - Vasques (2018); Meotti (2019) -, como por trabalhos de outras regiões - Cardoso, Gobbo e Ribeiro (2017); Macedo (2011); Santos (2018). Quando este poluente é lançado na atmosfera, pode interagir com o radical hidroxila (OH<sup>·</sup>) usado para formar dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e afetam a saúde humana em altas concentrações perto de superfícies.

Verifica-se a partir dos trabalhos da FEPAM (2020) que o Rio Grande do Sul possui uma boa qualidade de ar, obedecendo aos padrões da CONAMA (2019). De acordo com o IEMA a qualidade de ar do estado se classificaria como Boa.

Fernandes (2014) fez uma comparação com os dias da semana e horários de picos com a emissão dos poluentes atmosféricos na cidade de Florianópolis. A sua parcela de CO, se comparada ao trabalho de Hoinaski *et al.*, (2020) – que abrange o estado de Santa Catarina inteiro - compreende apenas 27% das emissões. Apesar de serem anos diferentes, em seu estudo Hoinaski *et al.*, (2020) de fato analisam a região de Florianópolis como sendo uma das menores poluidoras do Estado. Os autores não explicam a que se deve esse fenômeno, mas pode-se concluir que, como a região possui um grande poder econômico, isso pode levar a uma renovação da frota constante. E uma frota nova certamente irá emitir menos poluentes (JACONDINO, 2005).

Tabela 17. Compilação dos trabalhos selecionados da região sul e seus respectivos dados

<b>Trabalho</b>	<b>Período de Estudo</b>	<b>Região</b>	<b>Poluentes</b>	<b>Valores de emissão</b>
<b>Grauer (2013)</b>	2011	Paraná	CO	475.712 ton/ano
			MPT	5.431 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	7.523 ton/ano
<b>Da Silva, Alonso e Oliveira (2016)</b>	2012	Pelotas – RS	CO	7.517 ton/ano
			MP <sub>2,5</sub>	---
			MP <sub>10</sub>	---
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Silva et al. (2014)</b>	2013-2014	Campo Mourão (PR)	CO	7,37 ppm
			MP <sub>2,5</sub>	---
			MP <sub>10</sub>	---
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Fernandes (2014)</b>	2014	Florianópolis	CO	6.815 ton/ano
			MP <sub>2,5</sub>	---
			MP <sub>10</sub>	---
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Maes (2020)</b>	2017	Municípios de SC <sup>1</sup>	CO	2.911,38 ton/ano
			MP <sub>2,5</sub>	13,14 ton/ano
			MP <sub>10</sub>	27,1 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Vasques (2018)</b>	2017	Santa Catarina	CO	81.468 ton/ano
			MPT	26,25 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Hoinaski et al. (2020)</b>	2018	Santa Catarina	CO	25.067,36 ton/ano
			MPT	19,8 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Meotti (2019)</b>	2018	Florianópolis	CO	8.340,4 ton/ano
			MPT	5,256 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>FEPAM (2020)</b>	2019	Rio Grande do Sul	CO	0,7 ppm
			MP <sub>2,5</sub>	---
			MP <sub>10</sub>	21,9 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	6,3 µg/m <sup>3</sup>

1 - Biguaçu, Florianópolis, Governador Celso Ramos, Palhoça e São José

Fonte: Próprio Autor

De forma contrária Meotti (2019) conclui que Florianópolis é a cidade que mais emitiu poluentes na categoria de automóveis e relaciona a isso o fato de que a região possui o maior fluxo de veículos e elevado consumo de gasolina e etanol, correspondendo à metade do consumo de toda a região estudada. Comparando os trabalhos de Meotti (2019) e Hoinaski *et al.* (2020), realizados para o mesmo ano base, vemos que a fração de CO em Florianópolis corresponde a aproximadamente 33,2% de todo o estado. Em ambos os trabalhos foram realizadas as estimativas de emissão pelo modelo *Bottom-up*.

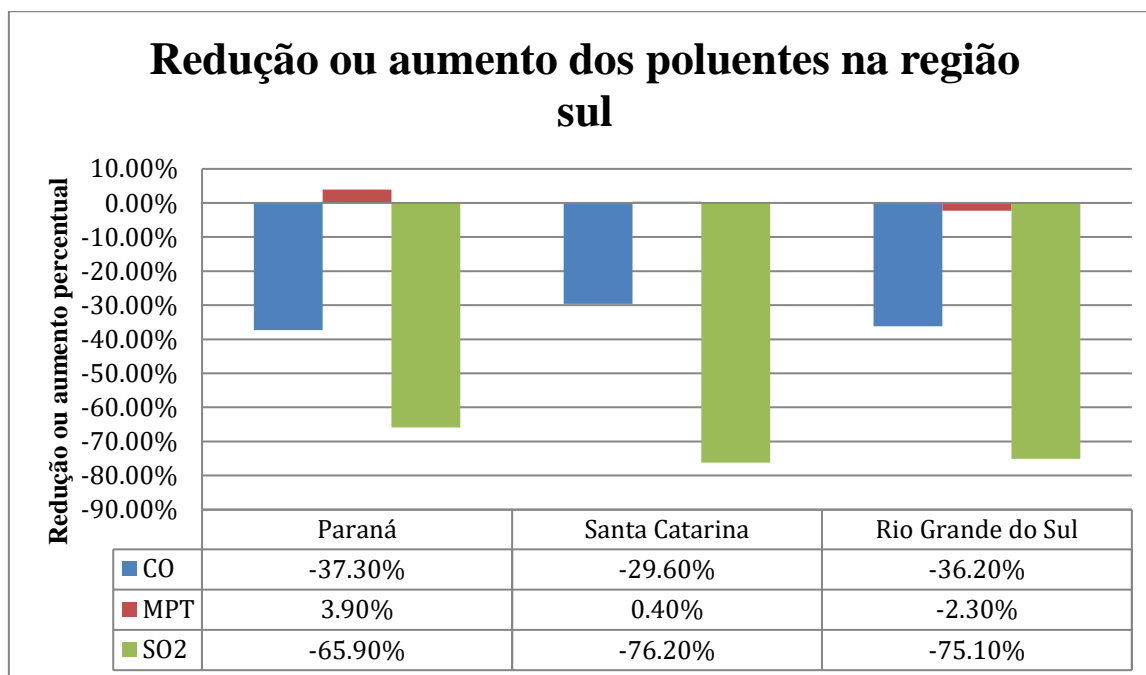
Percebe-se um decaimento muito grande da emissão de CO no estudo de Vasques (2018) e Hoinaski *et al.* (2020), entretanto não foi visto nenhuma razão definitiva para tal ocorrido. Pode-se presumir que a escolha do método de emissão usada por Vasques (2018) influenciou na obtenção dos resultados, visto que ele analisou pelo modelo *Top-down*.

Percebe-se também que o estudo de SO<sub>2</sub> no Estado de Santa Catarina é deficiente, não possuindo em nenhum trabalho dos selecionados o estudo para este poluente. A ausência do monitoramento desse poluente em muitos estudos no decorrer deste trabalho pode ser explicada pelo fato de que os fatores de emissão desse poluente não estão disponíveis no nível de detalhamento necessário para aplicar a metodologia de tais trabalhos (SOUZA *et al.*, 2013).

Vasques (2021) analisa a partir da técnica BRAVES um inventário de emissões veiculares no Brasil no período de 2013 a 2018. Para a região Sul, os dados de redução ou aumento percentual deste inventário estão organizados no gráfico 6.

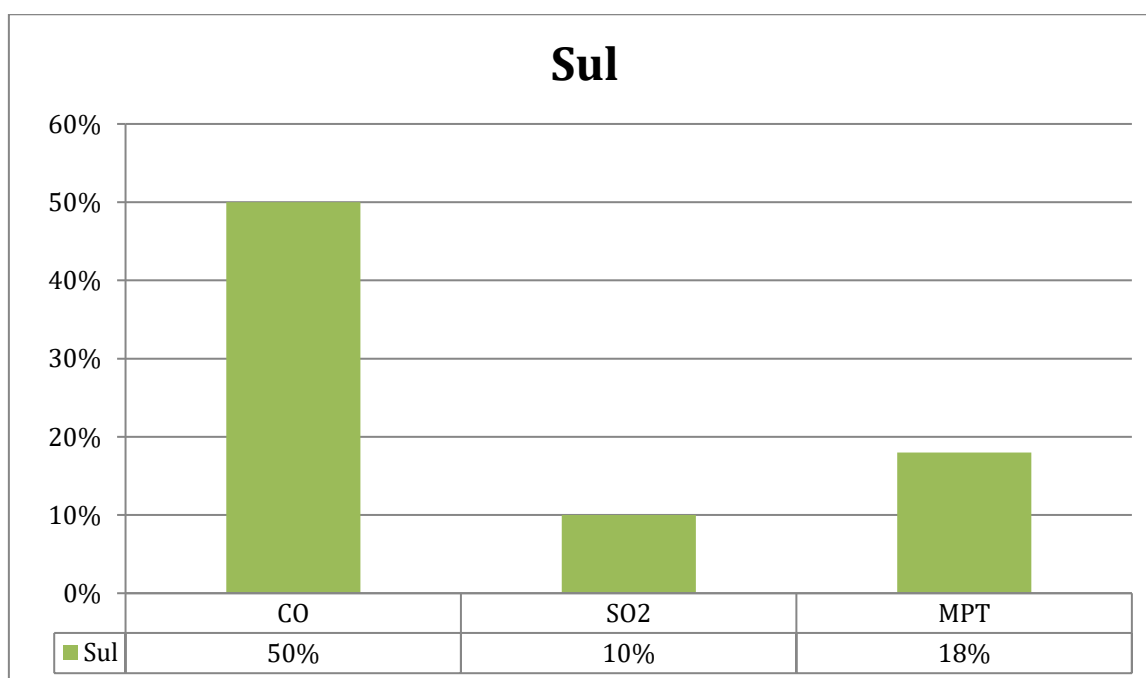
Dos três estados da região Sul, o único que possuiu uma redução de Material Particulado emitido foi o Rio Grande do Sul. Isto pode ser contraditório ao exposto pelos trabalhos de Vasques (2018) e Hoinaski *et al.*, (2020), visto que obtiveram uma queda significativa do ano de 2017 para 2018 no estado de Santa Catarina de MP. Deve-se considerar, entretanto, o ano de estudo de Vasques (2021) que compreende 2013 a 2018 e a técnica utilizada para estimar suas emissões (BRAVES), que difere dos demais trabalhos. Na região sul, a contribuição dos automóveis para a poluição é retratada no gráfico 7.

Gráfico 6 - Redução ou aumento percentual dos poluentes na região sul entre 2013 e 2018



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Gráfico 7. Contribuição percentual de automóveis na emissão de poluentes na região sul em 2018



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Percebe-se que assim como na região sudeste, a contribuição de automóveis é maior na emissão de CO, ultrapassando os 40% em ambos os casos.

### 5.3. Região Centro Oeste

A região Centro-Oeste é a segunda maior do país em extensão territorial, porém é a menos populosa. Ela concentra os estados Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e o Distrito Federal. Possui uma área de 1.612.000 km<sup>2</sup>. Segundo o IBGE (2020) sua frota total de automóveis era estimada em aproximadamente 4.918.300, cerca de 15% da frota da região sudeste, a mais numerosa do país. Na Tabela 18, estão os valores tabelados das emissões de poluentes e seus respectivos trabalhos.

Observa-se que, a partir de Macedo (2011), somente no Campo Grande os automóveis foram responsáveis por emitir mais MP do que o Distrito Federal no mesmo ano (JÚNIOR, 2015). Entretanto a capital do Mato Grosso do Sul emitiu apenas cerca de 8,3% de CO emitido pelo Distrito Federal.

Tabela 18. Compilação dos trabalhos selecionados da região centro-oeste e seus respectivos dados

<b>Trabalho</b>	<b>Período de estudo</b>	<b>Região</b>	<b>Poluentes</b>	<b>Valores de emissão</b>
<b>Júnior (2015)</b>	2010	Distrito Federal	CO	82.249 ton/ano
			MPT	112 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	
<b>Macedo (2011)</b>	2010	Campo Grande (MS)	CO	6.868 ton/ano
			MPT	130,83 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Junior et al. (2016)</b>	2015	Avenida Mato Grosso (Cuiabá-MT)	CO	9 kg/ano
			MP <sub>2,5</sub>	---
			MP <sub>10</sub>	---
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Conceição (2017)</b>	2003-2016	Três Lagoas (MS)	CO	416 µg/m <sup>3</sup>
			MP <sub>2,5</sub>	10,5 µg/m <sup>3</sup>
			MP <sub>10</sub>	42,3 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	15,6 µg/m <sup>3</sup>
<b>Nascimento (2016)</b>	2016	Distrito Federal	CO	5,6 ppm
			MPT	29,8 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Moraes (2017)</b>	2017	Brasília	CO	2,37 ppm
			MP <sub>2,5</sub>	4,6 µg/m <sup>3</sup>
			MP <sub>10</sub>	1,255 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	

Fonte: Próprio Autor.

A razão pela qual o trabalho de Junior *et al.*, (2016) traz um valor de emissão muito pequeno se deve a sua região de estudo, que compreendeu 850 m (extensão da avenida em estudo na capital do Mato Grosso). Assim como Fernandes (2014), eles também analisam as

emissões de CO por hora do dia sendo as emissões discordantes no horário de seu maior pico. Enquanto Junior *et al.* (2016) observa um pico no horário de 12:00 h, Fernandes (2014) observa em 19:00 os maiores índices de emissão. Deve-se levar em consideração que os estudos foram realizados em cidades diferentes.

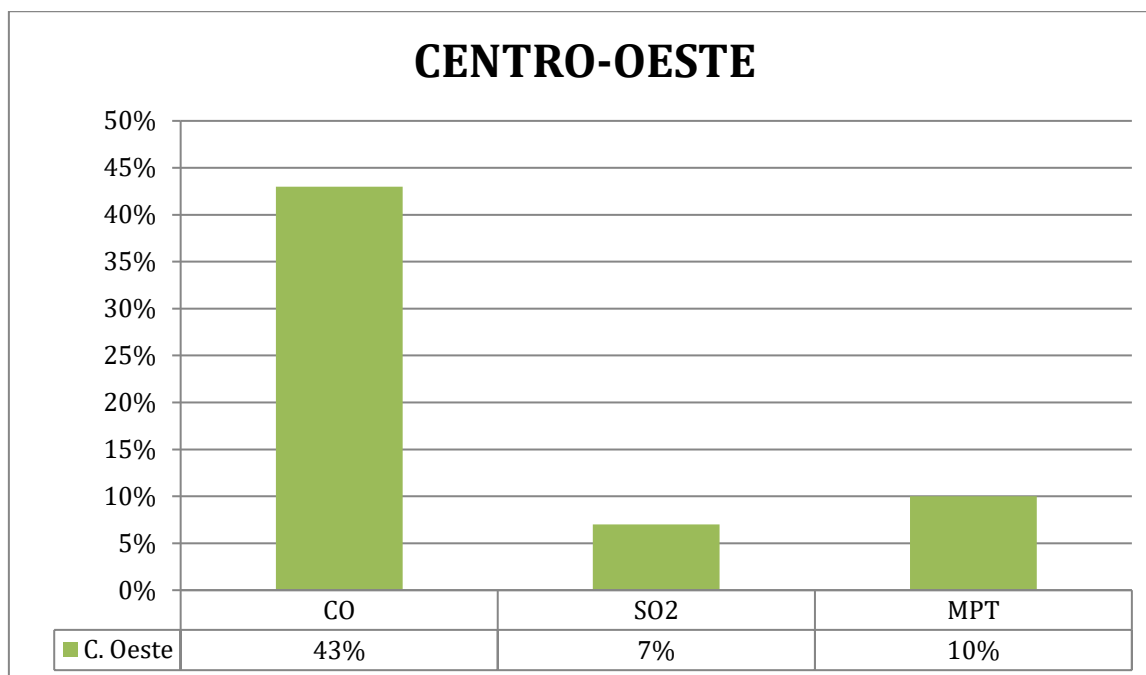
Macedo (2011) analisou as emissões tanto em toneladas por ano quanto as concentrações dos poluentes estudados. A concentração máxima de CO em 1 hora foi de  $47.160 \mu\text{g}/\text{m}^3$  superando o limite de  $40.000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  permitidos pela CONAMA. O MP foi emitido em uma concentração anual de  $9,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sendo abaixo dos limites da CONAMA. Estaria também com uma classificação internacional boa seguindo os limites legislativos apresentados no presente trabalho.

A média de  $\text{MP}_{10}$  nos estudos de Conceição (2017) está superior ao limite anual, porém obedece ao limite diário proposto pelo CONAMA ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mas vale analisar que a houve uma queda brusca desse poluente desde 2011 até 2016 de mais de 60%, o que pode ter comprometido a média final. No ano final de estudo (2016) a concentração emitida deste poluente foi de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Os demais poluentes se encontraram dentro dos padrões nacionais e internacionais.

Moraes (2017) analisa a contribuição de ventos, chuvas e fluxo de frota na emissão dos poluentes. A concentração de CO ficou dentro dos limites da legislação brasileira. O autor contrasta com Meotti (2019) ao afirmar que “a concentração de CO não depende apenas do aumento do fluxo de veículos, também há a questão das condições desses veículos, que podem levar a um aumento de emissões”. As concentrações de  $\text{MP}_{2,5}$  e  $\text{MP}_{10}$  estão abaixo do limite estabelecido pela CONAMA, sendo o MP grosso muito abaixo do padrão primário. A contribuição de automóveis na emissão de poluentes na região centro-oeste se encontra no gráfico 8.

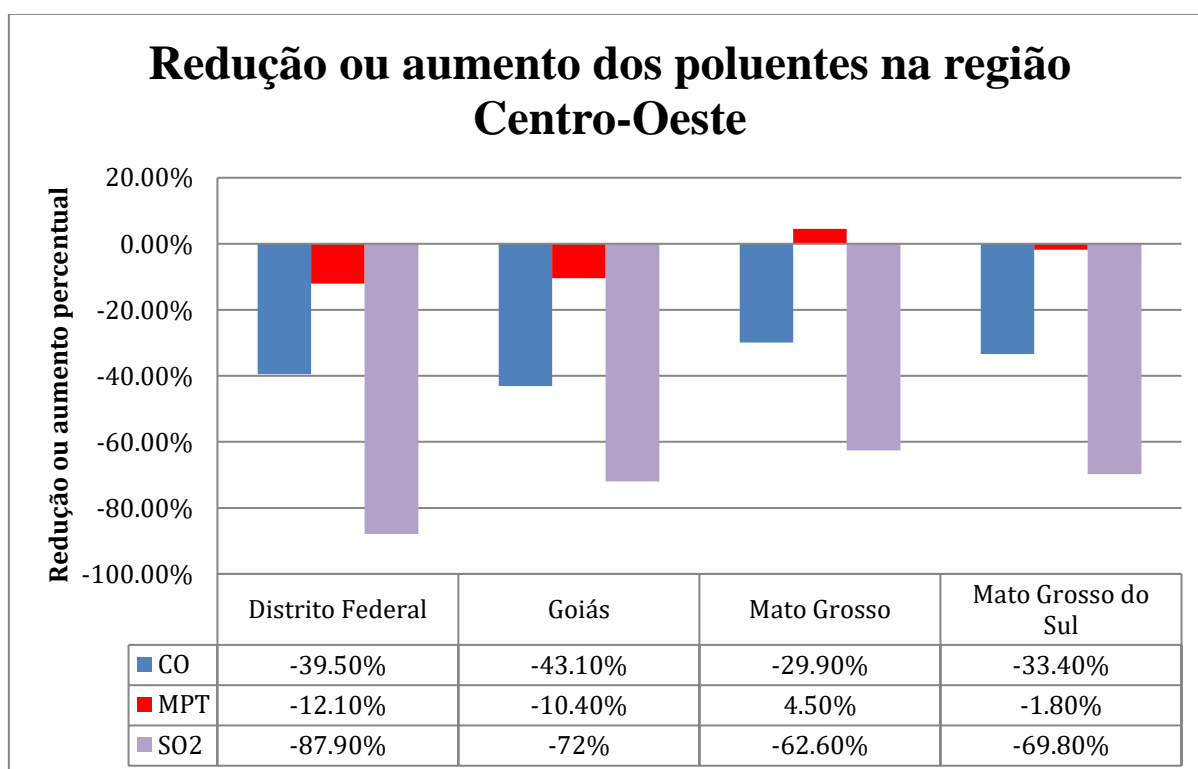
Assim como outros autores - FEPAM (2020); Maes (2020); Santos (2018) - Moraes (2017) observa a influência do vento na concentração do  $\text{MP}_{10}$  na atmosfera. A razão de sua baixa concentração se deve aos ventos “mais calmo e lento” no momento da coleta dos dados para o trabalho. Uma vez emitida, a relação entre os componentes do MP na atmosfera é complexa, pois seu comportamento depende de sua concentração, tamanho, composição química, morfologia e mudanças temporais e meteorológicas (MANAHAN, 2013). No Vasques (2021) analisou a redução ou aumento dos poluentes na região centro-oeste seus resultados estão observados no gráfico a seguir:

Gráfico 8. Contribuição percentual de automóveis na emissão de poluentes na região centro-oeste em 2018.



Fonte: Próprio Autor

Gráfico 9. Redução ou aumento percentual dos poluentes na região centro-oeste entre 2013 e 2018



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Observa-se que apenas no estado do Mato Grosso houve o aumento de um poluente (cerca de 4,5% de MPT). O aumento das emissões de MP deve-se ao fato de os novos

inventários considerarem outras fontes de emissões, como pneus e desgaste da estrada, o que resulta em um aumento de aproximadamente 70% no fator de emissão utilizado no cálculo atual (BRANDÃO; ALBUQUERQUE; FIALHO, 2018). É necessário haver uma verificação deste poluente que causa tanto danos à saúde humana neste estado que possui apenas um equipamento de monitoramento e ele se encontra inativo (VORMITTAG *et al.*, 2021). Além do mais, o Distrito Federal é o segundo local que mais reduziu a emissão de SO<sub>2</sub> no país (atrás apenas do Amapá). Lima (2017) verificou que a região Centro-Oeste é, em porcentagem, região que mais consome etanol no país. Este combustível não possui SO<sub>2</sub> em sua composição o que pode explicar a redução substancial não só do DF como de toda a região para esse poluente. Além disso ele conclui que “o Mato Grosso é proporcionalmente o estado que mais utiliza etanol hidratado como combustível, onde em torno de 55,3% dos veículos leves são movidos a álcool”. Mesmo assim, como visto no gráfico 9, o estado é o que menos reduziu a emissão de seus poluentes da região.

A região Centro Oeste conta com estações de monitoramento ativas apenas no Distrito Federal (4) e Mato Grosso do Sul (3) (VORMITTAG *et al.*, 2021). Isso pode explicar a carência de estudos sobre emissões veiculares nos estados de Goiás e Mato Grosso.

#### **5.4. Região Nordeste**

A região Nordeste possui uma área equivalente à Mongólia, com 1.558.000 km<sup>2</sup>. Nela estão incluídos os seguintes estados: Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco Piauí, Paraíba, Rio Grande do Norte e Sergipe. Segundo o IBGE (2020) sua frota total de automóveis corresponde a 7.400.900 veículos, sendo as três maiores frotas Bahia (1.976.121 automóveis), Pernambuco (1.405.404 automóveis) e Ceará (1.233.182 automóveis), estados que irão ser estudados neste tópico. Na tabela 19 estão os valores tabelados das emissões de poluentes e seus respectivos trabalhos.

Observe que em 2010 a quantidade de MP emitido por automóveis na RM de Fortaleza foi muito baixa. Lopes *et al.* (2018) verificam que as emissões de MP nesse ano foram em sua maioria por veículos do ciclo Diesel e por veículos pesados. Também verificam que 60% das emissões de CO se devem a automóveis movidos a gasolina. Resultados semelhantes foram observados nos trabalhos de Macedo (2011), Conceição (2017), Santos (2018) e Vasques (2018). Observamos que em Fortaleza, de 2010 para 2015, houve uma redução das emissões de CO e um aumento nas emissões de MP. Apesar deste crescimento, as emissões de MP

ainda são relativamente pequenas se comparadas com trabalhos de outras cidades da mesma região. Percebe-se que a emissão de MP em Recife entre 2010 e 2013 foi muito próxima das emissões de Fortaleza no ano de 2010.

Tabela 19. Compilação dos trabalhos selecionados da região nordeste e seus respectivos dados

<b>Trabalho</b>	<b>Período de estudo</b>	<b>Região</b>	<b>Poluentes</b>	<b>Valores de emissão</b>
<b>Lopes <i>et al.</i> (2018)</b>	2010	RM Fortaleza	CO	32.916 ton/ano
			MPT	5,764 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Filho e Albuquerque (2012)</b>	2010	RM Salvador	CO	202.950 ton/ano
			MPT	990 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	605 ton/ano
<b>Silva <i>et al.</i> (2019)</b>	2013	RM Salvador	CO	---
			MP <sub>2,5</sub>	28,30 ton/ano
			MP <sub>10</sub>	52,43 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Silva, Souza e Pereira (2015)</b>	1990-2013	Recife	CO	57.871 ton/ano
			MPT	6,36 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Dias <i>et al.</i> (2016)</b>	2015	Fortaleza	CO	8.615,46 ton/ano
			MPT	22,776 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Brandão, Albuquerque e Fialho (2018)</b>	2017	Salvador	CO	963,3 ton/ano
			MPT	120,8 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Brandão (2020)</b>	2018	Salvador	CO	872,8 ton/ano
			MPT	109,89 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---

Fonte: Próprio Autor

Brandão, Albuquerque e Fialho (2018) observam que a redução de CO em comparação com anos anteriores se deve a uma renovação da frota em Salvador, pois quanto mais novo o veículo menor será o seu fator de emissão devido a adoção de novas tecnologias empregadas em sua fabricação. Em comparação com o trabalho de Filho e Albuquerque (2012) (em que Salvador emitiu cerca de 155.290 ton/ano) a redução de CO ocorreu na faixa de 99,4%, o que representa uma queda muito drástica. De forma oposta, percebeu-se um crescimento da emissão de MP de Silva *et al.*, (2019) para Brandão, Albuquerque e Fialho

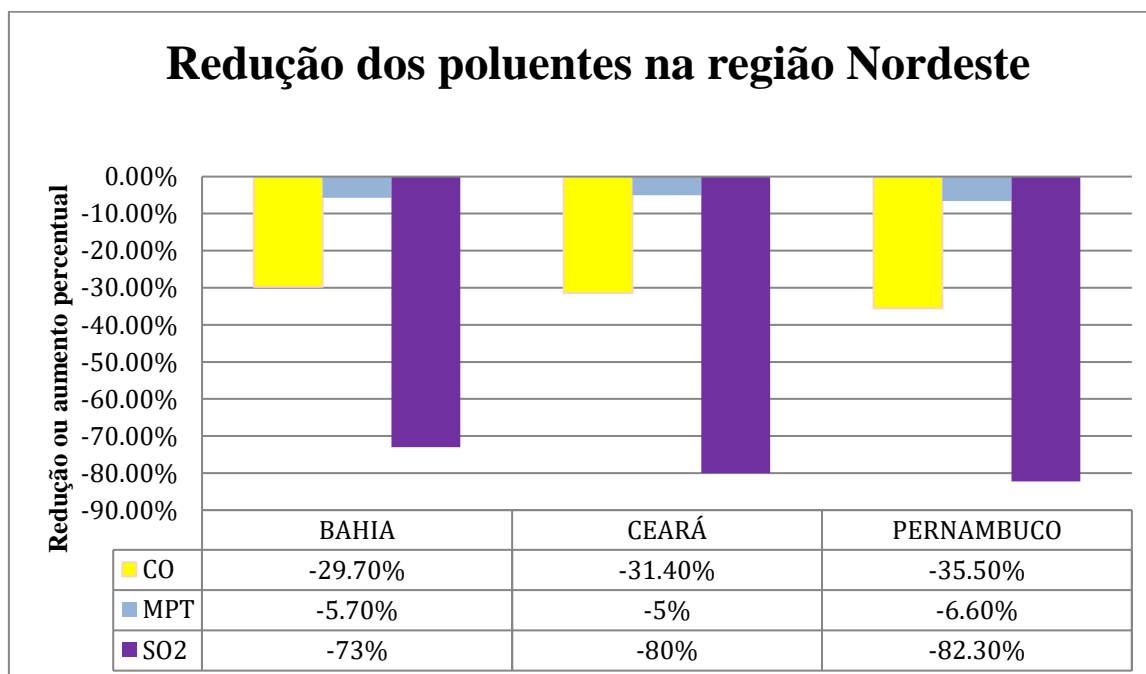
(2018), onde justificam como sendo uma adição de fontes de emissão (como pneus, desgaste de pistas, ressuspensão de estradas, etc.) nos novos cálculos de inventários de emissões.

Brandão (2020) apresenta as menores taxas de emissões em Salvador. As reduções percentuais de CO e MPT em comparação ao trabalho de Brandão, Albuquerque e Fialho (2018) são de aproximadamente 9,4% e 9,03% respectivamente. Ele argumenta que “ações do governo ao longo do tempo para compreender e atuar sobre a poluição atmosférica urbana também influenciaram para a redução das emissões”.

Como foi visto, a quantidade de estudos de emissões veiculares em Recife ainda é muito precária. O último inventário de emissões realizado para a cidade foi apenas de gases do efeito estufa. Essa ausência de estudos é um tanto questionável, visto que Pernambuco é o único estado que conta com estações de monitoramento da qualidade do ar na região Nordeste. Vale ressaltar que nenhuma dessas estações se concentra na Região Metropolitana (VORMITTAG *et al.*, 2021).

Vale analisar a redução dos poluentes para as três maiores frotas da região pelo método BRAVES idealizado nos estudos de Vasques (2021).

Gráfico 10. Redução ou aumento percentual dos poluentes na região nordeste entre 2013 e 2018

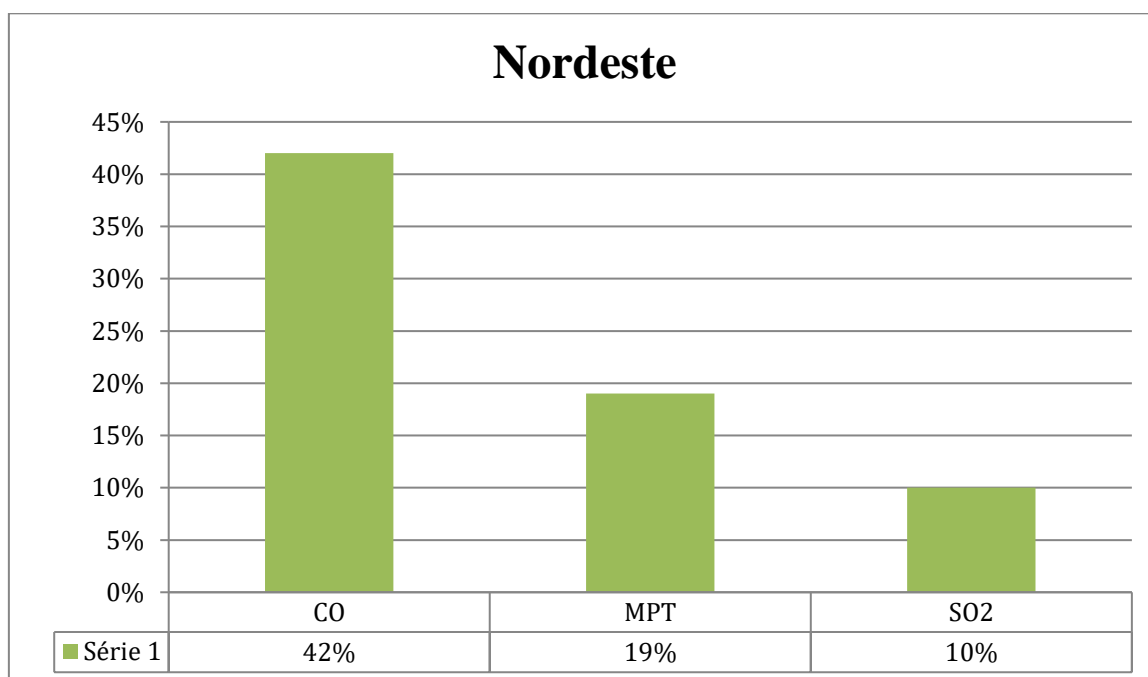


Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Percebe-se que houve uma redução de todos os poluentes nos estados trabalhados da região Nordeste, com destaque para o SO<sub>2</sub>, como em todas as outras regiões e estados. Lima

(2017) verifica que 21,1% das emissões a gasolina e 7,6% das emissões a etanol no país provém da região nordeste, sendo BA, CE e PE os estados que mais emitem poluentes para a atmosfera. Deste quantitativo de combustíveis, os automóveis contribuem de forma elevada como demonstrado no gráfico 11.

Gráfico 11. Contribuição de automóveis para a emissão de poluentes na região nordeste em 2018



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Como visto de outras regiões também, as emissões de material particulado são maiores do que a de  $SO_2$  nas regiões de país. Isso pode ser explicado por dois fatores: Primeiro, as estações de monitoramento de dióxido de enxofre são muito escassas nas regiões do Brasil (VORMITTAG *et al.*, 2021) o que pode indicar uma desvantagem no monitoramento do poluente, dando uma falsa segurança de que o mesmo está sendo emitido em baixas concentrações. Segundo, grande parte da emissão por MP se deve a condições veiculares de manutenção e de pistas. Esses fatores de emissão incluídos nos inventários aumenta o valor calculado de MP o que pode trazer um crescimento das emissões dos poluentes nos cálculos utilizados.

## 5.5 Região Norte

O norte do Brasil engloba os estados de Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima e Tocantins. A região tem uma área de 3.870.000 km<sup>2</sup>, sendo assim a maior extensão territorial de uma região no país, correspondendo a cerca de 45% do território nacional. Vale ressaltar a floresta Amazônica abrange a maior parte da região não sendo assim, toda a região habitada ou urbanizada. A frota de automóveis total da região conta com 1.910.000 veículos, sendo as maiores frotas: Pará (666.214 automóveis), Amazonas (428.247 automóveis) e Rondônia (310.625 automóveis) (IBGE, 2020). A seguir (Tabela 20), estão os valores tabelados das emissões de poluentes e seus respectivos trabalhos.

Tabela 20. Compilação dos trabalhos selecionados da região norte e seus respectivos dados

<i>Trabalho</i>	<i>Período de estudo</i>	<i>Região</i>	<i>Poluentes</i>	<i>Valores de emissão</i>
<b>Leal, Maciel e Junior (2011)</b>	2010	Tocantins	CO	16.457 ton/ano
			MPT	25 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Pinheiro, Da Rocha e Dos Santos (2017)</b>	2013	Manaus	CO	16.361 ton/ano
			MPT	---
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Dutra et al. (2019)</b>	2014	Manaus	CO	---
			MPT	35,5 µg/m <sup>3</sup>
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Nascimento et al. (2015)</b>	2014	Av. Almirante Barroso – Belém/PA	CO	59,94 ton/ano
			MPT	0,7536 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Thomaz et al. (2016)</b>	2015	Pará	CO	500 ton/ano
			MPT	2,3 ton/ano
			SO <sub>2</sub>	---
<b>Dutra (2017)</b>	2010-2016	Manaus	CO	6.471,6 ton/ano
			MP <sub>2,5</sub>	3,34 ton/ano
			MP <sub>10</sub>	---
			SO <sub>2</sub>	---

Fonte: Próprio Autor

Thomaz *et al.* (2016) verificam que as maiores emissões de MP vêm de veículos movidos a Diesel (61,5%), enquanto como visto nos demais trabalhos desta monografia, a emissão de CO provém em sua maioria dos veículos a gasolina (85%). Numa avenida importante da RM Belém a emissão de CO correspondeu a cerca de 12% das emissões totais por automóveis no estado em anos próximos, como evidenciado por Nascimento *et al.*,

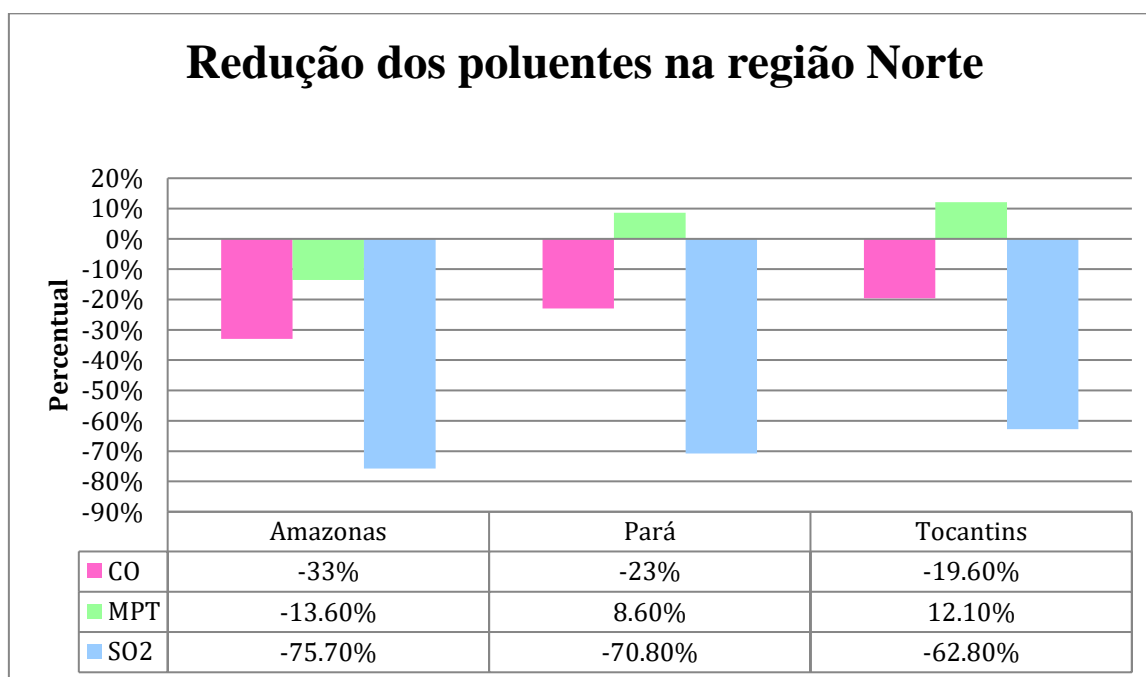
(2015). Já as emissões de MP corresponderam a cerca de 32,76% das emissões totais no estado.

Dutra (2017) verifica uma queda de 22,6% das emissões de CO em Manaus de 2010 a 2016. Observam, que a gasolina foi responsável por 66,5% das emissões totais deste poluente no ano de 2016. Em comparação o trabalho de Pinheiro, Da Rocha e Dos Santos (2017) concluem que 69,3% das emissões de CO vieram da Gasolina. O MP<sub>2,5</sub> não apresentou queda significativa, e os veículos movidos a diesel foram os que mais emitiram este poluente. Verifica-se uma emissão estimada em valor aproximado do vizinho Pará (THOMAZ *et al.*, 2016) em anos correlatos. Pinheiro, Da Rocha e Dos Santos (2017) são os primeiros (nas limitações deste trabalho) a incluírem biocombustíveis em seu inventário de emissões, o que permitiu a observação de um valor mais alto nas estimativas totais.

Dutra *et al.*, (2019) trabalharam com a concentração de MP. O valor ficou dentro dos limites estabelecidos pela CONAMA. Assim como Silva e De Lima (2017), eles correlacionaram a formação de MP com a temperatura e o clima, e verificaram que o clima seco e altas temperaturas produzem maior concentração de MPT (nos estudos de Dutra *et al.*, (2019) foi quase o dobro da concentração).

A seguir as reduções e aumentos percentuais dos poluentes nos estados em que foram encontrados dados para o presente trabalho.

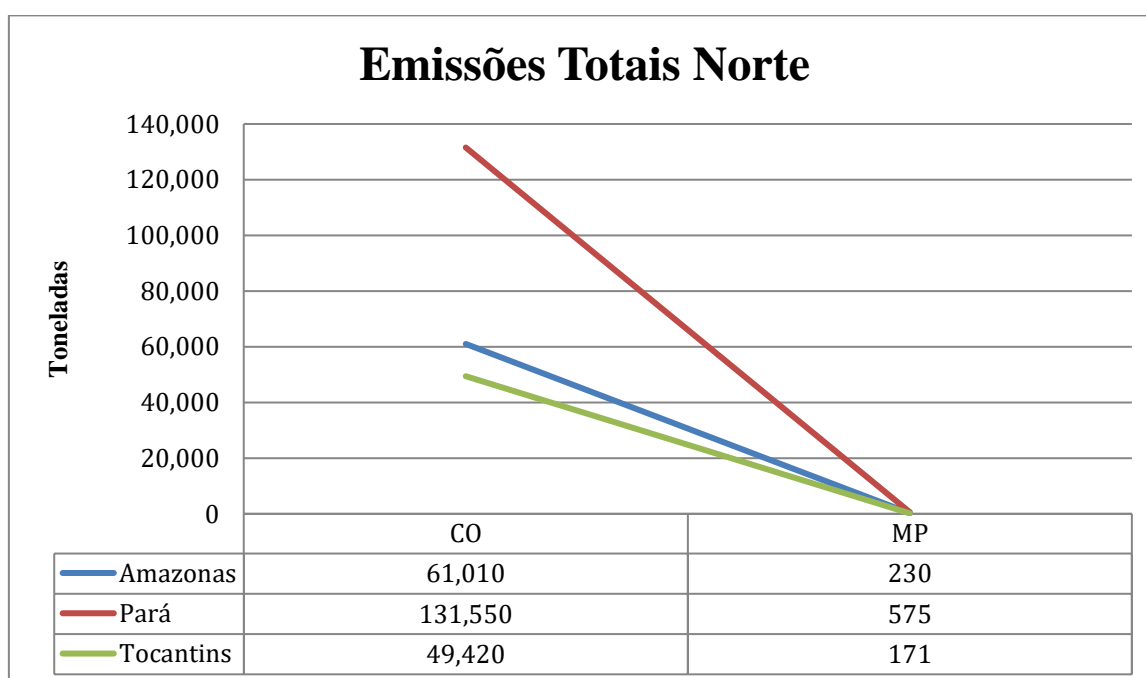
Gráfico 12 - Redução ou aumento percentual dos poluentes na região norte entre 2013 e 2018.



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Percebe-se que tanto no Pará como em Tocantins houve um crescimento de emissão de Material Particulado. Muito disso pode estar atrelado ao fato desses dois estados possuírem uma grande frota de veículos pesados, que são as principais fontes de emissão veicular deste poluente. Principalmente o estado do Pará que possui 1,5 vezes mais caminhão em sua frota do que a soma de caminhões do Amazonas e Tocantins. Os dois estados também possuem uma quantidade de reboques cerca de 86% maior que o Amazonas (IBGE, 2020). Lima (2017) fez um inventário de emissões totais (Gasolina + Etanol, sem particionar por veículo) para a região norte, o que pode ser observado no gráfico a seguir.

Gráfico 13 - Emissões totais (Gasolina + Etanol).

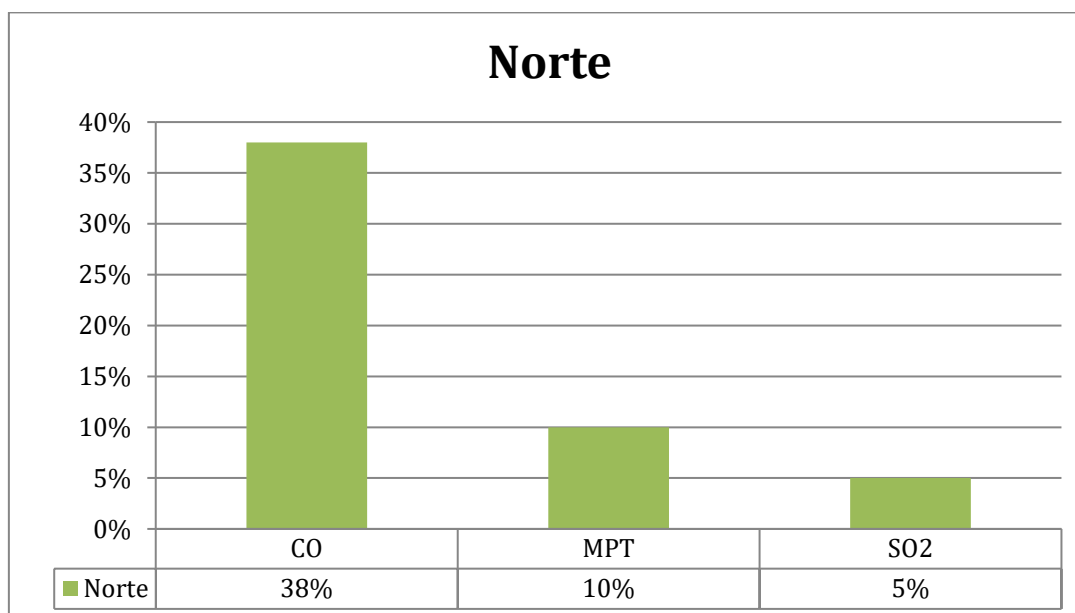


Fonte: Adaptado de Lima (2017)

Os dados deste trabalho são relativos do ano de 2016. Percebemos, em contraposição com Thomaz *et al.*, (2016), que os valores pelo Pará são superiores aos demais estados neste período. Não foi visto razão aparente para este conflito de dados. As metodologias adotadas foram as mesmas e os fatores de emissão aproximados. É importante, todavia lembrar que estas são estimativas totais, sem levar em consideração automóveis apenas, o que poderia mudar a ordem de valores do gráfico. A contribuição de automóveis apenas está plotada no gráfico 14.

A região Norte só possui um estado que possui estação de monitoramento do ar (Acre, 31 estações, sendo 2 na RM) (VORMITTAG *et al.*, 2021). Isso pode explicar a ausência de mais dados para outros estados da região no presente trabalho. O estado do Acre, apesar de possuir várias estações de monitoramento da qualidade do ar, não apresentou nenhum dado que fosse correlacionado com as delimitações do presente trabalho. Isso não significa que não haja estudos para este estado, pelo contrário, muitos estudos foram realizados para analisar a qualidade de ar da região focalizando na área florestal, como queimadas, queima de biomassa etc. O estado também conta com um inventário de emissões veiculares para gases de efeito estufa, poluentes que não estão em evidência no presente trabalho.

Gráfico 14 - Contribuição de automóveis para a emissão de poluentes na região norte em 2018



Fonte: Adaptado de Vasques (2021)

Percebeu-se a ausência de dados sobre o SO<sub>2</sub> nos trabalhos avaliados. A região Norte não apresenta monitoramento para este poluente. Na verdade, as 31 estações presentes na região Norte monitoram apenas o MP<sub>2,5</sub> e MP<sub>10</sub>, dificultando assim a avaliação correta das emissões dos poluentes de efeito local na atmosfera.

Todos os estudos desta região utilizaram a metodologia *Bottom-up* em seus inventários. Dutra (2017) também utilizou a metodologia *Top-down*. Apesar da maior frota ser do Pará, percebeu-se que a maior quantidade de pesquisa produzida foi no estado do Amazonas (muita pesquisa foi excluída pelo método de exclusão da metodologia deste trabalho, mas muitos estudos foram produzidos de qualidade do ar no estado, bem como de

frotas de veículos pesados). Talvez isso se deva devido a frota da capital Manaus (405.065 automóveis) ser superior a frota da capital Belém (244.199 automóveis) (IBGE, 2020). Para os critérios de exclusão propostos na metodologia deste trabalho, não foram encontrados dados sobre os estados de Acre, Amapá, Rondônia e Roraima.

## 5.6 Análise Nacional

Atualmente o inventário nacional de emissões mais recente que disponibilizamos vai até o ano base 2012 (GOVERNO FEDERAL, 2014). Nele foi listado as emissões totais dos poluentes. Infelizmente não houve o monitoramento para o poluente SO<sub>2</sub>. A divisão adaptada dos poluentes por automóveis está listada na tabela 21.

Tabela 21. Emissões nacional de poluentes

<b>Poluente / Ano</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>
CO	654.120 ton	602.970 ton	569.180 ton
MPT	8.690 ton	9.354 ton	10.054 ton

Fonte: Adaptado de Governo Federal (2014)

Percebe-se a redução de CO nas emissões nacionais. Muitas causas já foram citadas no presente trabalho, como a renovação da frota e combustíveis mais limpos devido ao avanço da tecnologia, mas outro fator que pode ter contribuído para a redução deste poluente foi o sucesso nos programas de controle de poluição veicular como o PROCONVE.

Já as emissões do Material Particulado aumentaram aproximadamente 15% entre 2010 e 2012. O inventário analisou que houve um aumento significativo das emissões automóveis flexfuel (veículo cujo projeto permite o uso de gasolina C, etanol hidratado ou qualquer mistura entre os dois combustíveis). Essa união de combustíveis pode ter contribuído para o aumento de emissões. Outro fator, que pode ter contribuído para este aumento (como já foi visto no crescimento destas emissões em alguns estados anteriormente) pode ter sido a análise feita por este inventário do MP emitido devido ao desgaste de pistas, pneus e freios. Isso acontece por que são diretamente proporcionais a intensidade de uso (o crescimento acelerado da frota e da quilometragem percorrida por veículos contribui para este caso) (CARVALHO, 2011).

Como crítica social, é interessante analisar o trabalho de Lobato, Rodrigues e Dos Santos (2021) que analisaram as emissões a partir do cenário da pandemia do Covid-19

(Tabela 22). As restrições de isolamento contribuíram para a redução das emissões de poluentes CO e MP em 13,6% e 12,57% respectivamente. Isso nos demonstra que os escapamentos veiculares são grandes fontes de emissões atmosféricas, mas que o controle apenas dessa fonte de emissão, apesar de reduzir a quantidade de poluentes emitidos, não é suficiente para uma melhoria significativa da qualidade do ar, visto que as reduções não foram tão grandes. Entretanto, reduções ocorreram, o que é muito importante para o meio ambiente como um todo.

Tabela 22. Redução das emissões nacional no contexto pandêmico

<b>Poluente/Ano<sup>1</sup></b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>
CO	71.851 ton	62.053 ton
MPT	183 ton	160 ton

1 – Período correspondente a 4 meses (janeiro a maio)

Fonte: Adaptado de Lobato, Rodrigues e Dos Santos (2021)

Tais resultados demonstram similaridade com as reduções de países da Europa, que reduziram cerca de 20% de suas emissões, principalmente de material particulado (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2020).

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As estimativas das emissões veiculares são informações importantes para a avaliação das condições de qualidade do ar. O estudo estima a emissões de três poluentes atmosféricos, além de comparar diferentes regiões do Brasil, e mostra que as emissões veiculares do país são preocupantes e as regiões sudeste e sul com mais frotas nacionais são as áreas mais poluídas. Uma parte metodológica importante na criação de novos inventários é estabelecer parâmetros de comparação com outras localidades e suas quantificações. Para tanto, este trabalho irá auxiliar na sistematização dos dados para a criação de novos inventários.

De um modo geral, pode-se dizer que nos populosos centros urbanos, os veículos automotores são uma fonte muito importante de poluentes atmosféricos e, às vezes, quase 100% de seus poluentes são lançados na atmosfera. Obviamente, esse fato tem afetado a qualidade de vida das pessoas e a qualidade do ar vem se deteriorando, causando danos à saúde ambiental e ao bem-estar das pessoas.

Verificou-se que o poluente que mais houve redução foi o  $\text{SO}_2$ , muito a partir do uso de combustíveis que não possuem esse poluente em sua composição pela frota mais numerosa do país (região sudeste). Por outro lado, o poluente mais emitido pelos automóveis sempre foi o CO, muito devido a queima de combustível que ocorre nos veículos. O MP é emitido em maiores frequências por veículos pesados, portanto não teve impacto significativo no presente estudo.

Em muitos desses trabalhos não foi possível realizar a comparação com a legislação de emissão de poluentes, visto que a maioria dos inventários são realizados a partir de emissões em massa por tempo, e as legislações são padronizadas em concentração massa/volume. Desta forma, é inviável fazer as devidas conversões, especialmente se tratando do material particulado, cuja composição química varia muito, sendo importante a realização de pesquisas futuras com valores de emissão em unidades que representem os padrões das legislações, permitindo assim uma melhor visualização da situação de poluição atmosférica.

É importante lembrar que os resultados destes inventários nem sempre expressam o valor correto total de emissões na atmosfera. Muitos fatores analisados podem alterar o resultado de emissão para diferentes trabalhos, entre eles: inclusão ou exclusão de determinados combustíveis, metodologia de emissão adotada, tipos de veículos analisados, extensão territorial estudada, entre outros.

Pesquisas futuras requerem medidas aprimoradas para reduzir a poluição do ar pelos veículos. No caso da queima de combustíveis, também é importante entender a contribuição

dos veículos, pois utilizam gasolina / álcool e diesel. Deve-se também aumentar o monitoramento de SO<sub>2</sub> em vários estados brasileiros, observado no presente trabalho que é muito deficiente.

A legislação se mostrou eficiente no controle e redução das emissões de poluentes por veículos. Um exemplo é o PROCONVE que ajudou na redução drástica dos teores de enxofre nos combustíveis contribuindo para a redução da emissão de SO<sub>2</sub> na atmosfera.

Entretanto, os resultados dos inventários ressaltam a necessidade de implantação de programas de renovação de frota por meio de ações de incentivo à renovação. Além disso, são necessárias políticas públicas para regular as emissões de pneus/freios, melhorar a qualidade do pavimento rodoviário e muito mais. Implementar trabalhos de inspeção e manutenção de veículos também é uma boa proposta de intervenção. Isso ajudará a reduzir as emissões à medida que uma imagem mais precisa da quilometragem anual da frota pode ser vista e os proprietários podem ser orientados para a manutenção regular de seus veículos.

Quanto ao monitoramento, a sugestão é que haja mais parcerias entre instituições de pesquisa para ampliar a rede de monitoramento para avaliação efetiva de monóxido de carbono, material particulado, dióxido de carbono e outros poluentes que podem causar sérios danos à saúde e que ainda não foram monitorados.

## REFERÊNCIAS

- ADLER, F. R. & TANNER, C. J. **Ecosistemas Urbanos**. São Paulo: Oficina de Textos. 2015.
- AZUAGA, D. **Danos Ambientais Causados por Veículos Leves no Brasil**. 2000. Tese (Mestrado Em Ciências Em Planejamento Energético.) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.
- ALENCAR, L.I.S. **importância da utilização do Arla-32 na redução das emissões atmosféricas de um motor a diesel**. 2017. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental.) - Universidade Federal de Campina Grande, [S. l.], 2017. Disponível em: <http://dspace.sti.ufcg.edu.br:8080/jspui/handle/riufcg/18081>. Acesso em: 17 fev. 2022.
- ALMEIDA, B. O. **Avaliação dos níveis de poluentes atmosféricos nas principais vias de tráfego da cidade de águas claras – DF**. Relatório de IC (Pós-Graduação em Tecnologia e Ciências Sociais aplicadas) – Faculdade de Tecnologia e Ciências Sociais aplicadas – FATECS, Brasília, 2017.
- ANDERSON, W. P.; KANAROGLOU, P. S.; MILLER, E. J. Urban Form, Energy and the Environment: A Review of Issues, Evidence and Policy. **Urban Stud.** 33, 7–35. 1996.
- ANDERSON R. H. Air pollution and mortality: a history. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 142- 152, 2009.
- AHRENS, C. D. **Meteorology Today: An Introduction to Weather, Climate, and the Environment**. 7<sup>th</sup> edition. Thomson-Learning, Pacific Grove, CA. 2003.
- BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011
- BATTERMAN, S.; CHAMBLISS, S.; ISAKOV, V. Spatial resolution requirements for traffic-related air pollutant exposure evaluations. **Atmospheric Environment**, v. 94, p.518-528, sep. 2014.
- BENMARHIA, T.; REY, L.; CARTIER, Y.; CLARY, C. M.; DEGUEN, S.; BROUSSELLE, A. Addressing equity in interventions to reduce air pollution in urban areas: a systematic review. **International Journal of Public Health**, v.59, n.6, p.933-944. 2014
- BEHRENDT, H.; ALESSANDRINI, F.; BUTERS, J.; KRÄMER, U.; KOREN, H.; RING, J. Environmental pollution and allergy: historical aspects. **Chem Immunol Allergy**. 100:268-77. 2014.
- BENBRAHIM-TALLAA, L.; BAAN, R. A.; GROSSE, Y.; LAUBY-SECRETAN, B.; EL GHISSASSI, F.; BOUVARD, V.; GUHA, N.; LOOMIS, D.; STRAIF, K. On behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group. Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine exhausts and some nitroarenes. **Lancet Oncology**, 13, 663–664. 2012.

BERINGUI, K; QUIJANO, M F C; JUSTO, E P S; VENTURA, L M B; GIODA, A. Avaliação da concentração e composição inorgânica do material particulado coletado no estado do Rio de Janeiro. **Química Nova**, [s. l.], v. 44, ed. 6, p. 737-754, 18 fev. 2021. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/qn/a/RtWJjTcdjBDHGVRh97Ns5mj/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 12 jan. 2022

BHARADWAJ, P., J. GRAFF ZIVIN, M. GIBSON, C. A. NEILSON. Gray matters: fetal pollution exposure and human capital formation. **Journal of the Association of Environmental and Resource Economists** 4.2. 505-542. 2017.

BHATTA, B. Analysis of urban growth and sprawl from remote sensing data. Berlin Heidelberg: **Springer**, 172p, 2010.

BRAGA, A.; BÖHM, G. M.; PEREIRA, L. A. A.; SALDIVA, P. H. N. Poluição Atmosférica e Saúde Humana. **Revista USP**, São Paulo, n.51, p.58-71, 2001. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revusp/article/download/35099/37838>. Acesso em: 05 nov. 2020.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPEBCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental: O Desafio do Desenvolvimento Sustentável**. 2ª Edição. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRANCO, G.M; BRANCO, F.C; XAVIER, M. Ampliação Do Inventário De Emissões Veiculares Para a Gestão Dos Transportes No Estado De São Paulo. **Conference Paper**, [s. l.], 7 fev. 2014.

BRANDÃO, P.V.R. **Estudo Da Dispersão Atmosférica De Poluentes Originários Da Frota Veicular Em Salvador – BA**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Industrial) - Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufba.br/bitstream/ri/32663/1/Mestrado%20Dispers%C3%A3o-%20Salvador.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2022.

BRANDÃO, P.V.R; ALBUQUERQUE, E.L; FIALHO, R.L.L. Evolução Das Emissões De Poluentes Atmosféricos Veiculares Salvador-Ba Brasil: 2009 A 2017. *In: XIV SIBESA*, 2018, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. [S. l.: s. n.], 2018.

BRASIL. CONAMA. Resolução nº 03 de 1990. Estabelece os padrões de qualidade do ar, métodos de amostragem e análise dos poluentes atmosféricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Poder Executivo. Ministério do Meio Ambiente. Brasília. Seção I. p. 15.937-15.939. 1990.

BRITO, P.H.F; ARAÚJO, R.S; SILVA, G.M.M. Composição química do material particulado atmosférico: uma revisão de literatura. **Holos**, [s. l.], ano 34, v. 3, 7 jul. 2018.

BRITO, D. Agência Brasil, 2018. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2018-12/efeito-estufa-transporte-responde-por-25-das-emissoes-globais>> Acesso: 01/03/2020.

BROCCO, D.; FRATARCANGELI, R.; LEPORÉ, R.; PETRICCA, M.; VENTRONE, I. Determination of aromatic hydrocarbons in urban air of Rome. **Atmospheric Environment**, 31 (4) pp. 557-566. 1997.

CARLSEN, L.; BRUGGEMANN, R.; KENESSOV, B. Use of partial order in environmental pollution studies demonstrated by urban BTEX air pollution in 20 major cities worldwide. **Sci. Total Environ.**, 610, pp.234-243. 2018.

CARABINEIRO, S. A.; THOMPSON, D. T. Catalytic applications for gold nanotechnology. **Nanocatalysis**, pp.377-489. 2007.

CARDOSO, J M; GOBBO, C.A.R; RIBEIRO, R.A. Comparison Between the Estimated Emission of Vehicle Pollution in Sao Carlos and Ilha Solteira. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Carlos, v. 13, n. 1, 2017. Disponível em: [https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum\\_ambiental/article/view/1500/1522](https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/1500/1522). Acesso em: 17 fev. 2022.

CARMO, C. N.; HACON, S.; LONGO, K. M.; FREITAS, S.; IGNOTTI, E.; PONCE DE LEON, A.; ARTAXO, P. Association between particulate matter from biomass burning and respiratory diseases in the southern region of the Brazilian Amazon. **Rev Panam Salud Publica**. 27(1):10–6. 2010.

CARRATU, M. R.; RENNA, G.; GIUSTINO, A.; et al. Changes in peripheral nervous system activity produced in rats by prenatal exposure to carbon monoxide. **Arch Toxicol** 67:297-301. 1993.

CARVALHO, C. H. R. Emissões Relativas de Poluentes do Transporte Motorizado de Passageiros nos Grandes Centros Urbanos Brasileiros. Report Pesquisa da Diretoria de Estudos Regionais e Urbanos (Dirur) do Ipea, 2011.

CASSIANO, D. R.; RIBAU, J.; CAVALCANTE, F. S. A.; OLIVEIRA, M. L. M.; SILVA, C. A. On-board Monitoring and Simulation of Flex Fuel Vehicles in Brazil. **Transportation Research Procedia**, v.14, pp. 3129-3138. 2016.

CASTANAS, E.; KAMPA, M. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, v. 151, n. 2, p. 362-367, 2008

CASTRO, H. A.; GOUVEIA, N.; ESCAMILLA-CEJUDO, J. Questões metodológicas para a investigação dos efeitos da poluição do ar na saúde. **Rev. Bras. Epidemiol.**, 6(2), 135-149. 2003.

CASTRO, A. H. S.; ARAÚJO, R. S.; SILVA, G. M. M. Qualidade do ar – parâmetros de controle e efeitos na saúde humana – uma breve revisão. **Holos**. Ano 29, v.5. p.107-121. 2013. Disponível em: <https://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/1242/730> Acesso em: 10/10/200.

CAVALCANTI, P. M. P. S. **Modelo de gestão da qualidade do ar – abordagem preventiva e corretiva**. 2010. Tese de Doutorado (Doutorado em Planejamento Energético) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia, 2010. Disponível em: <[http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe\\_d/PaulinaMariaPortoSilvaCavalcanti.pdf](http://objdig.ufrj.br/60/teses/coppe_d/PaulinaMariaPortoSilvaCavalcanti.pdf)>. Acesso em: 7/10/2020.

CENTRAL POLLUTION CONTROL BOARD (CPCB). **Annual Report 2011-2012**. Dehli: Central Pollution Control Board, 2012.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Qualidade do Ar**. 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>> Acesso: 10 abr. 2021.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – CETESB. **Relatórios de Emissões Veiculares no Estado São Paulo**. [S. l.], 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/veicular/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em: 17 fev. 2022.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. RESOLUÇÃO CONAMA nº 491, de 19 de novembro de 2018. Disponível em: <[https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603](https://www.in.gov.br/web/guest/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895/do1-2018-11-21-resolucao-n-491-de-19-de-novembro-de-2018-51058603)> Acesso em: 23/09/2021.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº.003/1990. Brasília. 1990. Disponível em: <[https://www.ibram.df.gov.br/images/resol\\_03.pdf](https://www.ibram.df.gov.br/images/resol_03.pdf)>. Acesso em: 08/04/2020.

CONCEIÇÃO, D. S.; VANCCIN, P. D. A.; BATISTA, A. K. R.; VIANA, V. S. S.; ALCÂNTARA, A. S. S.; ELERES, V. M.; RIBEIRO, R. S.; ROCHA, A. M. O Impacto das Queimadas na Saúde Pública. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.8, p. 59498-59502, 2020.

COHEN, A. J.; BURMETT, R.; ANDERSON, H. R.; FROSTAD, J.; BALAKRISHNAN, K.; BRUNEKREEF, B.; DANDONA, L.; DANDONA, R.; FEIGIN, V.; FREEDMAN, G.; HUBBEL, B.; JOBLING, A.; KAN, H.; KNIBBS, L.; LIU, Y.; MARTIN, R.; MORAWSKA, L.; POPE, C. A.; SHIN, H.; STRAIF, K.; SHADDICK, G.; THOMAS, M.; DINGENEN, R. V.; DONKELARR, A. V.; VOS, T.; MURRAY, C. J. L.; FOROUZANFAR, M. H. Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. **Lancet** 389, 1907–1918. 2017.

CUI, L.; WANG, X. L.; HO, K.F.; GAO, Y.; LIU, C.; HO, S. S. H.; LI, H. W.; LEE, S. C.; WANG, X. M.; JIANG, B. Q.; HUANG, Y.; CHOW, J. C.; WATSON, J. G.; CHEN, L. W. Decrease of VOC emissions from vehicular emissions in Hong Kong from 2003 to 2015: Results from a tunnel study. **Atmos. Environ.**, 177, pp.64-74. .2018.

CUNNINGHAM, W. P.; CUNNINGHAM, M. A. **Environmental science: a global concern**. 14<sup>a</sup> edition. New York: McGraw-Hill Education, (2017).

CHAKRABORTY, S.; BALAKOTALAH, V.; BIDANI, A. Diffusing capacity reexamined: Relative roles of diffusion and chemical reaction in red cell uptake of O<sub>2</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, and NO. *J Appl Physiol* 97:2284- 2302. 2004.

CHAN, C. K.; YAO, X. Air pollution in mega cities in China. *Atmos. Environ.* 42, 1–42, 2008.

CHEN, T-M.; GOKHALE, J. SHOFER, S.; KUSCHNER, W. G. Outdoor air pollution: nitrogen dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects. *Am J Med Sci.* 333:249–56. 2007.

CHEN, K.; BREITNER, S.; WOLF, K.; STAFOGGIA, M.; SERA, F.; VICEDO-CABRERA, A. M.; GUO, Y.; TONG, S.; LAVIGNE, E.; MATUS, P.; VALDÉS, N.; KAN, H.; JAAKKOLA, J. J. K.; RYTI, N. R. I.; HUBER, V.; SCORTICHINI, M.; HASHIZUME, M.; HONDA, Y.; NUNES, B.; MADUREIRA, J.; HOLOBĂCĂ, I. H.; FRATIANNI, S.; KIM, H.; LEE, W.; TOBIAS, A.; ÍÑIGUEZ, C.; FORSBERG, B.; ÅSTRÖM, RAGETTLI, M. S.; GUO, Y. L.; CHEN, B.; LI, S.; ZANOBETTI, A. M. A.; SCHWARTZ, J.; BELL, M. L.; GASPARRINI, A.; SCHNEIDER, A. Ambient carbon monoxide and daily mortality: a global time-series study in 337 cities. *The Lancet Planetary Health.* v.5, issue 4, E191-E199. 2021.

CHOW, J. C.; WASTON, J. G.; LOWENTHAL, D. H.; SOLOMAN, P. A.; MAGLIANO, K. L.; ZIMAN, S. D.; RICHARDS, L. W. PM10 and PM2.5 composition in California Sari Joaquin valley. *Aersal Science and Technology*, v.18, p.105-128, 1993.

CONCEIÇÃO, A F G. **Estudo Da Concentração Dos Poluentes Atmosféricos De Três Lagoas E A Correlação Destes Com Variáveis Meteorológicas.** 2017. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, Londrina, 2017.

DA SILVA, K L A; ALONSO, M F; OLIVEIRA, L P. Análise das Emissões Atmosféricas de Fontes Móveis para a cidade Pelotas – RS. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 38, p. 347-353, 2016. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/4675/467547689057.pdf>. Acesso em: 25 jan. 2022.

DAPPER, S. N.; SPOHR, C.; ZANINI, R. R. *Poluição do ar como fator de risco para a saúde: uma revisão sistemática no estado de São Paulo.* Estudos Avançados. v.30, n.86, pp.83-97. 2016. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-40142016000100083](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142016000100083)>. Acesso em: 01 abr. 2020.

DELUCCHI, M. A.; MURPHY, J.; MCCIBBIN, D. R. The health and visibility cost of air pollution: a comparison of estimation Methods. *Journal of Environmental Management* v.64, ed. 2, pp.139–152, 2011.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE TRÂNSITO (DENATRAN). Frota de Veículos. 2017. Disponível em: <<http://www.denatran.gov.br/estatistica/237-frota-veiculos>> Acesso em: 24 jan. 2022

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental.** São Paulo: CETESB, 1992.

DE MARCO, R.; POLI, A.; FERRARI, M.; ACCORDINI, S.; GIAMMANCO, G.; BUGIANI, M.; VILLANI, S.; PONZIO, M.; BONO, R.; CARROZZI, L.; CAVALLINI, R.; CAZZOLETTI, L.; DALLARI, R.; GINESU, F.; LAURIOLA, P.; MANDRIOLI, P.; PERFETTI, L.; PIGNATO, S.; PIRINA, P.; STRUZZO, P.; ISAYA study group: Italian Study on Asthma in Young Adults, The impact of climate and traffic related NO<sub>2</sub> on the prevalence of asthma and allergic rhinitis in Italy. **Clin Exp Allergy**.32:1405-12. 2002.

DE SALVIA, M. A.; CAGIANO, R.; CARRATU, M. R.; et al. Irreversible impairment of active avoidance behavior in rats prenatally exposed to mild concentrations of carbon monoxide. **Psychopharmacology** 122:66-71. 1995.

DIAS, C; BALES, M. P.; SILVA, S. R. O aperfeiçoamento das estimativas das emissões veiculares no estado de são paulo, no período de 2008 a 2013. **Blucher Engineering Proceedings**, [s. l.], v. 1, n. 2, 2014.

DIAS, H L F; SOUSA , F F L M; PAULA, F S M; BERTONCINI , B V. Estimativa De Emissões De Poluentes Atmosféricos Veiculares Integrada A Modelagem Da Demanda Por Viagens: Fortaleza-CE. In: XXX congresso nacional de pesquisa em transporte da ANPET, 2016, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: [s. n.], 2016. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/profile/Francelino-Sousa/publication/325019550\\_ESTIMATIVA\\_DE\\_EMITSOES\\_DE\\_POLUENTES\\_ATMOSFERICOS\\_VEICULARES\\_INTEGRADA\\_A\\_MODELAGEM\\_DA\\_DEMANDA\\_POR\\_VIAGENS\\_FORTALEZA-CE/links/5af1ac8f458515c28375bdd2/ESTIMATIVA-DE-EMISSOES-DE-POLUENTES-ATMOSFERICOS-VEICULARES-INTEGRADA-A-MODELAGEM-DA-DEMANDA-POR-VIAGENS-FORTALEZA-CE.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Francelino-Sousa/publication/325019550_ESTIMATIVA_DE_EMITSOES_DE_POLUENTES_ATMOSFERICOS_VEICULARES_INTEGRADA_A_MODELAGEM_DA_DEMANDA_POR_VIAGENS_FORTALEZA-CE/links/5af1ac8f458515c28375bdd2/ESTIMATIVA-DE-EMISSOES-DE-POLUENTES-ATMOSFERICOS-VEICULARES-INTEGRADA-A-MODELAGEM-DA-DEMANDA-POR-VIAGENS-FORTALEZA-CE.pdf)> Acesso em: 31 jan. 2022.

DIEME, D. **Caractérisation physicochimique et étude des effets toxiques sur des cellules pulmonaires BEAS-2B des polluants particulaires de la ville de Dakar (Senegal)**. Thèse de doctorat - Unité de chimie environnementale, Université du Littoral Côte d'Opale, 2011.

DO, D. H.; WALGRAEVE, C.; AMARE, A. N.; BARAI, K. R.; PARAO, A. E.; DEMEESTERE, K.; VAN LANGENHOVE, H. Airborne volatile organic compounds in urban and industrial locations in four developing countries. **Atmos. Environ.**,119, pp.330-338. 2015.

DROBEK, M.; FIGOLI, A.; SANTORO, S.; NAVASCUÉS, N.; MOTUZAS, J.; SIMONE, S.; ALGIERI, C.; GAETA, N.; QUERZE, L.; TROTTA, A. PVDF-MFI mixed matrix membranes as VOCs adsorbers. **Microporous Mesoporous Mater**, 207, pp.126-133. 2015.

DUBOWSKY, S. D.; WALLACE, L. A.; BUCKLEY, T. J. The contribution of traffic to indoor concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**.9:312–321. 1999.

DUTRA, J.M. **Emissões de poluentes atmosféricos do sistema de transportes: inventários e predições**. 2018. Tese (Doutorado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2017.

DUTRA, J; RELVAS, H; CANALEZ, G; PINHEIRO, H; WAICHMAN, A; LOPES, M. Análise de Deslocamento dos Poluentes de Emissões na Cidade de Manaus, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 12, n. 1, 2019.

EIA – *International Energy Agency*. 2014. Disponível em: <<https://www.iea.org/aboutus/faqs/transport/>>. Acesso em: 02/11/2020.

ELSON, D. M. **Atmospheric pollution: a global problem**. 2nd ed. Oxford: Blackwell; 1992.

EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T. E.; TANABE, K. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japão: N. p., 2006.

EPA. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS). Disponível em: <<http://www.epa.gov/air/criteria>>. 2011(b).

EPA. Clean Air Act. Disponível em <<http://www.epa.gov/air/caa/>> 2012.

ESPINOSA, S. A. I. **Air pollution modeling in São Paulo using bottom-up vehicular emission inventories**. 2017. Tese (Doutorado em Ciências) - USP - Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, São Paulo, 2017. Disponível em: [https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/14/14133/tde-29052018-140319/publico/t\\_sergio\\_a\\_i\\_espinosa\\_corrigida.pdf](https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/14/14133/tde-29052018-140319/publico/t_sergio_a_i_espinosa_corrigida.pdf). Acesso em: 24 jan. 2022.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. Air quality in Europe — 2020 report. **EEA Report**, Luxembourg, n. 09, 2020.

EZZATI, M.; LOPEZ, A. D.; RODGERS, A. A.; MURRAY, C. J. L. Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. 2 ed. Genebra. **World Health Organization**. 2004. Disponível em: <<https://www.who.int/publications/cra/chapters/volume1/0000i-xxiv.pdf> > Acesso em: 11/11/2020.

FARIAS, H. S. Espaços de Risco À Saúde em Consequência da Poluição Atmosférica. **Mercator** (Fortaleza), v.6, 2017. Disponível em: <[https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1984-22012017000100225&script=sci\\_arttext&tlng=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1984-22012017000100225&script=sci_arttext&tlng=pt)>. Acesso em: 5 out. 2020.

FENGER, J. Urban air quality. **Atmos. Environ.** 33, 4877-4900. 1999.

FEPAM. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA (RS). **Rede Estadual de Monitoramento Automático da Qualidade do Ar Relatório 2019**. Rio Grande do Sul, 2020. Disponível em: [http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/arq/Relatorio%20da%20Qualidade%20do%20Ar\\_2019.pdf](http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/arq/Relatorio%20da%20Qualidade%20do%20Ar_2019.pdf). Acesso em: 25 jan. 2022.

FERNANDES, M. C. **Estimativa das Emissões Veiculares para CO, HC e NOx na Avenida Beira Mar Norte em Florianópolis/SC**. Trabalho de conclusão de curso, Graduação de Engenharia Sanitária e Ambiental – Centro Tecnológico da UFSC, Florianópolis, 2014.

FERREIRA, C. C. M.; OLIVEIRA, D. E. Estimativa da Poluição Veicular e Qualidade do Ar nas Principais Vias do Sistema Viário da Região Central da Cidade de Juiz de Fora – Mg. **Revista do Departamento de Geografia**, Minas Gerais, 2016. Disponível em: < <https://www.revistas.usp.br/rdg/article/view/117682/119020>>. Acesso em: 12 abr. 2021.

FILHO, A M A; ALBUQUERQUE, E L. Inventário De Emissões Veiculares Da Região Metropolitana De Salvador Para O Ano De 2010. *In*: XII Safety, Health And Environment World Congress, 2012, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: [s. n.], 2012. Disponível em: <http://copec.eu/congresses/shewc2012/proc/works/098.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2022.

FIZIOLA, I. M.; YAMASHITA, Y.; E VERAS, C. A. G. **Nível de Emissão de Gases de Veículos Automotores Leves do Ciclo Otto: Valores Referenciais**. Mestrado Em Transportes, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 2004.

FOWLER, D.; BRIMBLECOMBE, P.; BURROWS, J.; HEAL, M. R.; GRENNFELT, P.; STEVENSON, D. S.; JOWETT, A.; NEMITZ, E.; COYLE, M.; LIU, X.; CHANG, Y.; FULLER, G. W.; SUTTON, M. A.; KLIMONT, Z.; UNSWORTH, M. H.; VIENO, M. *A chronology of global air quality*. **Phil. Trans. R. Soc. A** 378: 20190314. 2020. Disponível em: < <https://royalsocietypublishing.org/doi/pdf/10.1098/rsta.2019.0314>> Acesso em 10/02/2022.

FREITAS, A H. Reflexões sobre a pesquisa acadêmica: revisão bibliográfica, vivência e conhecimento. **Palíndromo**, Santa Catarina, v. 8, ed. 15, 1 jun. 2016

FU, X.; WANG, S.; ZHAO, B.; XING, J.; CHENG, Z.; LIU, H.; HAO, J. Emission inventory of primary pollutants and chemical speciation in 2010 for the Yangtze River Delta region, China. **Atmospheric Environment**, v. 70, p.39-59, 2013.

FRUMKIN, H. Urban sprawl and public health. **Public health reports**, v.117, p.201-16, may-june 2002.

GAUDERMAN, W.; AVOL, E.; LURMANN, F.; KUENZLI, N.; GILLILAND, F.; PETERS, J.; MCCONNELL, R. Childhood asthma and exposure to traffic and nitrogen dioxide. **Epidemiology**.16:737-43. 2005.

GERAQUE, E. Veículos leves poluem mais que a indústria em SP. **Folha de S. Paulo**, p.1-2. 2011.

GIANNOULI, M.; KALOGNOMOU, E. A.; MELLIOS, G.; MOUSSIOPOULOS, N.; SAMARAS, Z.; FIALA, J. Impact of European emission control strategies on urban and local air quality. **Atmospheric Environment**, 45(27):4753-4762. 2011.

GOLDEMBERG, J.; BARBOSA, L. M. *A legislação ambiental no Brasil e em São Paulo*. **Revista Eco 21**, Rio de Janeiro, n.96, nov. 2004.

GOVERNO FEDERAL (Brasil). Ministério do Meio Ambiente. **Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Ano-base 2012**. [S. l.: s. n.], 2014.

GRAUER, A. **Inventário estadual de emissões atmosféricas de poluentes (MP, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>) e proposta para revisão e ampliação da rede de monitoramento da qualidade do ar do estado do Paraná**: Relatório Final. 2013. Relatório Técnico - Instituto Ambiental do Paraná, [S. l.], 2013.

GURGATZ, B. M.; CARVALHO-OLIVEIRA, R.; OLIVEIRA, D. C. DE; JOUCOSKI, E.; ANTONIACONI, G.; SALDIVA, P. H. DO N.; REIS, R. A. Poluentes metálicos atmosféricos e injustiça ambiental: Uma abordagem metodológica para análise de risco ambiental usando lógica difusa e casca de árvore. **Indicadores Ecológicos**, v.71, p.428-437, 2016.

GÜNERALP, B.; LWASA, S.; MASUNDIRE, H.; PARNELL, S.; SETO, K. C. Urbanization in Africa: challenges and opportunities for conservation. **Environmental Research Letters**, v.13, p.1-8, 2017.

GRIGGS, D.; STAFFORD-SMITH, M.; GAFFNEY, O.; ROCKSTRÖM, J.; ÖHMAN, M. C.; SHYAMSUNDAR, P.; STEFFEN, W.; GLASER, G.; KANIE, N.; NOBLE, I. Sustainable development goals for people and planet. **Nature**, v.495, p.305-7, 2013.

GTS – **Global Transport Scenarios 2050**. Report of World Energy Council, 2011.

HAN, T., LIU, X., ZHANG, Y., GU, J., TIAN, H., ZENG, L., CHANG, S.T., CHENG, Y., LU, K., HU, M. Chemical characteristics of PM10 during the summer in the megacity Guangzhou, China. **Atmospheric Research**, v.137, p.25-34, 2014.

HARDY, K.; BUCKLEY, S.; COLLINS, M. J.; ESTALRRICH, A.; BROTHWELL, D.; COPELAND, L.; GARCÍA-TABERNERO, A.; GARCÍA-VARGAS, S.; DE LA RASILLA, M.; LALUEZA-FOX, C.; HUGUET, R.; BASTIR, M.; SANTAMARIA, D.; MADELLA, M.; WILSON, J.; CORTÉS, Á. F.; ROSAS, A. Neanderthal medics? Evidence for food, cooking, and medicinal plants in dental calculus. **Naturwissenschaften**, 99, 617. 2012.

HARRISON, R. M. "**Pollution: Causes, Effects and Control**", Second Edition. Cambridge: The Royal Society of Chemistry, 1992

HARRISON, M., SHIRES, T., WESSELS, J. & COWGILL, R. Methane Emissions from the Natural Gas Industry (**Environmental Protection Agency**, Washington, DC), EPA/600/SR-96/080. 1997.

HAZRATI, S.; ROSTAMI, R.; FARJAMINEZHAD, M.; FAZLZADEH, M. Preliminary assessment of BTEX concentrations in indoor air of residential buildings and atmospheric ambient air in Ardabil, Iran. **Atmos. Environ.**, 132, pp.91-97. 2016.

HOINASKI, L; VASQUES, T V; MEOTTI, B; WILL, R; RIBEIRO, C B; DOS SANTOS, O N; RODELLA, F H C. **Avaliação do impacto das emissões veiculares, queimadas, industriais e naturais na qualidade do ar em santa catarina - ano base 2020**. Santa Catarina, 2020. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/224646>. Acesso em: 24 jan. 2022

HOSAINI, P. N.; KHAN, M. F.; MUSTAFFA, N. I. H.; AMIL, N.; MOHAMAD, N.; JAAFAR, S. A.; NADZIR, M. S. M.; LATIF, M. T. Concentration and source apportionment

of volatile organic compounds (VOCs) in the ambient air of Kuala Lumpur, Malaysia. **Nat. Hazards**, 85, pp.437-452. 2016.

HUANG, Z.; DU, X. Urban Land Expansion and Air Pollution: Evidence from China. **J. Urban Plan.**, 144, 05018017. Dev. 2018.

HUPFFER, H. M.; WEYERMÜLLER, A. R.; ALVES, D. D. O material particulado e o direito à qualidade do ar das gerações presentes e futuras. **Revista da Faculdade de Direito da UFG**, [s. l.], v.40, ed.1, 2015.

IBALD-MULLI, A.; WICHMANN, H. E.; KREYLING, W.; PETERS, A. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. **J Aerosol Med.** Summer;15(2):189-201. 2002.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Frota de veículos nacional.** São Paulo. IBGE, 2020. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/pesquisa/22/28120>. Acesso em: 06 dez. 2021.

IGNOTTI, E.; HACON, S. S.; SILVA, A. M. C.; JUMGER, W. L.; CASTRO, H. Efeitos das queimadas na Amazônia: método de seleção dos municípios segundo indicadores de saúde. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 10, p. 453-464, 2017.

ILO – INTERNATIONAL LABOUR ORGANIZATION. Sulphur Dioxide 2006. <[https://www.ilo.org/dyn/icsc/showcard.display?p\\_card\\_id=0074&p\\_version=2&p\\_lang=en](https://www.ilo.org/dyn/icsc/showcard.display?p_card_id=0074&p_version=2&p_lang=en)> Acesso em: 15 jan. 2022.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente. **Relatório Anual de Qualidade do Ar.** Rio de Janeiro: INEA, 108p. 2009

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia, Estação Uberlândia –A507, código OMM:86776, Registro 18UTC, 2016.

JACOBSON, M. Z.; JACOBSON, P. M. Z. Atmospheric Pollution: History, Science, and Regulation. **Cambridge University Press.** p. 206 10.1256/wea.243.02. 2002

JACONDINO, G. B. **Quantificação das Emissões Veiculares através do uso de Simuladores de Tráfego.** Dissertação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. Porto Alegre, 2005. Disponível em: <<http://www.producao.ufrgs.br/arquivos/publicacoes/GabrielBittencourtJacondino.pdf>> Acesso em: 30 nov. 2021.

JUNIOR, G N R C; POZZOBON, G R; ZAMPARONI, C A G P; MOTA, S S. Emissões Dos Poluentes Monóxido De Carbono, Hidrocarbonetos E Óxidos Nítricos Na Avenida Mato Grosso Em Cuiabá/MT. *In: XVII SILUBESA*, 2016, Florianópolis. **Anais [...]. [S. l.: s. n.]**, 2016. Disponível em: <https://abesnacional.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento32/TrabalhosCompletoPDF/X-008.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2022.

JÚNIOR, W.J.R. **Modelagem Espacial Da Exposição Humana Às Fontes De Poluição Do Ar No Distrito Federal**: o uso e ocupação do solo como variável preditor. 2015. Tese de Doutorado (Doutorado em Geociências Aplicadas) - Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

KAHN, M. E.; WALSH, R. **Cities and the Environment**. In **Handbook of Regional and Urban Economics**; Duranton, G., Henderson, J.V., Thisse, J.R., Eds.; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands, Volume 5, pp. 405–465, 2015.

KAMAKURA, W. A.; MAZZON, J. A. Socioeconomic status and consumption in an emerging economy. **International Journal of Research in Marketing**, v.30, n.1, p.4-18, 2013.

KIM-OANH, N. T.; AUNGSIRI, T.; THUY, L. B.; DANUTAWAT, T.; CHRISTOPHER, D. D.; DAVID, H.; LIU, L. J. S. Characterization of gaseous and semi-volatile organic compounds emitted from field burning of rice straw. **Atmos. Environ.**, 119, pp.182-191. 2015.

LEAL, F. H.; MACIEL, M. A.; JUNIOR, P. A. Z. **Plano De Controle De Poluição Veicular Do Estado Do Tocantins PCPV-TO**. Tocantins, 2011. Disponível em: <https://central3.to.gov.br/arquivo/107630>. Acesso em: 4 fev. 2022.

LIN, S.; LIU, X.; LE, L. H.; HWANG, S. A. Chronic exposure to ambient ozone and asthma hospital admissions among children. **Environ Health Perspect**. 116:1725-30. 2008.

LIMA, J.V.A. **Inventário Dos Poluentes Atmosféricos Veiculares Dos Estados Brasileiros**. 2017. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitarista) - Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2017.

LIMA, Y. L.; FARIAS, F. F.; LIMA, A. M. L.; ELISA, M. Poluição Atmosférica e Clima: Refletindo sobre os Padrões de Qualidade do Ar no Brasil. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, v.2, n.5, p.555-564. 2012. Disponível em: <<https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/2515/232>> 3> Acesso em: 5 out. 2020.

LISBOA, H. M.; KAWANO, M. **Controle da Poluição atmosférica. Cap. IV monitoramento de poluentes Atmosféricos**. 2007. Disponível em: <<http://repositorio.ascens.edu.br/bitstream/123456789/418/7/Cap%204%20Monitoramento%20de%20poluentes%20atmosf%C3%A9ricos.pdf>> Acesso em: 09/dez/2020

LIKENS, G. E.; WRIGHT, R. F.; GALLOWAY, J. N.; BUTLER, T. J. Acid rain. **Scientific American**, 241, 43 – 47. 1979.

LOBATO, M. F.; RODRIGUES, B. M. M.; DOS SANTOS, A. G. Impacto da pandemia de COVID-19 nas emissões veiculares no Brasil no período de janeiro a maio de 2020. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s. l.], v. 26, n. 5, 5 out. 2021.

LOOMIS, D.; GROSSE, Y.; LAUBY-SECRETAN, B.; EL GHISSASSI, F.; BOUVARD, V.; BENBRAHIM-TALLAA, L.; GUHA, N.; BAAN, R.; MATTOCK, H.; STRAIF, K. On behalf of the International Agency for Research on Cancer Monograph Working Group. The carcinogenicity of outdoor air pollution, **Lancet Oncology**, 14, 1262–1263. 2013.

LOPEZ, I. A.; ACUNA, D.; BELTRAN-PARRAZAL, L.; et al. Oxidative stress and the deleterious consequences to the rat cochlea after prenatal chronic mild exposure to carbon monoxide in air. **Neuroscience** 151(3):854- 867. 2008.

LOPES, T. F. A.; POLICARPO, N. A.; VASCONCELOS, V. M. R.; OLIVEIRA, M. L. M. Estimativa das Emissões Veiculares na Região Metropolitana de Fortaleza, CE, ano-base 2010. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.23, n.5, 2018. Disponível em: <[https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522018005007110&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522018005007110&script=sci_arttext)>. Acesso em: 4 mar. 2021.

LYRA, D. G. P. **Modelo Integrado de gestão da qualidade do ar da região Metropolitana de Salvador**. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2008.

MACEDO, L. V. Problemas Ambientais Urbanos Causados pelo Trânsito na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). In: CUNHA, S. B; GUERRA, A. J. T. **Impactos Ambientais Urbanos no Brasil**. 10. ed. Rio de Janeiro: Bertand Brasil, 2013.

MACEDO, R L. **Qualidade do ar em Campo Grande/MS**: Estudo de Emissões por fontes móveis e sua dispersão. 2011. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2011. Disponível em: <https://repositorio.ufms.br/bitstream/123456789/2227/1/Roberta%20Lucho%20Macedo.pdf>. Acesso em: 26 jan. 2022.

MAES, A S. **Avaliação de fatores que influenciam as emissões veiculares em centros urbanos**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, Florianópolis, 2020.

MAGALHÃES, L. C.; JUNIOR, H. A. N.; LIMA, A. C.; COUTRIM, M. X. Determinação de metais traço no material particulado em suspensão em Ouro Preto, Minas Gerais. **Química Nova**, Ouro Preto, v. 33, n. 3, pp. 519-523, 2010.

MANAHAN, S. E. **Environmental Chemistry: Photochemical smog**. Boca Raton: CRC Press LLC. 2000<sup>a</sup>.

MANAHAN, S. E. **Fundamentals of Environmental chemistry: The atmosphere and atmospheric chemistry**. Boca Raton: CRC Press LLC. 2001<sup>a</sup>.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. 9. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013.

MANISALIDIS, I.; STAVROPOULOU, E.; STAVROPOULOS, A.; BEZIRTZOGLU, E. Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. **Front Public Health**. 2020;8:14. 2020.

MARIANI, L.; PARISI, S. G.; COLA, G.; LAFORTEZZA, R.; COLANGELO, G.; SANESI, G. Climatological analysis of the mitigating effect of vegetation on the urban heat island of Milan, Italy. **Science of The Total Environment**, v.569, p.762-73, 2016.

MATINS, C. R.; PEREIRA, P. A. P.; LOPES, W. A.; ANDRADE, J. B. Ciclos globais de carbono, nitrogênio e enxofre. **Cadernos temáticos de Química Nova na Escola**, n. 5, p. 28-41, 2003.

MARTINS, L. C.; LATORRE, M. do R. D. O.; CARDOSO, M. R. A.; GONÇALVES, F. L. T.; SALDIVA, P. H. N.; BRAGA, A. L. F. Poluição atmosférica e atendimentos por pneumonia e gripe em São Paulo, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v.36, n.1, p.88-94, 2002.

MCCREANOR, J.; CULLINAN, P.; NIEUWENHUIJSEN, M. J.; STEWART-EVANS, J.; MALLIAROU, E.; JARUP, L.; HARRINGTON, R.; SVARTENGREN, M.; HAN, I-K.; OHMAN-STRICKLAND, P.; CHUNG, K. F.; ZHANG, J. Respiratory effects of exposure to diesel traffic in persons with asthma. **N Engl J Med**. 357:2348-58. 2007.

MEOTTI, B. **Comparação entre métodos top-down e bottom-up na estimativa de emissões veiculares**. 2019. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

MIRAGLIA, S. G. E. K.; GOUVEIA, N. Custos da Poluição Atmosférica nas Regiões Metropolitanas Brasileiras. **Ciência e saúde coletiva**, 2014. Disponível em: <<https://www.scielo.org/article/csc/2014.v19n10/4141-4147/#>> Acesso em: 7 out. 2020.

MMA (Ministério do Meio Ambiente). **2º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por veículos automotores rodoviários**. 2014. Disponível em: <<https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/2014-05-27inventario2013.pdf>>. Acesso: 20 nov. 2020.

MÖLLER, L; SCHUETZLE, D.; AUTRUP, H. Future research needs associated with the assessment of potential human health risks from exposure to toxic ambient air pollutants. **Environ Health Perspect**.102(Suppl. 4):193–210. 10.1289. 1994.

MORAES, H A. **Monóxido De Carbono E Material Particulado Na Atmosfera De Brasília-DF**: Estudo preliminar das emissões veiculares e efeito do vento e da precipitação. 2017. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Ciências Ambientais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

MOREIRA, O. C. L. **Comparação entre os poluentes atmosféricos e ruídos emitidos por uma caldeira flamotubular movida a gás natural e a óleo combustível BPF**. 2ª dissertação. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2007.

MOZETO, A. A. Química atmosférica: a química sobre nossas cabeças. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, São Paulo, Edição Especial, p. 41-49. 2001.

MTECP – MINISTRY OF THE ENVIRONMENT CONSERVATION AND PARKS. **Sulphur Dioxide**. 2010. Disponível em: <<http://www.airqualityontario.com/science/pollutants/sulphur.php>> Acesso em: 20 jan. 2022

MURALIKRISHNA, I. V.; MANICKAM, V. **Environmental Management: Science and Engineering for Industry**, 1st ed.; Butterworth-Heinemann: Oxford, UK, 2017

NASCIMENTO, A R P. **Monóxido De Carbono E Material Particulado Na Atmosfera Do Distrito Federal**: Mapeamento espaço-temporal e processos de geração/atenuação (Bacharelado em Ciências Ambientais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

NASCIMENTO, W A; SERRA, I S D; SOARES, J M; ARAUJO, I R S. Estudo Da Estimativa Das Emissões Veiculares Geradas No Eixo Da Avenida Almirante Barroso No Município De Belém – PA. *In: XXVII Congresso Interamericano De Engenharia Sanitária E Ambiental*, 2015, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. [S. l.: s. n.], 2015. Disponível em: <https://abesnacional.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento29/TrabalhosCompletoPDF/X-039.pdf>. Acesso em: 3 fev. 2022.

OECD – Organization for Economic Co-operation and Development. **The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution**. Paris: 2016. Disponível em: <<https://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/Policy-Highlights-Economic-consequences-of-outdoor-air-pollution-web.pdf>>. Acesso em: 01 out. 2020.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Acordo de Paris**. 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2016/04/Acordo-de-Paris.pdf>> Acesso em: 2 set. 2020

OLIVEIRA, M. L. M.; LOPES, M. H. P. S.; POLICARPO, N. A.; ALVES, C. M. A. C.; ARAÚJO, R. S.; CAVALCANTE, F. S. A. Avaliação de poluentes do ar em áreas de recreação urbana da cidade de Fortaleza. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 11, n. 00. 2019.

PAN, G.; ZHANG, S.; FENG, Y.; TAKAHASHI, K.; KAGAWA, J.; YU, L.; WANG, P.; LIU, M.; LIU, Q.; HOU, S.; PAN, B.; LI, J. Air pollution and children's respiratory symptoms in six cities of northern China. **Respiratory Medicine**, v.104, n.12, p.1903 - 1911, 2010.

PEDEN, D. B.; SETZER, R. W.; DEVLIN, R. B. Ozone exposure has both a priming effect on allergen-induced responses as well as an intrinsic inflammatory action in the nasal airways of perennial allergic asthmatics. **Am J Respir Crit Care Med**. 151:1336-45. 1995.

PEDEN, D. B.; YUNGINGER, J. W.; BUSSE, W. W.; BUCHNER, B. S.; HOLGATE, S. T.; SIMONS, F. E.; "Air pollution: indoor and outdoor.", In Adkinson NF, Editors. Middleton's Allergy: Principles and practice. Philadelphia: Mosby, pp.495-508, 2008.

PETERSEN, J. F.; SACK, D.; GABLER, R. E. **Fundamentals of physical geography**. Belmont, CA: Brooks/Cole Cengage Learning (2011).

PETERS, A.; VON KLOT, S.; HEIER, M.; TRENTINAGLIA, I.; HÖRMANN, A.; WICHMANN, H.; LÖWEL, H. Exposure to traffic and the onset of myocardial infarction. **N Engl J Med**. 351:1721-30. 2004

PETROBRAS. **Gasolina: Informações Técnicas**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://sites.petrobras.com.br/minisite/assistenciatecnica/public/downloads/manual-gasolina2019.pdf>> Acesso em: 21 jan. 2022

PINHEIRO, C L.; DA ROCHA, K L S.; DOS SANTOS, D G. Inventário De Emissões Veiculares Do Município De Manaus. **The Journal of Engineering and Exact Sciences**, [s. l.], v. 3, n. 4, 2017.

PSM. – PROCEEDINGS SATELLITE MEETING IUTOX VIIIth International Congress of Toxicology. “*Carbon monoxide: the unnoticed poison of the 21st Century*”. Université de Bourgogne, France.1998.

QUEIROZ, M. T. A.; CORREIO, B. L. C.; CORREIO, J. A. C.; CORREIO, T. L. P. Aspectos da poluição atmosférica: análise da qualidade do ar em Coronel Fabriciano e Timóteo, MG, Brasil. **R. Gest. Industr.**, Ponta Grossa, v. 16, n. 1, p. 204-223. 2020.

RAVINDRA, K.; MITAL, A. K.; GRIEKEN, R. VAN. Health Risk Assessment of Urban Suspended Particulate Matter with Special Reference to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: A Review. Review on **Environmental Health**, v.16, p.169-189, 2001.

RAUB, J. A.; MATHIEU-NOLF, M.; HAMPSON, N. B.; THOM, S. R. Carbon monoxide poisoning - a public health perspective. **Toxicology**, v.145, p.1-14, 2000.

RESENDE, F. **Poluição atmosférica por emissão de material particulado: avaliação e controle nos canteiros de obras de edifícios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2007. Disponível em: <[https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3146/tde-09012008-173832/publico/dissertacao\\_pos\\_banca\\_2.pdf](https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3146/tde-09012008-173832/publico/dissertacao_pos_banca_2.pdf)> Acesso em: 1 out. 2020.

RIBEIRO, A. P.; FERREIRA, A. B.; AQUINO, S.; RAMOS, H. R.; KNISS, C. T.; QUARESMA, C. C.; DOS SANTOS, J. O.; SAIKI, M.; SALDIVA, P. H. N. Diagnóstico da poluição atmosférica em regiões sem redes convencionais de monitoramento da qualidade do ar: estudo em uma pequena cidade do paraná, Brasil. **Interciencia**, v.42, p.767-773, 2017. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/339/33953499011.pdf>> Acesso em: 5 out. 2020

RIO DE JANEIRO. Secretaria Municipal de Meio Ambiente – SMAC. (2016). **Qualidade do ar na cidade do Rio de Janeiro: relatório da Rede MonitorAr-Rio 2011-2012**. Rio de Janeiro: SMAC. Disponível em: <http://www.rio.rj.gov.br/dlstatic/10112/3252594/4114836/RelatorioMonitorar20112012.pdf> Acesso em: 13 jan. 2022

RODRIGUES, M. G.; CUNHA, R. R. R. S.; MARTINS, T. P.; ALMEIDA, J. R. Efeito da poluição por dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) sobre bioindicadores hortícolas. **Revista Internacional de Ciências**, v.4 - n.2. 2014.

RODRIGUES, C. G.; VORMITTAG, W. M. P. A.; CAVALCANTE, J. A.; SALDIVIA, P. H. N. Projeção da mortalidade e internações hospitalares na rede pública de saúde atribuíveis à poluição atmosférica no Estado de São Paulo entre 2012 e 2030. **Revista Brasileira de Estudos de População**, Rio de Janeiro, v.32, n.3, p.489-509, set./dez. 2015

RODRIGUES, L. T.; BIONE, N. C. P.; FILHO, P. C. O.; SOUZA, V. F.; MACHADO, A. L. F. Influência sazonal da qualidade do ar na área urbana de Irati – PR: Bioensaios de genotoxicidade ambiental com Tradescantia clone 4430. **Brazilian Journal of Development**, v.6, n.10, p. 74297-74315, 2020.

RODRÍGUEZ, M. C.; DUPONT-COURTADE, L.; OUESLATI, W. Air pollution and urban structure linkages: Evidence from European cities. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 53, 1–9. 2016.

SANTANA, E.; CUNHA, K. B.; FERREIRA, A. L.; ZAMBONI, A. **Padrões de qualidade do ar: Experiência comparada Brasil, EUA e União Europeia.** Instituto de Energia e Meio Ambiente, p.33-36, 2012. Disponível em: <<https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/padroes-final01.pdf>>. Acesso em: 2 mar. 2021.

SANTANA, F. O. **Contaminantes/Poluentes Atmosféricos Gasosos em Centros Urbanos Brasileiros.** 2019. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Química, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2019.

SANTOLIM, L. C. D.; MERGULHÃO, J. C. Z.; CURBANI, F.; KNUPP, A. M.; MORAIS, T. J.; SANTOS, A. R.; FILETE, V. B.; GONÇALVES, G. A. Inventário De Emissões Atmosféricas Da Região Da Grande Vitória Ano Base - 2015. **Ecosoft**, Vitória, abr. 2019. Disponível em: [https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/INVENT%C3%81RIO/Ecosoft\\_RTC190018\\_R1.pdf](https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/INVENT%C3%81RIO/Ecosoft_RTC190018_R1.pdf). Acesso em: 27 jan. 2022.

SANTOS, T. C.; CARVALHO, V. S. B.; REBOITA, M. S. Avaliação da influência das condições meteorológicas em dias com altas concentrações de material particulado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.21, n.02. pp.307-313. 2016. Disponível em: < <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016139269> > Acesso em 15 fev. 2022.

SAHU, L. K.; YADAV, R.; PAL, D. Source identification of VOCs at an urban site of western India: Effect of marathon events and anthropogenic emissions. **J. Geophys. Res.**, 121, pp.2416-2433. 2016.

SANTOS, F. S. **Diagnóstico das emissões atmosféricas em minas gerais: um estudo para as fontes fixas e veiculares.** 2018. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

SIVASAKTHIVEL, T.; REDDY, K. K. S. K. Ozone Layer Depletion and Its Effects: A Review. **International Journal of Environmental Science and Development**, v.2, n.1, 2011.

SCHWARTZ, J. Air pollution and children's health. **Pediatr**, 113(Suppl 4):1037-43, 2004.

SILVA, A. V. N.; SOUZA, W. M.; PEREIRA, S. V. Emissão de Gases Poluentes por Veículos Automotivos em Recife – PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 8, n. 2, p. 243-257, 6 out. 2015.

SILVA, I. F.; DE LIMA, E. A. P. Análise da qualidade do ar de Uberlândia: partículas inaláveis (MP10). In: I Encontro De Desenvolvimento De Processos Agroindustriais, 2017, Uberaba. **Anais [...]**. [S. l.: s. n.], 2017. Disponível em: <https://repositorio.uniube.br/bitstream/123456789/887/1/AN%C3%81LISE%20DA%20QUA>

LIDADE%20DO%20AR%20DE%20UBERL%C3%82NDIA%20PART%C3%8DCULAS%20INAL%C3%81VEIS%20%28MP10%29.pdf. Acesso em: 20 jan. 2022.

SILVA, K. S.; MOREIRA, D. M.; SILVA, J. R. D.; PALMEIRA, A. S.; VIEIRA, C. S.; NASCIMENTO, E. G. S. Emissões De Material Particulado Por Veiculos Automotores Na Região Metropolitana De Salvador. *In: V SIINTEC*, 5., 2019, Salvador. **Proceedings** [...]. [S. l.: s. n.], 2019. Disponível em: <http://pdf.blucher.com.br/s3-sa-east-1.amazonaws.com/engineeringproceedings/siintec2019/106.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2022.

SILVA, R.F.; ARAÚJO, J. H. B.; TEIXEIRA, G. G.; MEIRA, G. R. N. Diagnóstico Das Emissões Atmosféricas De Origem Veicular Na Área Urbana De Campo Mourão – Pr. *In: Congresso Brasileiro De Engenharia Química, XX.*, 2014, Florianópolis. **Anais** [...]. Florianópolis: [s. n.], 2014.

SPIVAKOVSKY, C. M.; LOGAN, J. A.; MONTZKA, S. A.; BALKANSKI, Y. J.; FOREMAN-FOWLER, M.; JONES, D. B. A.; HOROWITZ, L. W.; FUSCO, A. C.; BRENNINKMEIJER, C. A. M.; PRATHER, M. J.; WOFSEY, S. C.; MCELROY, M. B. J. Three-dimensional climatological distribution of tropospheric OH: Update and evaluation. **Jounal Geophys. Res.** 105, 8931-8980. 2000.

SOUZA, C.D.R; SILVA, S.D; SILVA, M.A.V; D'AGOSTO, M.A ; BARBOZA, A.P. Inventory of conventional air pollutants emissions from road transportation for the state of Rio de Janeiro. **Energy Policy**, v. 53, p. 125-135. 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.021>

STOCKARD-SULLIVAN, J. E.; KORSAK, R. A.; WEBBER, D. S.; et al. Mild carbon monoxide exposure and auditory function in the developing rat. **J Neurosci Res** 74(5):644-654. 2003.

TEIXEIRA, E. C; FELTES, S; SANTANA, E. R. R. Estudo das Emissões de Fontes Móveis na Região Metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul. **Química Nova**, v.31, p.244, 2008.

THOMAZ, A.M.A; ARAÚJO, I.R.S; JUNIOR, L.R; CRUZ, R.M.S; CARVALHO, S P. **Plano de Controle da Poluição por Veículos em Uso – PCPV do Estado do Pará.** Belém, 2016.

TOMASZEWSKI, C. Carbon monoxide poisoning. Early awareness and intervention can save lives. **Postgrad Med**;105: 39-52, 1999.

TONNE, C. C.; WHYATT, R. M.; CAMANN, D. E.; PERERA, F. P.; KINNEY, P. L. Predictors of personal polycyclic aromatic hydrocarbon exposures among pregnant minority women in New York City. **Environmental Health Perspectives**.112:754–759. 2004.

TONG, H. Y.; HUNG, W. T.; CHEUNG, C. S. On-road motor vehicle emissions and fuel consumption in urban driving conditions. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 50, n. 4, p. 543-554, 2011.

TSAI, D, S.; CREMER, M. S.; SILVA, F. B.; FERREIRA, A. L. Adiantamento do cumprimento da resolução do CONAMA N° 490/2018: Fase P8 do PROCONVE. Instituto de Energia e

Meio Ambiente, p. 8-30. 2020. Disponível em: <[http://energiaeambiente.org.br/wp-content/uploads/2020/10/IEMA\\_estudoproconveadiamento2020.pdf](http://energiaeambiente.org.br/wp-content/uploads/2020/10/IEMA_estudoproconveadiamento2020.pdf)>. Acesso em: 17 ago. 2020.

TUNDO, P.; ZECCHINI, F. *Mudanças climáticas globais*. Consórcio InterUniversitário Nacional “A Química para o Ambiente” e IUPAC União Internacional de Química Pura, Julho de 2007.

UE. Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. **Official Journal of the European Union**. 2004. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2004/107/oj>> Acesso em: 17 fev. 2022

UE. Directive 2008/50/EC Of The European Parliament And Of The Council Of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. **Official Journal of the European Union**. Brussels, 2008. Disponível em: [https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/clean\\_air\\_for\\_all.pdf](https://ec.europa.eu/environment/air/pdf/clean_air_for_all.pdf). Acesso em: 17 fev. 2022

UE. DIRECTIVE (EU) 2016/2284 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 14 December 2016 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants, amending Directive 2003/35/EC and repealing Directive 2001/81/EC. **Official Journal of the European Union**. 2016. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L2284&rid=9>. Acesso em 17 fev. 2022

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Integrated Risk Information System (IRIS) on Benzene*. Environmental Criteria and Assessment Office, Office of Health and Environmental Assessment, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, 1993.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Available from: <http://www.epa.gov> and available from: <http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/co/data/cosp.1992.pf>

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Exposure factors handbook*. Washington, DC, 1997.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Indoor Air Quality (IAQ). Technical Overview of Volatile Organic Compounds*. 2009. Disponível em: <[https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/technical-overview-volatile-organic-compounds#:~:text=Volatile%20organic%20compounds%20\(VOC\)%20means,having%20negligible%20photochemical%20reactivity2.](https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/technical-overview-volatile-organic-compounds#:~:text=Volatile%20organic%20compounds%20(VOC)%20means,having%20negligible%20photochemical%20reactivity2.)> Acesso em: 09 fev. 2022.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Integrated Science Assessment (ISA) for carbon monoxide*. Research Triangle Park, NC: US EPA Office of Research and Development, 2010.

US FISH & WILDLIFE SERVICE. **National Wildlife Refuge System**. 2015. Disponível em: <<https://www.fws.gov/refuges/airquality/sources.html>> Acesso em: 05 fev. 2022.

UYSAL, N.; SCHAPIRA, R. M. Effects of ozone on lung function and lung diseases. **Curr Opin Pulm Med**. 9:144-50. 2003.

VALLERO, D. **Fundamentals of air pollution**. 4<sup>th</sup> ed. Elsevier, 2008.

VASQUES , T V. **Inventário de emissões veiculares no estado de Santa Catarina**. 2018. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/195619/TCC%20Thiago%20Vasques.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 24 jan. 2022.

VASQUES , T. V. **Inventário de emissões veiculares no brasil: brazilian vehicular emission inventory software - BRAVES**. 2021. Dissertação (Pós graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina , Florianópolis, 2021.

VENTURA, L. M. B.; SOARES, L. M.; LOPES, J. S. **Evolução da política do controle da poluição veicular nos últimos 30 anos**. Ed.: Appris. Curitiba, 2019.

VENTURA, L. M. B., OLIVEIRA, F. P.; GIODA, A.; D'AGOSTO, M. O. Inspection and Maintenance Programs for In-Service Vehicles: An Important Air Pollution Control *Tool*. **Sustainable Cities and Society**, v. 53. p. 1-9, 2020

VENKATRAM, A.; SCHULTE, N. **Urban Transportation and Air Pollution**. Sacramento: Elsevier, 2018.

VEROCAI, I., **Licenciamento Ambiental em Unidades Industriais**. Belém, 2007

VIEIRA, N. R.; Poluição do ar: Indicadores ambientais. Rio de Janeiro: **E-papers**, 2009.

VIEIRA, J.; MATOS, P.; MEXIA, T.; SILVA, P.; LOPES, N.; FREITAS, C.; CORREIA, O.; SANTOS-REIS, M.; BRANQUINHO, C.; PINHO, P. Green spaces are not all the same for the provision of air purification and climate regulation services: The case of urban parks. **Environmental Research**, v.160, p.306-13, 2018.

VICENTINI, P. C. **Uso de Modelos de Qualidade do Ar para a Avaliação do Efeito do Proconve entre 2008 e 2020 na Região Metropolitana do Rio de Janeiro**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

VICENTINI, P. C; MELO, T. C. C; LOUREIRO, L. N; MOREIRA, M. F; ALVES, N. S. Influência dos combustíveis automotivos no material particulado atmosférico de São Paulo e Rio de Janeiro. **Blucher Engineering Proceedings**, [S. l.], v. 2, n. 1, 2015. XXIII Simpósio Internacional de Engenharia Automotiva. 2015.

VORMITTAG, E M A; CIRQUEIRA, S S R; NETO, H W; SALDIVA, P H N. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Estudos Avançados**, [s. l.], 2021. DOI 10.1590/s0103-4014.2021.35102.002. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/fbCFjRbBRhf4M5F6xQVrbfR/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 26 jan. 2022.

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

WANG, H.; ZHA, Y. MODIS-derived aerosol optical thickness as an indicator of urban air quality. **Urban Environ. Urban Ecol.**, v. 19, p. 21-24, 2006.

WANG, H.; FU, L.; LIN, X.; ZHOU, Y.; CHEN, J. A bottom-up methodology to estimate vehicle emissions for the Beijing urban area. **Science of the total environment**, v. 407, n. 6, p. 1947-1953, 2009.

WARBURTON, D. E.; BREDIN, S. S.; SHELLINGTON, E. M.; COLE, C.; DE FAYE, A.; HARRIS, J.; KIM, D. D.; ABELSOHN, A. A Systematic Review of the Short-Term Health Effects of Air Pollution in Persons Living with Coronary Heart Disease. **J. Clin. Med.**, 8, 274. 2019.

WARNECK, P. *Chemistry of the Natural Atmosphere* (Academic, San Diego). 1988.

WEBBER, D. S.; KORSAK, R. A.; SININGER, L. K.; et al. Mild carbon monoxide exposure impairs the developing auditory system of the rat. **J Neurosci Res** 74:655-665. 2003.

WEST, S.; LOH, M.; MALLEY, C.; BOWYER, C. “**Urban air pollution and children in low- and middle-income countries.**” In *Research Series: Cities for Children and Youth*, edited by Sarah Sabry. Zurich: Global Alliance - Cities 4 Children. 2021.

WHITELEGG, J.; HAQ, G. **The global transport problem: some issues but a diferente Place (in John World Transport, Policy and Practice)**. London. Earth scan publications limited, 2003.

WHO. *WHO expert consultation: available evidence for the future update of the WHO global air quality guidelines (AQGs)*. Geneva: World Health Organization, 2016.

WHO. *Update and revision of the air quality guidelines for Europe. Meeting of the Working Group on “Classical” Air Pollutants*, 11-14 October 1994, Bilthoven, the Netherlands. Regional Office for Europe, Report EUR/ICP/EHAZ9405/PB01 (EUR/HFA target 21). 29 pp. 1995.

WHO. Regional Office for Europe Copenhagen Denmark. Chapter 7.4 Sulfur dioxide. *Air Quality Guidelines – Second Edition 2000*:12

WHO. **Ambient (Outdoor) Air pollution**. Disponível em: < [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)> Acesso em 10 fev. 2022. 2021.

WORLD BANK. **The Cost of Air Pollution: Strengthening the Economic Case for Action**. Washington, D.C: World Bank, 2016. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/25013>> Acesso em: 20 dez. 2021

YANG, S.; YUESI, W.; CHANGCHUN, Z. Measurement of the vertical profile of atmospheric SO<sub>2</sub> during the heating period in Beijing on days of high air pollution. **Atmospheric Environment**, v.43, n.2, p.468 - 472, 2009.

ZHANG, D.; LIU, J.; LI, D. Tackling Air Pollution in China—What do We Learn from the Great Smog of 1950s in LONDON. **Sustainability**, vol 6, p.5322-5338. 2014.

ZERI, M.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; LYRA, G. B. Análise espaço-temporal das concentrações de material particulado, dióxido de enxofre e monóxido de carbono na cidade do Rio de Janeiro, Brasil. **Meteorologia e Física Atmosférica**, v.113, p.139-152, 2011.

ZHOU, C.; LI, S.; WANG, S. Examining the Impacts of Urban Form on Air Pollution in Developing Countries: A Case Study of China's Megacities. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, **15**, 1565. 2018.