



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO E MEIO
AMBIENTE

RAFAEL PEREIRA DOS SANTOS

QUALIDADE DO AR E RISCO À SAÚDE DURANTE O ANO ATÍPICO DE 2020
(FORTALEZA, CE)

FORTALEZA

2022

RAFAEL PEREIRA DOS SANTOS

QUALIDADE DO AR E RISCO À SAÚDE DURANTE O ANO ATÍPICO DE 2020
(FORTALEZA, CE)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S238q Santos, Rafael Pereira dos.
Qualidade do ar e risco à saúde durante o ano atípico de 2020 (Fortaleza, CE) / Rafael Pereira dos Santos. – 2022.
99 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante.

1. Poluentes atmosféricos. 2. Qualidade do ar. 3. Saúde pública. 4. Pandemia. 5. COVID-19. I. Título.
CDD 333.7

RAFAEL PEREIRA DOS SANTOS

QUALIDADE DO AR E RISCO À SAÚDE DURANTE O ANO ATÍPICO DE 2020
(FORTALEZA, CE)

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Área de concentração: Desenvolvimento e Meio Ambiente.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rivelino Martins Cavalcante (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Jefferson Pereira Ribeiro
Centro Universitário Fametro (UNIFAMETRO)

Profa. Dra. Ana Barbara de Araújo Nunes
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Maria Elisa Zanella
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

A minha família.

AGRADECIMENTOS

A Deus por não me permitir desistir.

À minha família, por todo o carinho, incentivo e apoio durante esses anos de Universidade.

Ao Prof. Dr. Rivelino Cavalcante, pela orientação, pelos ensinamentos, pela confiança e pela compreensão durante esse momento difícil que foram os anos de 2020 e 2021.

Aos professores participantes da banca examinadora na qualificação: Dr. Jefferson Ribeiro e Dra. Elisa Zanella, pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

Aos amigos da turma de mestrado de 2019, Vanessa, Lucas, Luis Rons, Sâmila e Marie, que me acompanharam desde a graduação, pela amizade e apoio emocional durante esse período.

Aos meus amigos da graduação Vitória, Régia, Elizi, Lucas, Débora, Vanessa, Álef e Maria Helena, pela amizade, pelo carinho e pelo apoio em todos esses 7 anos e o suporte emocional nesses últimos dois anos.

Aos companheiros do LACOr Davi, Lorena, Gabi, Íthala, Camille, Mateus, Gina, Maria Helena, Fernanda e Viviane, por todo suporte e ajuda nas atividades do laboratório e desta pesquisa. Pelas conversas e momentos compartilhados. Um agradecimento especial ao Davi por toda força e ajuda para finalizar essa etapa.

Ao meu amigo Ricardo por ter me incentivado nesses últimos mesmo a concluir essa etapa da minha vida.

A Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente (SEUMA) pela disponibilidade dos dados utilizados neste trabalho.

Ao professor Antônio Geraldo Ferreira pelos dados de altura da camada limite planetária utilizados em parte dos resultados.

Aos colegas da Engenharia de Transporte: Prof. Dr. Bruno Bertoncini e Cassiano, pelos dados de tráfego veicular.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para esta pesquisa e para minha formação. Mil perdões se eu esqueci de alguém.

“O que eu faço, é uma gota no meio de um oceano. Mas sem ela, o oceano será menor.”

- Madre Teresa de Calcutá

RESUMO

A poluição do ar é uma das maiores ameaças ambientais à saúde humana, além de representar riscos à economia e ao meio ambiente, constituindo-se assim como um problema de sustentabilidade e sendo, portanto, diretamente mencionada nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Esse trabalho objetivou avaliar a qualidade do ar em uma região de Fortaleza, uma cidade altamente urbanizada, observando os níveis dos poluentes, as variações diárias e sazonal, o índice de qualidade do ar, a influência do tráfego e de parâmetros meteorológicos e possíveis riscos à saúde da população durante o ano atípico de 2020. Foram analisados dados dos seis poluentes atmosféricos legislados monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO₂), dióxido de nitrogênio (NO₂), ozônio (O₃) e partículas (MP₁₀ e MP_{2,5}) e de monóxido de nitrogênio (NO). Observou-se a distinção de 3 períodos com níveis de poluição significativamente diferentes: “período chuvoso sem pandemia (PC_{s/p})” (fevereiro e março), “período chuvoso com pandemia (PC_{c/p})” (abril a junho) e “período seco com pandemia (PS_{c/p})” (julho a agosto). Os NO_x (NO + NO₂) foram mais concentrados no período chuvoso. O₃ e material particulado foram mais concentrados no período seco. CO e SO₂ não apresentaram variações sazonais significativas. Os perfis diários mostraram a influência do tráfego veicular e da radiação solar nas concentrações dos poluentes. Nenhum dos poluentes ultrapassaram os padrões de qualidade do ar nacionais, no entanto, a concentração de 24h de NO₂ ultrapassou o padrão da Organização Mundial da Saúde (OMS) em um dia. Nesse dia a qualidade do ar foi classificada como moderada pelo índice de qualidade do ar. Os demais dias apresentaram qualidade do ar boa. A concentração anual de MP₁₀ ultrapassou o padrão da OMS.

Palavras-chave: poluentes atmosféricos; qualidade do ar; saúde pública; pandemia.

ABSTRACT

Air pollution is one of the greatest environmental threats to human health, in addition to posing risks to the economy and the environment, thus constituting a sustainability problem and being, therefore, directly mentioned in the Sustainable Development Goals (SDGs). This work aimed to evaluate the air quality in a region of Fortaleza, a highly urbanized city, observing the levels of pollutants, the daily and seasonal variations, the air quality index, the influence of traffic and meteorological parameters and possible risks to the population health during the atypical year 2020. Data from the six legislated air pollutants carbon monoxide (CO), sulfur dioxide (SO₂), nitrogen dioxide (NO₂), ozone (O₃) and particles (PM₁₀ and PM_{2.5}) and from nitrogen monoxide (NO) were analyzed. A distinction was observed between 3 periods with significantly different pollution levels: “rainy period without pandemic (PCs/p)” (February and March), “rainy period with pandemic (PCc/p)” (April to June) and “dry period with pandemic (PSc/p)” (July to August). NO_x (NO + NO₂) were more concentrated in the rainy season. O₃ and particulate matter were more concentrated in the dry period. CO and SO₂ did not show significant seasonal variations. The daily profiles showed the influence of vehicular traffic and solar radiation on pollutant concentrations. None of the pollutants exceeded national air quality standards, however, the 24-hour concentration of NO₂ exceeded the World Health Organization (WHO) standard by one day. On that day, the air quality was classified as moderate by the air quality index. The other days showed good air quality. The annual concentration of PM₁₀ exceeded the WHO standard.

Keywords: atmospheric pollutants; air quality; public health; pandemic.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– (a) Comparação do tamanho do $MP_{2,5}$ e MP_{10} com fio de cabelo e grão de areia e (b) exposição por inalação e distribuição do MP entre o trato respiratório superior e inferior nos seres humanos.....	24
Figura 2	– Estratificação vertical da atmosfera urbana e escalas de análise.....	31
Figura 3	– Histórico da operação das redes de monitoramento da qualidade do ar operadas pelos OEMA.....	38
Figura 4	– Estágio de implementação dos instrumentos de gestão da qualidade do ar no Brasil.....	39
Figura 5	– Qualidade do ar em Fortaleza (1993-2001; 2009).....	41
Figura 6	– Localização da EMQAr na Sede da SEUMA, bairro Cajazeiras.....	46
Figura 7	– Estrutura do Índice de Qualidade do Ar indicado pelo MMA.....	48
Figura 8	– Estrutura do Índice de Qualidade do Ar Modificada.....	48
Figura 9	– Rosas dos ventos para os meses de fevereiro a novembro de 2020.....	52
Figura 10	– Agrupamento dos meses quanto as variáveis meteorológicas.....	53
Figura 11	– Concentração média de O_3 , NO_2 e NO de fevereiro a novembro de 2020.....	54
Figura 12	– Concentração de material particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$) entre fevereiro e novembro de 2020.....	56
Figura 13	– Concentração de SO_2 de fevereiro a novembro de 2020.....	57
Figura 14	– Concentração de CO de fevereiro a novembro de 2020.....	58
Figura 15	– Agrupamento dos meses quanto as variáveis poluentes.....	59
Figura 16	– Taxa de isolamento social no estado do Ceará.....	60
Figura 17	– Redução dos níveis de poluentes nos períodos PL, TL, TPh, Ph1, Ph2, Ph3 e Ph4 em comparação com o período BL.....	60
Figura 18	– Variação diária das concentrações de O_3 , NO e NO_2 nos três períodos (PCs/p PCc/p e PSc/p).....	63

Figura 19 – Variação diária das concentrações de MP ₁₀ e MP _{2,5} nos três períodos (PCs/p, PCc/p e PSc/p).....	66
Figura 20 – Variação diária das concentrações de CO nos três períodos (PCs/p, PCc/p e PSc/p).....	69
Figura 21 – Variação diária das concentrações de SO ₂ nos três períodos (PCs/p, PCc/p e PSc/p).....	73
Figura 22 – Matriz de correlação de Pearson.....	73
Figura 23 – Índice de Qualidade do Ar considerando todos os dias que tiveram pelo menos um indicador (poluente) válido.....	77
Figura 24 – Classificações da qualidade do ar e respectivos efeitos à saúde.....	79
Figura 25 – Comparação das concentrações dos poluentes (1h, 8h e 24h) durante o ano de 2020 com seus respectivos padrões de qualidade do ar (Res. CONAMA n° 491/18 e OMS/2021).....	80
Figura 26 – Comparação das concentrações anuais dos poluentes legislados com seus respectivos padrões de qualidade do ar (Res. CONAMA n° 491/18 e OMS/2021).....	82

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Estações de monitoramento da qualidade do ar em Fortaleza (1993-2021).....	40
Quadro 2 – Artigos Científicos Sobre Poluição Atmosférica em Fortaleza, CE.....	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Padrões de Qualidade do Ar - Resolução CONAMA Nº 491/18.....	36
Tabela 2 - Diretrizes da OMS (2021) para qualidade do ar.....	37
Tabela 3 - Resumo meteorológico de fevereiro a novembro de 2020.....	51
Tabela 4 - Concentrações de SO ₂ medidas pela SEMACE de 1993 a 2000.....	57
Tabela 5 - Resumos das diferenças nas concentrações dos poluentes e taxa de isolamento social entre os períodos PCs/p, PCc/p e PSc/p.....	61
Tabela 6 - Quantidade de dias em cada classificação do IQAr por poluentes e % de dias em que cada poluente foi o indicador.....	78

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AUDs	Ambientes urbanos desportivos
Av.	Avenida
CCs	Compostos carbonílicos
CCU	Camada de cobertura urbana
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CLP	Camada Limite Planetária
CLU	Camada Limite Urbana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COVs	Compostos Orgânicos Voláteis
Dep.	Deputado
DETRAN/CE	Departamento Estadual de Trânsito Ceará
Dr.	Doutor
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
<i>et al.</i>	e outros
FCFRE	Fina Camada de Fluido de Revestimento Epitelial
HPAs	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
IARC	International Agency for Research Cancer
IEMA	Instituto Nacional de Meteorologia
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia do Ceará
LI	Linhas de Instabilidade
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MP	Material Particulado
MP _{2,5}	Material Particulado de diâmetro menor ou igual a 2,5 micrômetros
MP ₁₀	Material Particulado de diâmetro menor ou igual a 10 micrômetros
ODM	Objetivos de Desenvolvimento do Milênio
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OECE	Organisation for Economic Co-operation and Development
OEMA	Orgão Estadual de Meio Ambiente
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
OPAS	Organização Pan-Americana da Saúde

p.	Página
p. ex.	por exemplo
PC	Período Chuvoso
PRONAR	Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar
PS	Período Seco
PTS	Partículas Totais em Suspensão
R.	Rua
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
SEUMA	Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente
TRS	Trato Respiratório Superior
UECE	Universidade Estadual do Ceará
UFC	Universidade Federal do Ceará
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VCANS	Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis
ZCIT	Zona de Convergência Intertropical

LISTA DE SÍMBOLOS

R\$	Reais
%	Porcentagem
~	Aproximadamente
UFC/m ²	Unidades formadoras de colônia por metro cúbicos de ar
O	Oxigênio
N ₂	Gás nitrogênio
O ₂	Gás oxigênio
®	Marca Registrada
N ₂ O	Óxido nitroso
N ₂ O ₂	Dióxido de dinitrogênio
N ₂ O ₃	Trióxido de dinitrogênio
N ₂ O ₄	Tetróxido de dinitrogênio
N ₂ O ₅	Pentóxido de dinitrogênio
NO _x	Óxidos de nitrogênio
SO ₂	Dióxido de enxofre
SO ₃	Trióxido de enxofre
S ₂ O	Monóxido de dissulfur
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
H ₂ S	Gás sulfídrico
(NH ₄) ₃ H(SO ₄) ₂	Letovicita
NH ₄ HSO ₄	Bissulfato de amônio
(NH ₄) ₂ SO ₄	Sulfato de amônio
HCl	Ácido clorídrico
HF	Ácido fluorídrico
COS	Sulfeto de carbonila
N ₂ S	Sulfeto de nitrogênio
NH ₃	Amônia
CH ₄	Gás metano
NO	Monóxido de nitrogênio
CO	Monóxido de carbono
O ₃	Ozônio

NO ₂	Dióxido de nitrogênio
HO*	Radical hidroxila
HO* ₂	Radical hidroperoxila
HCHO	Formaldeído
Pb	Chumbo
μm	Micrômetros
hv	Radiação solar
s	Estado sólido
g	Estado gasoso
μg/m ³	Microgramas por metro cúbico
°C	Graus Celsius
km ²	Quilômetros quadrados
m ²	Metros quadrados
m ³	Metros cúbicos
mm	Milímetros
m/s	Metros por Segundo
hab	Habitantes
>	Maior que
<	Menor que
±	Mais ou menos
p	Nível de significância
r	Coefficiente de correlação de Spearman
W/m ²	Watt por metro quadrado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo Geral	21
2.2	Objetivos Específicos	21
3	REFERENCIAL TEÓRICO	22
3.1	Poluição atmosférica	22
3.2	Poluentes atmosféricos: principais fontes e efeitos	23
3.2.1	<i>Material particulado atmosférico</i>	23
3.2.2	<i>Óxidos de nitrogênio</i>	24
3.2.3	<i>Ozônio (O₃)</i>	26
3.2.4	<i>Dióxido de enxofre (SO₂)</i>	28
3.2.5	<i>Monóxido de carbono (CO)</i>	29
3.3	Fatores que influenciam a qualidade do ar na atmosfera urbana	30
3.4	Desenvolvimento sustentável e qualidade do ar	32
3.5	Padrões de qualidade do ar	35
3.6	Monitoramento e análise da qualidade do ar em Fortaleza	37
4	MATERIAS E MÉTODOS	45
4.1	Área de Estudo	45
4.2	Coleta de dados	45
4.3	Análise estatística	47
4.4	Índice de Qualidade do Ar (IQAr)	47
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1	Dados Meteorológicos	50
5.1.1	<i>Análise de agrupamentos</i>	53
5.2	Poluentes Atmosféricos: variação sazonal	53
5.2.1	<i>O₃, NO₂ e NO</i>	53
5.2.2	<i>MP₁₀ e MP_{2,5}</i>	55
5.2.3	<i>SO₂</i>	56
5.2.4	<i>CO</i>	58
5.2.5	<i>Análise de agrupamentos</i>	58
5.3	Poluentes Atmosféricos: variação diária	61

5.3.1	<i>O₃, NO₂ e NO</i>	61
5.3.2	<i>MP₁₀ e MP_{2,5}</i>	64
5.3.3	CO	67
5.3.4	<i>SO₂</i>	70
5.4	Influência das variáveis meteorológicas e do tráfego	73
5.5	Índice de Qualidade do Ar, Padrões de Qualidade do Ar e Implicações para a Saúde Humana	76
6	CONCLUSÃO	83
	REFERÊNCIAS	85

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas foi observado um enorme crescimento da população e das áreas urbanas, crescimento esse diretamente relacionado com o desenvolvimento econômico e industrial e com a globalização. Segundo as Nações Unidas (2015), mais da metade da população global (54%) residia em áreas urbanas em 2014. Estima-se que a população urbana alcance o patamar de 66% da população mundial em 2030, o que equivale a 9,8 bilhões de habitantes urbanos.

Como consequência da intensidade das atividades antrópicas e do rápido e desordenado crescimento urbano e industrial, muitos impactos ambientais são observados nessas áreas, constituindo problemas ambientais urbanos diversos nas esferas ecológica, econômica e social. A perda de áreas verdes, perda de biodiversidade, poluição ambiental, degradação do solo, formação de ilhas de calor, desigualdades sociais, estresse urbano e o aumento da pressão sobre os recursos naturais são alguns desses problemas (LOMBARDO, 1985; BUCCHERI FILHO; TONETTI, 2011).

O ambiente urbano assume características distintas daquelas observadas no ambiente natural original a sua construção, tornando-se um novo ecossistema altamente influenciado pela ação humana. O principal exemplo dessa modificação é o clima urbano, resultado das alterações das condições climáticas regionais dentro do ambiente urbano, que por sua vez, são causadas pela produção do espaço urbano mediante as atividades econômicas e necessidades humanas que atuam modificando a superfície natural, a qual mantém interações com o ambiente atmosférico através do balanço de energia radiativa. Segundo Monteiro (1976), nos climas urbanos a poluição do ar, ilhas de calor, inundações no espaço urbano, dentre outras formas assumem destaque, constituindo peculiaridades do clima da cidade.

Embora alguns processos, como as enchentes e a emissão de poluentes, ocorram na natureza sem a ação do homem, é a forma de atuação social que intensifica tais processos, gerando os impactos. O enorme tráfego de veículos motorizados, a concentração de indústrias e outras atividades são responsáveis por intensificar as emissões de gases e partículas poluentes para a atmosfera, fazendo da poluição do ar um grave problema nos centros urbanos, especialmente nos industrializados (BRAGA *et al.*, 2001). A poluição do ar é atualmente o segundo maior risco ambiental à saúde humana e segunda maior causa ambiental de mortes em todo o mundo, perdendo apenas para a pandemia da COVID-19.

Nove em cada dez pessoas no mundo estão expostas a níveis de poluição do ar

que excedem os padrões da Organização Mundial da Saúde. O que faz da poluição do ar um tema de extrema relevância dentro dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável da Agenda Mundial para 2030, passando por metas que desrespeitam ao uso de fontes de energia limpa, redução dos impactos das cidades, redução das doenças e mortes por poluição atmosférica, mudanças climáticas, qualidade da água, do solo e segurança alimentar (RAFAJ *et al.*, 2018).

Fortaleza, capital do estado do Ceará, é uma cidade urbanizada e nos últimos 10 anos teve sua frota de veículos aumentada em 166,33%, sendo uma das maiores do Brasil (1.177.176 veículos) (DETRAN/CE, 2021), ao mesmo tempo em que concentra quase metade das indústrias do Estado e, ainda assim, possui apenas uma estação de monitoramento da qualidade do ar por meio da Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza (SEUMA) operando atualmente.

Na ausência de uma rede de monitoramento da qualidade do ar, pesquisas acadêmicas, embora poucas e limitadas, têm contribuído significativamente para o conhecimento do estado da qualidade do ar de Fortaleza, como os estudos de Rocha (2014; 2017), que observou locais onde as concentrações de material particulado respirável ultrapassaram os padrões de qualidade do ar da OMS.

Neste contexto, este trabalho visa, de forma interdisciplinar, aplicando conhecimentos das áreas de química ambiental, meteorologia e climatologia urbana, estatística, entre outras, contribuir com o estado da arte sobre poluição atmosférica urbana, através da avaliação da qualidade do ar em um local predominantemente residencial na cidade de Fortaleza (Bairro Cajazeiras), observando os níveis dos poluentes, as variações diárias e sazonais, as relações entre os poluentes com parâmetros meteorológicos e de tráfego, sua conformidade com a legislação vigente, seu enquadramento no índice de qualidade do ar e possíveis riscos à saúde da população durante o ano atípico de 2020.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade do ar, sua variabilidade e seus riscos associados à saúde da população durante o ano atípico de 2020 em uma região da cidade de Fortaleza (CE).

2.2 Objetivos Específicos

- Analisar as variações anual e diária das concentrações dos poluentes medidos (MP₁₀, MP_{2,5}, CO, NO, NO₂, SO₂ e O₃);
- Verificar se os níveis de poluição estão em acordo com padrões de qualidade do ar (CONAMA 491/18 e OMS);
- Aplicar o índice de qualidade do ar como ferramenta para a identificação dos riscos da poluição atmosférica à saúde pública;
- Analisar a influência do tráfego de veículos e das variáveis meteorológicas na qualidade do ar.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Poluição atmosférica

Até o início do século XX acreditava-se que o ar jamais deixaria de estar disponível na forma adequada à manutenção da vida (RUSSO, 2010). Contudo, desde a primeira metade do século XX, os efeitos da poluição atmosférica têm sido um grave problema nos centros urbanos industrializados, com a presença cada vez maior de automóveis, somando-se às indústrias como fontes de poluição (BRAGA *et al.*, 2001). Nos últimos séculos, com o desenvolvimento econômico e industrial e o crescimento urbano, as fontes antropogênicas, tais como atividades industriais e emissões veiculares, têm contribuído com a emissão de grandes quantidades de substâncias tóxicas para a atmosfera.

A poluição atmosférica pode ser definida como “[...] a presença ou lançamento, no ambiente atmosférico, de substâncias em concentrações suficientes para interferir direta ou indiretamente na saúde, na segurança e no bem-estar do homem, ou no pleno uso e gozo de sua propriedade” (DERISIO, 2012, p. 113), bem como, possam causar danos à flora, à fauna, aos materiais e ao meio ambiente em geral (BRASIL, 1990).

Os poluentes atmosféricos são emitidos por fontes de origens antropogênicas e naturais. A poluição natural é originada por fenômenos biológicos e geoquímicos, como os vulcões, que através das erupções emitem óxidos de enxofre e de nitrogênio, H₂S, HCl, HF, COS, cinzas e partículas sólidas; a vegetação, que emite compostos orgânicos, entre eles o pólen, que pode causar alergias; o solo que emite N₂O (durante o processo de desnitrificação), NH₃ (por processos aeróbios) e gases redutores como o CH₄, o NO e outros. A poluição antropogênica é aquela resultante das atividades humanas cotidianas. As principais fontes de poluentes atmosféricos antropogênicas são a combustão veicular e a atividade industrial nas grandes metrópoles (LISBOA, 2014). Quando emitidos diretamente pela fonte, como o NO e CO provenientes de emissões veiculares, os poluentes atmosféricos são classificados como primários, quando esses se formam na atmosfera como resultado de reações entre poluentes primários e/ou outros componentes físicos e químicos da atmosfera – a exemplo do ozônio troposférico (O₃) formado pela reação de NO₂ e compostos orgânicos voláteis (COVs) na presença de radiação solar – são classificados como secundário. Suas fontes ainda podem ser classificadas em móveis (p. ex.: veículos, navios) ou fixas (p. ex.: chaminés industriais e domésticas).

Os poluentes atmosféricos causam diversos efeitos na saúde humana e no meio ambiente em geral. Segundo Derisio (2012, p. 114), entre os danos causados à saúde pela poluição atmosférica estão:

[...] doença aguda ou morte; doença crônica, encurtamento da vida ou dano ao crescimento; alteração de importantes funções fisiológicas, tais como ventilação do pulmão, transporte de oxigênio pela hemoglobina, adaptação ao escuro ou outras funções do sistema nervoso; sintomas adversos, como, por exemplo, a irritação sensorial, que na ausência de uma causa óbvia como a poluição do ar, pode levar uma pessoa a procurar um médico; desconforto, odor, prejuízo da visibilidade ou outros efeitos da poluição do ar suficientes para levar indivíduos a trocar de residência ou local de emprego.

Nos vegetais os efeitos são: redução da taxa de fotossíntese, colapso do tecido foliar, alterações da cor e do crescimento (LISBOA, 2014). Além dos efeitos aos seres vivos, a poluição do ar também provoca alterações nas propriedades da atmosfera, como a redução da visibilidade, a formação de neblinas e a diminuição da luz solar em locais poluídos (DERISIO, 2012). Os materiais também são afetados, através da abrasão, deposição e remoção, corrosão química e eletroquímica, que acabam por danificá-los (LISBOA, 2014).

3.2 Poluentes atmosféricos: principais fontes e efeitos

3.2.1 Material particulado atmosférico

Material particulado atmosférico (MP) é o nome atribuído a uma complexa mistura de partículas líquidas e sólidas suspensas no ar. O tamanho e a composição do MP dependem das fontes de emissão, que podem ser de origem antrópica ou natural (BRAGA, 2001). As principais fontes naturais de MP são as emissões de partículas do solo, aerossol marinho e vulcões (ROCHA, 2017). Das fontes antropogênicas destacam-se: as emissões veiculares, atividades industriais, o uso de carvão e madeira como fontes de energia (Silva *et al.*, 2016). Também é formado pela condensação de vapores em reações químicas envolvendo gases como dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de nitrogênio (NO_x) e compostos orgânicos voláteis, que são emitidos principalmente em atividades de combustão (USEPA, 1996a; CETESB, 2021).

O MP pode ser classificado em função do seu tamanho aerodinâmico, que é definido como o diâmetro de uma esfera densa com mesma velocidade de sedimentação que a partícula em questão (BRAGA, 2001). As partículas totais em suspensão (PTS) são aquelas que possuem diâmetro entre 10 e 50 µm. Partículas grossas possuem o diâmetro maior que 2,5 µm e partículas finas diâmetro entre 2,5 e 0,1 µm. As partículas menores que 0,1 µm são

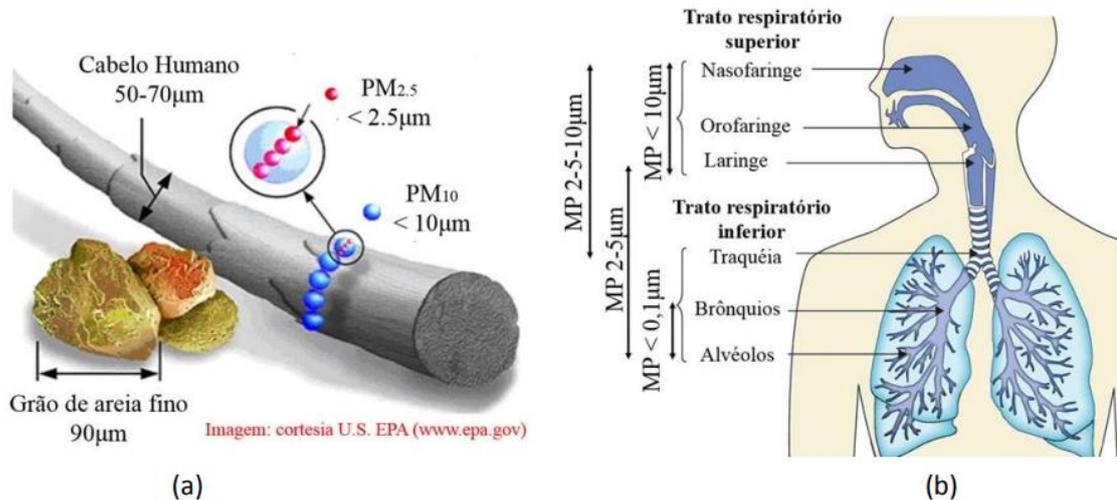
classificadas como ultrafinas (POWER; WORSLEY; BOOTH, 2009; MAGALHÕES, 2005). As partículas com diâmetro entre 2,5 e 10 ($MP_{\text{inalável}} - MP_{10}$) são emitidas principalmente por fontes naturais, sendo compostas por sulfatos, amônia, carbono elementar, compostos orgânicos semivoláteis e não-voláteis. Enquanto as partículas finas e ultrafinas ($MP_{\text{respirável}} - MP_{2,5}$), são “emitidas principalmente por fontes antropogênicas e são compostas por óxidos de silício, de alumínio, de cálcio, de magnésio e de ferro e partículas orgânicas biogênicas” (POWER; WORSLEY; BOOTH, 2009; USEPA, 2020).

Segundo Derisio (2012), os primeiros efeitos do material particulado são os estéticos, pois interferem na visibilidade, sujam as superfícies e provocam corrosão. Depois disso tem-se os efeitos na saúde que estão diretamente associados:

- A capacidade do sistema respiratório de remover as partículas no ar inalado, retendo-se nos pulmões;
- Presença de substâncias minerais que possuem propriedades tóxicas;
- Presença de compostos orgânicos com propriedades carcinogênicas;
- Capacidade das partículas finas de aumentar os efeitos fisiológicos de gases irritantes também presentes no ar ou de catalisar e transformar quimicamente esses gases, criando espécies mais nocivas.

As partículas grossas (MP_{10}) são encontradas, principalmente, próximo a rodovias e indústrias. Devido a sua maior densidade o MP_{10} se deposita mais rapidamente, portanto, é considerado menos nocivo à saúde humana. Quando respiradas essas partículas são retidas na parte superior do trato respiratório, acima da laringe (Figura 1). Enquanto as partículas finas e ultrafinas são as mais preocupantes para a saúde das pessoas, pois por serem leves permanecem no ar por mais tempo e podem atingir as porções mais inferiores do sistema respiratórios, onde estão os alvéolos pulmonares (Figura 1) (FONTENELE *et al.*, 2018). Ademais, conforme a USEPA (2016a), os constituintes do MP podem se espalhar pelo corpo, chegando até as células dos organismos vivos através da corrente sanguínea, causando diversos efeitos deletérios.

Figura 1 - (a) Comparação do tamanho do MP_{2,5} e MP₁₀ com fio de cabelo e grão de areia e (b) exposição por inalação e distribuição do MP entre o trato respiratório superior e inferior nos seres humanos.



Fonte: Fontenele, 2018 (adaptado de Guarneri e Balmes, 2014)

Estudos realizados em mais de 30 países (RAASCHOU-NIELSEN *et al.*, 2013; HAMRA *et al.*, 2014) revelaram que a cada aumento de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nos níveis de MP_{2,5}, ocorreu um acréscimo na taxa de câncer de pulmão entre 9 e 36%. A Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC, 2013), classificou as partículas atmosféricas externas – material particulado em suspensão no ar de ambientes externos – como pertencentes ao Grupo 1 (carcinogênicos a humanos) devido ao fato das mesmas alcançarem os alvéolos pulmonares e a corrente sanguínea, causando mutagênese permanente, ataques cardíacos, doenças relacionadas a alteração na pressão arterial e até a morte prematura (HAMRA *et al.*, 2014).

3.2.2 Óxidos de nitrogênio

Os óxidos de nitrogênio (NO_x) constituem um conjunto de sete compostos: óxido nítrico (NO), dióxido de nitrogênio (NO₂), óxido nitroso (N₂O), dióxido de dinitrogênio (N₂O₂), trióxido de dinitrogênio (N₂O₃), tetróxido de dinitrogênio (N₂O₄) e pentóxido de dinitrogênio (N₂O₅). Todavia, a maioria das agências de proteção ambiental, na maioria das jurisdições, utilizam o termo NO_x para se referirem apenas a soma dos gases NO e NO₂, pois esses representam as maiores contribuições para a poluição do ar (TAN, 2014).

O óxido nítrico (NO) é um gás incolor e inodoro, insolúvel em água, produzido naturalmente por ação de microrganismos e descargas elétricas na atmosfera. (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009; ARBEX *et al.*, 2012). É um dos principais poluentes atmosféricos de origem antropogênica, pois é produzido em todos os processos de combustão,

principalmente nos motores dos automóveis (BRAGA, 2001; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009). Por sua vez, o dióxido de nitrogênio (NO_2) é um gás que em altas concentrações apresenta cor avermelhada e um odor ácido pungente irritante, sendo pouco solúvel em água (VALLERO, 2008; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009). O NO_2 é principalmente um poluente secundário, formado pela rápida oxidação do NO na atmosfera, e, portanto, um dos principais poluentes secundários na atmosfera das cidades (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

De acordo com Wallace e Hobbs (2006) os óxidos de nitrogênio são produzidos por combustão de combustível fóssil, queima de biomassa e de solos, raios, oxidação de amônia (NH_3), emissões de aeronaves e transporte da estratosfera. A combustão é a principal fonte de emissão desses poluentes, especialmente a combustão veicular; as usinas termelétricas e indústrias que utilizam combustível fóssil contribuem em menor escala. O NO_x está sempre presente em áreas onde ocorreu uma combustão próxima (BRAGA, 2001; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

A energia gerada em forma de calor durante o processo de combustão promove a reação entre o gás nitrogênio (N_2) e o gás oxigênio (O_2), que estão presentes em alta quantidade na atmosfera, formando o NO (reação 1). Quanto maior a temperatura, maior a quantidade de NO produzido (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).



O N_2 é relativamente inerte na maioria das condições atmosféricas, mas sob pressão e em temperaturas muito altas – que estão presentes dentro e nas proximidades de motores de combustão interna (como de automóveis) e caldeiras, como de usinas de energia –, reage com o O_2 presente na atmosfera. O NO produzido nessas condições utilizando o suprimento de N_2 da atmosfera recebe o nome de NO térmico. Quando formado pela oxidação do nitrogênio presente no combustível fóssil e/ou matéria-prima é chamado de NO do combustível (VALLERO, 2008).

Uma vez na atmosfera o NO é rapidamente oxidado para NO_2 , acontecendo principalmente oxidação pelo ozônio (O_3) (reação 2) (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009):



Segundo Vallero (2008) aproximadamente 90-95% dos óxidos de nitrogênio produzidos durante a combustão são óxido de nitrogênio (NO), no entanto outros óxidos de nitrogênio como o NO_2 podem se formar. Enquanto o NO é predominante nas fontes

emissoras o NO_2 representa a maior fração de NO_x presente no ar ambiente (BEHERA *et al.*, 2015).

O dióxido de nitrogênio (NO_2) é entre os NO_x o mais relevante em termos de efeito à saúde humana (OMS, 2000). Em concentrações elevadas apresenta efeitos altamente tóxicos por ser um agente oxidante, podendo causar irritação e inflamação das vias aéreas, doenças cardiovasculares e do sistema respiratório, além de causar danos ao sistema nervoso central e tecidos (LAL; PATIL, 2001; KAMPA; CASTANAS, 2008; LATZA; GERDES; BAUR., 2009; USEPA, 2016b). Ademais, o NO_2 participa na formação de ozônio troposférico e de partículas secundárias que também são danosos à saúde humana (FINLAYSON-PITTS; PITTS, 2000), bem como na formação do *smog* fotoquímico e de chuvas ácidas, contribuindo para a degradação do ambiente natural e construído, e com o aporte de nutrientes que causam a eutrofização de ecossistemas aquáticos.

3.2.3 Ozônio (O_3)

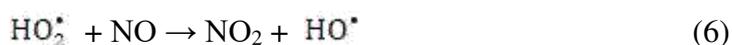
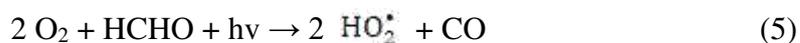
O ozônio (O_3) consiste em um gás altamente reativo composto por três átomos de oxigênio, sendo predominante em duas áreas diferentes da atmosfera: estratosfera e troposfera. A maior quantidade de ozônio do planeta se encontra na estratosfera, no que conhecemos como camada de ozônio. Nessa região, o O_3 desempenha um papel fundamental para a vida no planeta, atuando como um escudo que protege a superfície da Terra dos raios ultravioletas do sol. Por essa razão, o O_3 estratosférico é chamado de ozônio bom. Na troposfera, é classificado como um poluente secundário, uma vez que não é emitido diretamente, e sim formado por reações químicas entre seus precursores na presença de radiação solar. Nessa região da atmosfera, o ozônio é tóxico para os seres humano e é um dos componentes do *smog* fotoquímico, o que faz com que o O_3 troposférico seja conhecido como ozônio mau (MCKEE, 1993; NUVOLONI; PETRI; VOLLER, 2018).

Existem dois precursores principais do ozônio troposférico: os COVs, incluindo alcanos, alquenos, hidrocarbonetos aromáticos, compostos carbonílicos, álcoois, peróxidos orgânicos e compostos orgânicos halogenados; e os NO_x . As fontes naturais desses precursores incluem as emissões biogênicas da vegetação, micróbios e animais e as emissões abióticas da queima de biomassa e raios. Enquanto as fontes antropogênicas incluem uma ampla variedade de fontes fixas e móveis, como escapamentos de veículos motorizados, emissões industriais e solventes químicos (BRAGA *et al.*, 2001; NUVOLONI; PETRI; VOLLER, 2018).

De acordo com McKee (1993), em uma troposfera não poluída o O₃ troposférico é formado naturalmente, em um processo contínuo, quando COVs de emissões naturais interagem com NO_x e o O₂ da atmosfera. Sendo mais simplista, o ozônio troposférico é formado pela adição de um átomo de oxigênio (O) a uma molécula de O₂ (equação 4). Isso ocorre através do processo de fotólise (quebra molecular por radiação solar) do NO₂, que resulta em uma molécula de NO e um átomo de O (reação 3). Então, o NO formado reage com o O₃ produzido para formar O₂ e NO₂ (equação 2), o que resulta em um equilíbrio de reações entre O₃, O₂, O, NO₂ e NO (MCKEE, 1993). Nessa situação, os níveis de ozônio se mantêm baixos, pois são consumidos na mesma velocidade em que são gerados, o que só é possível numa atmosfera não poluída (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009). Esse equilíbrio pode ser observado nas equações a seguir:



Conforme McKee (1993), o equilíbrio citado é quebrando quando a produção de NO₂ ocorre sem a destruição de O₃, assim os níveis de O₃ aumentam no ambiente. Isso ocorre quando há na atmosfera a presença de radicais livres, como o radical hidropoxila (HO₂^{*}) que podem ser formados pela oxidação fotoquímica de COVs reativos, permitindo a conversão de NO para NO₂ sem a destruição do O₃. Uma possível reação é em a fotodecomposição do formaldeído (HCHO) na presença de NO (ROCHA, ROSA, CARDOSO, 2009):



A sintetização de O₃ depende de vários fatores: os níveis dos precursores, a mistura atmosférica, a intensidade e distribuição espectral da luz solar, e o processamento em nuvem e partículas de aerossol. Em áreas onde as concentrações de NO_x são baixas, como áreas continentais, suburbanas e rurais, normalmente, a formação de O₃ aumenta com o crescimento dos níveis de NO_x, e é substancialmente independente dos níveis de COVs. Por outro lado, em áreas onde as concentrações de NO_x são maiores, como áreas urbanas, próximo a ruas movimentadas ou em áreas industriais, os níveis de O₃ diminuem com o

¹ Reação de O e O₂ na presença de M, onde M é uma molécula (ex.: nitrogênio (N₂)) que remove o excesso de energia da reação.

crescimento dos níveis de NO_x e aumentam com a elevação dos níveis de COVs (OMS, 2008; USEPA, 2019a).

O ozônio é um gás altamente reativo e oxidante e pouco solúvel em água. A exposição a esse gás ocorre quase exclusivamente por inalação e o O₃ é absorvido principalmente pelo trato respiratório superior (TRS) e conduzido nas vias aéreas intratorácicas. Pela sua propriedade de baixa solubilidade o ozônio não é removido efetivamente pelo TRS, como consequência a maior parte do ozônio inalado alcança o trato respiratório inferior, se dissolvendo na fina camada de fluido de revestimento epitelial (FCFRE), onde sofre reações diversas, gerando vários produtos que induzem um estresse oxidativo, podendo causar lesão celular e alteração da sinalização celular no trato respiratório (NUVOLONI; PETRI; VOLLER, 2018).

3.2.4 Dióxido de enxofre (SO₂)

O dióxido de enxofre (SO₂) é um gás incolor comum na atmosfera, que em concentrações altas (> 10.000 mg/m³) apresenta um odor pungente e irritante. O SO₂ pertence a um grupo de poluentes, os óxidos de enxofre, constituído por gases (monóxido de enxofre – SO, dióxido de enxofre – SO₂, trióxido de enxofre – SO₃ e monóxido de dissulfur – S₂O) e partículas (sulfatos ácidos, incluindo ácido sulfúrico – H₂SO₄ e seus produtos de neutralização com amônia atmosférica: letovicita – (NH₄)₃H(SO₄)₂, bissulfato de amônio – NH₄HSO₄ e sulfato de amônio – (NH₄)₂SO₄). Entre os gases o SO₂ é o único que ocorre na atmosfera em concentrações suficientes para ser considerado um problema de saúde, portanto, é um parâmetro chave para avaliar a qualidade do ar no mundo (PAN, 2019).

O dióxido de enxofre é um subproduto da combustão de materiais que possuem enxofre na sua estrutura (equação 7), podendo ser emitido por fontes naturais, como os vulcões e incêndios naturais, todavia são as atividades humanas a maior responsável por sua emissão. A principal fonte antropogênica de SO₂ para a atmosfera é a queima de combustíveis fósseis, especialmente em usinas de energia e outras instalações industriais. Outras fontes menores são: processos industriais, como a extração do metal do minério, navios, locomotivas e outros veículos, e equipamentos pesados que queimam combustível com alto teor de enxofre (CARDOSO; FRANCO, 2002; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009; USEPA, 2019b; PAN, 2019).



As áreas urbanas são onde se observa a maior concentração desse poluente, devido a predominância das fontes citadas anteriormente. De acordo com Pan (2019), a maior parte do SO₂ encontrado na atmosfera urbana vem da queima de combustível, e alguns fatores como a velocidade da combustão, o teor de enxofre e a eficiência da combustão podem afetar a quantidade e qualidade das emissões. Conforme Pan (2019), a queima de carvão para aquecimento interno e fins de cozimento contribui muito para o nível de SO₂ no ar urbano em regiões frias e temperadas do planeta. Ainda segundo o autor, a emissão veicular, geralmente, contribui menos em comparação com as fontes de poluição doméstica e industrial. Apesar de ser inferior, as emissões do tráfego estão próximas ao solo e dentro da zona de respiração, dessa forma, podem ter impacto na saúde da população exposta.

O SO₂ é um irritante respiratório altamente solúvel em água, e conseqüentemente nas superfícies aquosas das vias respiratórias. Por essa razão, a maior parte do SO₂ é absorvida no nariz e nas vias respiratórias superiores e muito pouco alcança diretamente o pulmão. Em altas concentrações pode prejudicar o sistema respiratório humano e dificultar a respiração, causar estimulação dos nervos nas passagens de ar, provocando tosse reflexa, irritação e aperto no peito. Pessoas com asma, especialmente crianças, são mais sensíveis aos efeitos nocivos do SO₂ (PAN, 2019; USEPA, 2019b; MMA, 2021).

No ambiente, altos níveis de SO₂ podem danificar a folhagem e diminuir o crescimento da vegetação, reagir com água da chuva formando chuva ácida, prejudicando ecossistemas sensíveis e danificando estruturas materiais diversas, além de participar na formação de partículas que compõem o material particulado atmosférico (MP) (PAN, 2019; USEPA, 2019b; MMA, 2021).

3.2.5 Monóxido de carbono (CO)

O monóxido de carbono (CO) é um gás incolor, inodoro e insípido formado por processos de combustão incompletos (CHEN *et al.*, 2011; USEPA, 2019c, MMA, 2021). É principalmente um poluente primário, emitido por fontes naturais (atividade vulcânica, descargas elétricas e emissão de gás natural) e antropogênicas (a combustão incompleta de combustíveis fósseis, sistemas de aquecimento, usinas termelétricas a carvão, queima de biomassa e tabaco.), mas também pode ser um poluente secundário formado pela oxidação fotoquímica de compostos orgânicos voláteis na atmosfera ou na superfície de corpos de água (CETESB, 2020).

O CO é encontrado em maiores concentrações nas áreas urbanas devido à grande presença de veículos automotores, sendo emitidos principalmente por carros e caminhões e

outros veículos e máquinas que usam de combustível fóssil. Além disso, dentro das residências e outros locais fechados, itens como fogão a gás, chaminés e fornos com vazamento, aquecedores a gás e querosene sem ventilação liberam o CO e podem afetar a qualidade do ar interior (USEPA, 2019c; MMA, 2021).

O CO interage mais rapidamente e eficientemente com a hemoglobina na corrente sanguínea, por essa razão, em altas concentrações diminui a quantidade de oxigênio que pode ser transportado pela corrente sanguínea para órgãos essenciais como o coração e o cérebro (BRAGA *et al.*, 2001; USEPA, 2019c). Concentrações muito elevadas do CO são possíveis em ambientes fechados e podem causar tontura, confusão, inconsciência e morte. Em concentrações menores causa fadiga e dor no peito. Quando no ambiente externo (ao ar livre), embora sejam menos prováveis, os níveis altos de CO são uma preocupação especial para pessoas com doenças cardíacas (USEPA, 2019c, MMA, 2021).

3.3 Fatores que influenciam a qualidade do ar na atmosfera urbana

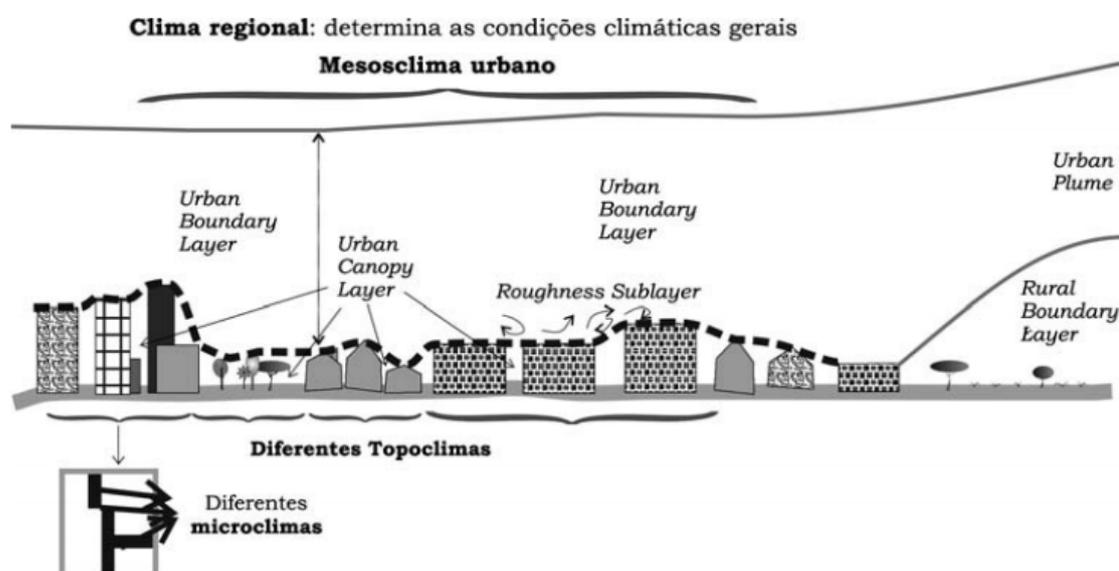
De modo geral, a qualidade do ar é um produto das emissões naturais e antrópicas, de reações químicas e/ou fotoquímicas e dispersão dos poluentes na atmosfera e de sua remoção através de imissão por seus receptores (homem, solo, materiais, rios, entre outros). Embora o grande número de emissão devido à enorme concentração de fontes nas cidades seja a principal causa da degradação da qualidade do ar nesses ambientes, outros fatores como o clima e a morfologia urbana influenciam nessa qualidade.

A dispersão atmosférica é uma importante etapa no ciclo da poluição, atuando diretamente sobre o transporte de poluentes entre fonte e receptor e interferindo na qualidade do ar das cidades. Consiste na combinação entre os fenômenos de transporte (advecção) e difusão (molecular e térmica), que por sua vez, são resultado de fatores meteorológicos e climáticos – principalmente –, e das características da superfície subjacente, tais como topografia e tipo de material (LISBOA, 2007; BUCCO, 2010; ROCHA, 2017).

O clima urbano é produto direto de alterações no balanço de energia, massa e movimento próximo a superfície urbana, ocasionado pelas mais variadas atividades humanas. Essa região mais baixa da troposfera que é afetada pelas características da superfície é conhecida como camada limite planetária (CLP) (MONTEIRO, 1976; OKE, 1978; STULL, 2006). A CLP tem entre 100 e 3.000 m de profundidade e é controlada pela rugosidade, mistura térmica e injeções de umidade e poluentes atmosféricos da superfície da Terra (OKE, 2017). Oke (1978) propôs uma divisão para CLP em duas partes principais (Figura 2):

- **Camada de Cobertura Urbana (CCU – *Urban Canopy Layer*):** é a porção da atmosfera que se estende desde o solo até aproximadamente o nível da altura das edificações dentro do tecido urbano, compreendendo o volume de ar entre os edifícios. A CCU é fortemente afetada pelas condições envolventes, sendo caracterizada como escala topoclimática.
- **Camada Limite Urbana (CLU – *Urban Boundary Layer*):** é a porção da atmosfera que está acima da CCU e dentro da camada limite planetária, sendo uma camada de escala mesoclimática. Grande parte de suas características são determinadas pelo tecido urbano.

Figura 2 – Estratificação vertical da atmosfera urbana e escalas de análise.



Fonte: Andrade, 2005.

A turbulência, gerada pelo cisalhamento do vento associado a rugosidade da superfície (pedras, vegetação, árvores e edifícios) e/ou fluxos ascendentes de calor, é responsável por dispersar horizontalmente e verticalmente as substâncias emitidas para a CLP (REIS, 2016). Horizontalmente os poluentes são transportados pelo fluxo de vento e, verticalmente, ocorre a difusão causada pelo gradiente térmico vertical (BUCCO, 2010).

Além dos obstáculos, o perfil térmico da CLP exerce importante papel na turbulência atmosférica, conseqüentemente nas propriedades dos fluxos de vento. Esses perfis resultam das trocas de calor com a superfície e de fenômenos em larga escala. Quando a temperatura de uma parcela de ar é superior à do ambiente envolta ela pode ascender facilmente, favorecendo a dispersão (vertical) de poluentes. Porém, se a parcela apresentar temperatura menor que a do ambiente, encontra dificuldade para ascender, favorecendo o

acúmulo de poluentes (BOÇON, 1998; ROCHA, 2017).

A CLP depende dos processos atmosféricos atuantes e de alguns fatores meteorológicos, como a radiação solar: quanto maior a radiação que chega à superfície, maior será a irradiação desta, aumentando a turbulência e a troca de energia, contribuindo para uma maior altura da CLP. Assim, quanto maior a altura da CLP, mais eficiente será a mistura das partículas no ar, aumentando sua dispersão (GASPARETTO, 2011). A radiação também atua na degradação de alguns poluentes e na formação de poluentes secundários como o O₃, produzido por reações fotoquímicas entre o NO₂ e COVs em presença de luz ultravioleta, como abordado no capítulo anterior.

A velocidade e direção do vento têm um papel importante, sendo responsável pelo transporte dos poluentes da fonte para outros locais. Quanto maior a velocidade do vento, mais eficiente a dispersão dos poluentes. Uma correlação positiva entre velocidade do vento e má qualidade do ar é um indicador de que a poluição naquele local está ligada a uma fonte externa, isto é, a poluição está vindo de uma área adjacente, e a observação desta relação com a direção do vento é um fator chave para localizar estas áreas. O vento também pode atuar na ressuspensão de partículas do solo e na formação de aerossóis marinhos (TIWARI *et al.*, 2012, ROCHA, 2017).

A precipitação tem um papel importante na remoção de poluentes, pois atua lavando a atmosfera, removendo partículas e gases solúveis em água, principalmente as partículas maiores (> 10µm) (GUO *et al.*, 2014).

3.4 Desenvolvimento sustentável e qualidade do ar

Conforme o relatório de Brundtland (COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO, 1987), desenvolvimento sustentável é “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem às suas necessidades”. A qualidade ambiental é uma necessidade das gerações presentes e futuras, e é assegurada por lei pela Constituição Federal de 1988 no seu artigo 225: “Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

No último século o desenvolvimento econômico, a industrialização e a urbanização tiveram um grande crescimento e foram responsáveis por uma diminuição da qualidade ambiental. O enorme crescimento da população e das áreas urbanas, observado nas últimas décadas, tem sido responsável por uma série de problemas ambientais urbanos,

entre esses, a formação de ilhas de calor, impactos na precipitação e poluição do ar.

A poluição atmosférica juntamente com a rápida urbanização têm sido um dos principais problemas sociais em muitas regiões do mundo nas últimas décadas (YANG *et al.*, 2018). Atualmente, a poluição do ar é um grave problema ambiental e de saúde nos países desenvolvidos e em desenvolvimento, particularmente nos grandes centros urbanos industrializados (BRAGA *et al.*, 2001; MENDES, 2004; RUSSO, 2010; KANADA *et al.*, 2013; CARVALHO, 2017). Segundo a Organização Mundial da Saúde, a poluição atmosférica é a maior causa ambiental de mortes em todo o mundo – relacionada a 11,6% dos óbitos em nível global (OPAS, 2016).

Além da saúde humana, a poluição do ar apresenta riscos ao meio ambiente, à economia e à segurança alimentar (RAFAJ *et al.*, 2018), como apresentado nos capítulos 2.1 e 2.2. Estima-se que em 2015 a poluição do ar ambiente foi responsável por uma perda de US\$ 21 bilhões em todo o mundo, apenas com despesas médicas, sem contabilizar a perda de produtividade econômica resultante de doenças relacionadas à poluição e morte prematura, e o custo da degradação ambiental (OECD, 2016; LANDRIGAN, 2017). No que toca a proteção ambiental, a poluição do ar prejudica a qualidade da água doce, dos solos e dos serviços prestados pelos ecossistemas. Além de contribuir com as mudanças climáticas (DIÁLOGO SETORIAL UNIÃO EUROPEIA-BRASIL SOBRE GESTÃO DA QUALIDADE DO AR, 2016).

A poluição atmosférica é, portanto, um problema de sustentabilidade ambiental, de tal forma que a Organização das Nações Unidas (ONU) elencou a poluição do ar como uma prioridade na Agenda 2030, onde a poluição atmosférica é mencionada diretamente em três metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS):

- ODS 3.9: até 2030, reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar e água do solo;
- ODS 11.6: até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo *per capita* das cidades, inclusive prestando especial atenção à qualidade do ar, gestão de resíduos municipais e outros.
- ODS 12.4: Até 2020, alcançar o manejo ambientalmente saudável dos produtos químicos e todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, de acordo com os marcos internacionais acordados, e reduzir significativamente a liberação destes para o ar, água e solo, para minimizar seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente.

Os objetivos principais dessas metas (ODS 3.9, ODS 11.6 e ODS 12.4) são: ODS 3 – Assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades; ODS 11 - Tornar as cidades e os assentamentos humanos inclusivos, seguros, resilientes e sustentáveis. ODS 12 - Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis. Estas metas estão diretamente relacionadas aos resultados apresentados pela Organização Mundial da Saúde, que estimou que, em 2012, 6,5 milhões das mortes no mundo estariam associadas à poluição do ar, das quais 3 milhões são referentes a poluição em ambientes externos; e que 92% da população mundial, isto é, 9 em cada 10 pessoas, vive em áreas onde os níveis de poluentes excedem os padrões de qualidade do ar da organização (OPAS, 2016).

A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável é um plano de ação da ONU para as pessoas, para o planeta e para a prosperidade. Fixada em 2015, a Agenda 2030 estabelece 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas construídas sobre o legado dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM), a serem alcançados até 2030. Os ODS são integrados e indivisíveis e equilibram as três dimensões do desenvolvimento sustentável: econômica, social e ambiental (ONU, 2015; OPAS, 2021).

Além dos objetivos e metas citados acima, a questão dos problemas da poluição atmosférica também pode ser vinculada a outros ODS e metas da Agenda 2030: ODS 2 – “acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável”, a poluição do ar prejudica a qualidade dos solos e a produção agrícola, além disso, esses poluentes podem sofrer bioacumulação e biomagnificação nos ecossistemas, contaminando alimentos e água; ODS 6 – “assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos”, o aporte atmosférico é uma fonte importante de poluentes para os ambientes aquáticos; ODS 7 – “assegurar o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia para todos”, uma vez que as emissões de poluentes atmosféricos são derivados predominantemente da produção e uso de energia; ODS 13 – “tomar medidas urgentes para combater a mudança do clima e seus impactos”, os poluentes climáticos de vida curta têm um papel importante na elevação da temperatura média do planeta e nas mudanças no clima.

Conforme o Ministério do Meio Ambiente (MMA), gerir a qualidade do ar é garantir que o desenvolvimento sócio-econômico ocorra de forma sustentável e ambientalmente segura. Para tanto, se fazem necessárias ações de prevenção, combate e redução das emissões de poluentes e dos efeitos da degradação do ambiente atmosférico (MMA, 2021).

3.5 Padrões de qualidade do ar

Considerando o acelerado crescimento urbano e industrial brasileiro e da frota de veículos automotores; o progressivo e decorrente aumento da poluição atmosférica, principalmente nas regiões metropolitanas; seus reflexos negativos sobre a sociedade, a economia e o meio ambiente; e a necessidade de se estabelecer estratégias para o controle, preservação e recuperação da qualidade do ar, válidas para todo o Território Nacional, conforme previsto na Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Nº 6.938, de 31/08/81), O Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), institui no ano de 1989, por meio da Resolução CONAMA Nº 5, de 15/06/1989, o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar – PRONAR.

O PRONAR é um dos instrumentos básicos da gestão ambiental para proteção da saúde e bem-estar das populações e melhoria da qualidade de vida com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do País de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica, com vistas a: i) uma melhoria na qualidade do ar, ii) atendimento aos padrões estabelecidos, e iii) o não comprometimento da qualidade do ar em áreas consideradas não degradadas (CONAMA, 1989). A estratégia básica do PRONAR é limitar, a nível nacional, as emissões por tipologia de fontes e poluentes prioritários, reservando o uso dos padrões de qualidade do ar como ação complementar de controle.

A Resolução CONAMA Nº 05, de 15/06/1989, estabeleceu a necessidade da adoção de limites máximos de emissão por fontes poluidoras para a atmosfera e de padrões de qualidade do ar. Os padrões de qualidade do ar foram primeiramente estabelecidos na Resolução CONAMA Nº 03, de 22/08/90, que posteriormente foi revogada pela Resolução CONAMA Nº 491, de 19/11/18, que traz padrões atualizados, com inclusão de novos poluentes e previsão de limites mais rígidos a serem alcançados em etapas.

Conforme a Resolução CONAMA Nº 491, de 19/11/18, padrão de qualidade do ar é 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. Esses padrões (tabela 1) são classificados em:

- padrões de qualidade do ar intermediários - PI: padrões estabelecidos como valores temporários a serem cumpridos em etapas;

- padrão de qualidade do ar final - PF: valores guia definidos pela Organização Mundial da Saúde – OMS em 2005.

Tabela 1 – Padrões de Qualidade do Ar - Resolução CONAMA N° 491/18

Poluentes Atmosféricos	Período de Referência	PI- 1	PI- 2	PI- 3	PF	
		µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	ppm
Material Particulado - MP ₁₀	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual ¹	40	35	30	20	-
Material Particulado - MP _{2,5}	24 horas	60	50	37	25	-
	Anual ¹	20	17	15	10	-
Dióxido de Enxofre - SO ₂	24 horas	125	50	30	20	-
	Anual ¹	40	30	20	-	-
Dióxido de Nitrogênio - NO ₂	1 hora ²	260	240	220	200	-
	Anual ¹	60	50	45	40	-
Ozônio - O ₃	8 horas ³	140	130	120	100	-
Fumaça	24 horas	120	100	75	50	-
	Anual ¹	40	35	30	20	-
Monóxido de Carbono – CO	8 horas ³	-	-	-	-	9
Partículas Totais em Suspensão – PTS	24 horas	-	-	-	240	-
	Anual ⁴	-	-	-	80	-
Chumbo - Pb ⁵	Anual ¹	-	-	-	0,5	-

1 - média aritmética anual; 2 - média horária; 3 - máxima média móvel obtida no dia; 4 - média geométrica anual; 5 - medido nas partículas totais em suspensão

Fonte: CONAMA, 2018.

A partir da publicação da Resolução CONAMA N° 491, de 19/11/18, entram em vigor os Padrões de Qualidade do Ar Intermediários PI- 1, excedo para os poluentes CO, PTS e Pb, para os quais são válidos os PF. A adoção dos padrões PI-2, PI-3 e PF para os demais poluentes serão adotados de forma subsequente levando em consideração os Planos de Controle de Emissões Atmosféricas e os Relatórios de Avaliação da Qualidade do Ar, elaborados pelos órgãos estaduais e distrital de meio ambiente a cada três anos a partir da publicação da Resolução. Caso não seja possível migrar para o próximo padrão, permanece o padrão já adotado.

A resolução CONAMA N° 491/18 foi elaborada seguindo a atualização global de 2005 das diretrizes da Organização Mundial de Saúde para qualidade do ar (WHO, 2006). A OMS atualizou essas diretrizes no final de 2021 para níveis mais rígidos de proteção de acordo com as novas evidências encontradas para os riscos da poluição atmosférica. Os novos padrões são apresentados na tabela abaixo.

Tabela 2 - Diretrizes da OMS (2021) para qualidade do ar.

Poluente	Tempo médio	Meta provisória				Níveis recomendados
		1	2	3	4	
MP _{2,5} , µg/m ³	anual	35	25	15	10	5
	24 horas	75	50	37,5	25	15
MP ₁₀ , µg/m ³	anual	70	50	30	20	15
	24 horas	150	100	75	50	45
O ₃ , µg/m ³	estação de pico ^a	100	70	-	-	60
	8 horas	160	120	-	-	100
NO ₂ , µg/m ³	anual	40	30	20	-	10
	24 horas	120	50	-	-	25
SO ₂ , µg/m ³	1 hora	-	-	-	-	200
	24 horas	125	50	-	-	40
CO, mg/m ³	24 horas	7	-	-	-	4
	8 horas	-	-	-	-	10
	1 hora	-	-	-	-	35

^a Média da concentração média diária máxima de 8 horas de O₃ nos seis meses consecutivos com a maior concentração média de O₃ de seis meses.

Fonte: WHO, 2021.

3.6 Monitoramento e análise da qualidade do ar em Fortaleza

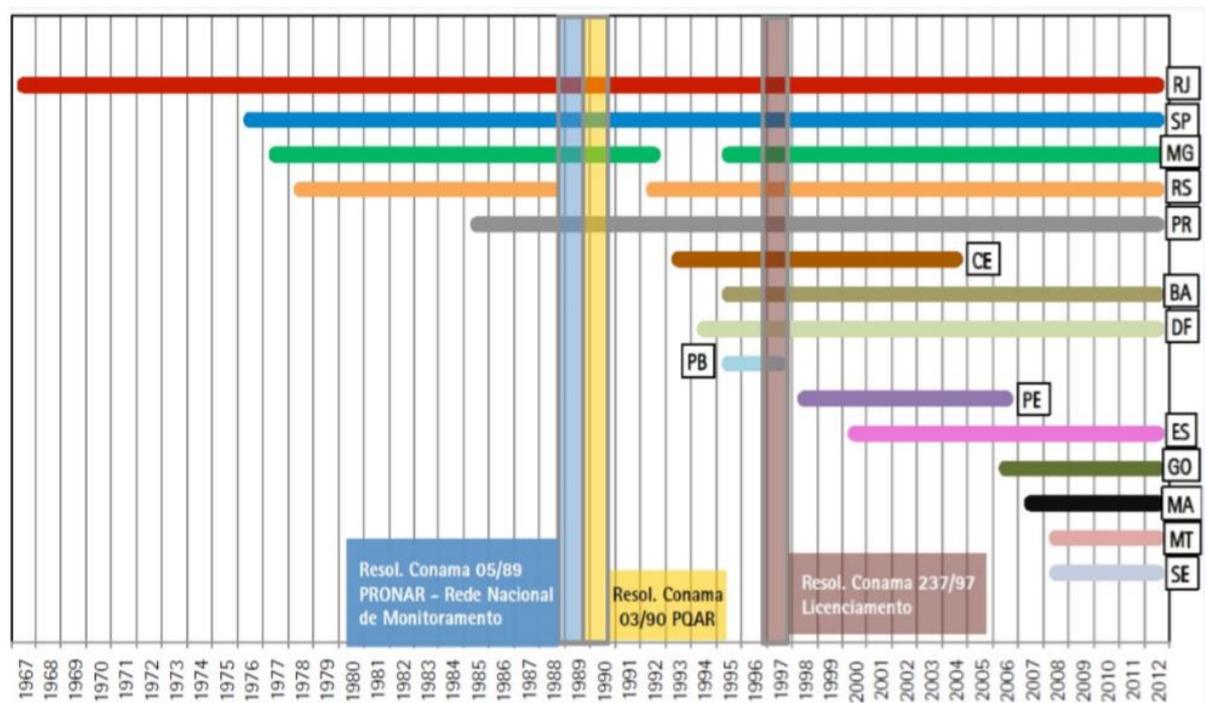
Conforme a legislação federal vigente (Resolução CONAMA 491/18), cabe aos órgãos ambientais estaduais o monitoramento da qualidade do ar em cada unidade da federação, bem como a aplicação dos demais instrumentos de gestão da qualidade do ar. No Estado do Ceará, esse órgão é a Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE). Porém, isso não impede que os municípios também atuem nessa temática.

No Estado do Ceará a SEMACE iniciou o monitoramento da qualidade do ar em 1990 com o Programa de Combate à Fumaça Negra, objetivando reduzir o número de veículos a diesel que emitem poluição através da fumaça preta. Segundo Silva (2010) esse programa de monitoramento teve continuidade entre os anos de 1993 e 2001, estabelecendo prioridade para as medidas de concentrações de TPS, SO₂ e Fumaça Preta.

Em 1993 a SEMACE instalou três estações de monitoramento da qualidade do ar: estação I situada na Av. do Imperador, na área central de Fortaleza, para medição das emissões do intenso tráfego veicular da região central da cidade; estação II no Conjunto Acaracuzinho no Município de Maracanaú, para medições das emissões no Distrito Industrial de Maracanaú; estação III, na Av. Presidente Castelo Branco, mais conhecida como Leste-Oeste, para medições das emissões veiculares e industriais daquela região. Uma quarta estação foi

integrada a rede de monitoramento de qualidade do ar da SEMACE em 1997, instalada na Avenida Padaria Espiritual, no bairro Castelão, para medição da poluição atmosférica gerada nessa região pela queima do lixo do aterro sanitário de Jangurussú (SILVA, 2010). Conforme consta no 1º Diagnóstico da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil (Instituto de Energia e Meio Ambiente – IEMA, 2014), a rede de monitoramento da qualidade do ar do Estado do Ceará esteve ativa de 1993 a 2004 (figura 3).

Figura 3 – Histórico da operação das redes de monitoramento da qualidade do ar operadas pelos OEMA.



Fonte: IEMA (2014).

No levantamento feito pelo Ministério do Meio Ambiente em 2009 sobre o estágio de implementação dos instrumentos de gestão da qualidade do ar no Brasil (figura 4), observa-se a grande carência que as regiões Norte e Nordeste têm desses. No Ceará, apenas 2 dos 25 instrumentos estavam sendo aplicados: exigência de licenciamento e acompanhamento dos programas dos EIA; 2 instrumentos estavam sendo implantados: validação dos dados do monitoramento e comunicação dos dados de qualidade do ar; e 3 estavam previstos: programa de monitoramento, equipe própria e inventário de emissões.

Figura 4 - Estágio de implementação dos instrumentos de gestão da qualidade do ar no Brasil.

	Norte					Centro-Oeste					Nordeste					Sul			Sudeste								
	PA	TO	AP	AM	RR	RO	AC	MT	MS	GO	DF	BA	SE	AL	PE	PB	RN	CE	PI	MA	RS	SC	PR	SP	MG	ES	RJ
Institucional																											
cooperações interinstitucionais																											
Legislação																											
para gestão																											
para aplicação de penalidades																											
para implantar o PRONAR																											
Gestão																											
planos e programas																											
cooperação internacional/financiamentos																											
Padrões de qualidade e limites de emissão																											
padrões mais restritivos que CONAMA 03/90																											
limites mais restritivos que os nacionais																											
Monitoramento																											
programa																											
equipe técnica própria																											
feito por terceiros																											
exigência do licenciamento																											
Áreas Críticas de poluição do ar																											
enquadramento em áreas críticas																											
plano de emergência																											
fontes naturais																											
Inventários de emissões																											
banco de dados sobre fontes																											
elaboração de inventários																											
Controle e Fiscalização																											
interface licenciamento e monitoramento																											
amostragem de chaminés																											
acompanhamento dos programas dos EIA																											
Sistema de informações																											
banco informatizado																											
validação de dados do monitoramento																											
aplicação de modelos de dispersão																											
comunicação de dados de qualidade do ar																											
Incorporação de dados da rede privada																											
SIM																											
NÃO																											
PREVISTO																											
SEM INFORMAÇÃO																											

Fonte: MMA, 2009.

A SEMACE instalou no ano de 2016 uma estação de monitoramento da qualidade do ar na Estação Ecológica do Pecém, no Município de São Gonçalo do Amarante, Região Metropolitana de Fortaleza, para verificar a influência das atividades realizadas no Complexo Industrial e Portuário do Pecém sobre a qualidade do ar local. Após um período de testes, a estação foi inaugurada e entrou oficialmente em operação no dia 16 de dezembro de 2016.

Em junho de 2019 a SEMACE passou a operar uma estação móvel de monitoramento qualidade do ar, com o objetivo de, nos primeiros dois anos, colher dados de 24 pontos diferentes do estado, duas vezes por ano, de forma a mapear a qualidade do ar. Porém conforme consta no site de consulta de dados do monitoramento da qualidade do ar da SEMACE, apenas três locais foram medidos até o início de 2021, todos no ano de 2019, e constam lacunas em alguns períodos desde o início da operação até agora: Bairro Benfica, Fortaleza (abril a julho); Porto do Pecém, São Gonçalo do Amarante (julho a setembro); Parque Alto Alegre, Maracanaú (setembro a outubro) . A última atualização da estação fixa do Pecém foi do dia 06 de janeiro de 2020, e da estação móvel 07 de outubro de 2019. Em pesquisa feita pelo Instituto Saúde e Sustentabilidade (2019), o estado informou apresentar dificuldades para manutenção das estações de monitoramento.

No âmbito da gestão ambiental municipal, a Secretária de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza (SEUMA), instalou em janeiro de 2020 uma estação móvel de monitoramento da qualidade do ar, localizada na sede da SEUMA, na Avenida Paulino Rocha. A estação tem atuado de forma contínua até o presente momento. O quadro 1 apresenta um resumo das estações de monitoramento da qualidade do ar instaladas em Fortaleza de 1993 a 2021.

Quadro 1 - Estações de monitoramento da qualidade do ar em Fortaleza (1993-2021)

Estação	Localização	Período de funcionamento	Responsável	Parâmetros Avaliados	Fonte
Estação I	Av. do Imperador, Fortaleza	1993 - 2004	SEMACE	PTS, SO ₂ e Fumaça Preta	Silva, 2010 e IEMA, 2014
Estação II	Conjunto Acaracuzinho, Maracanaú		SEMACE		
Estação III	Av. Pres. Castelo Branco, Fortaleza		SEMACE		
Estação IV	Av. Padaria Espiritual, Fortaleza	1997 - 2004	SEMACE		
EF-CIPP	Rod. CE-348, Km 58, São Gonçalo do Amarante	2016 - 2020	SEMACE	SO ₂ , NO _x , O ₃ , CO, Hidrocarbonetos, PTS e MP10	SEMACE
EM-Reitoria	Av. da Universidade, Fortaleza	04/19 - 07/19	SEMACE	SO ₂ , NO _x , O ₃ , CO, Hidrocarbonetos, PTS, MP10 e MP2,5	
EM-Pecém	Porto do Pécem, São Gonçalo do Amarante	07/19 - 09/19	SEMACE		
EM-Alto Alegre	Parque Alto Alegre, Maracanaú	09/19 - 10/19	SEMACE		
EM-SEUMA	Av. Paulino Rocha, Fortaleza	2020	SEUMA	SO ₂ , NO _x , O ₃ , CO, MP10 e MP2,5	SEUMA

EF- Estação fixa; CIPP – Complexo Industrial e Portuário do Pecém; UM: unidade móvel

Observa-se que, apesar dos esforços, a SEMACE enfrenta uma grande dificuldade em manter uma rede de monitoramento do ar contínua e robusta. A SEUMA, apenas iniciou seus esforços no monitoramento da qualidade do ar ambiente. Assim, o conhecimento da qualidade do ar de Fortaleza ainda não apresenta uma base de dados robusta, o que dificulta a realização de pesquisas que permitam acompanhar o progresso da Cidade e do Estado quanto ao alcance das metas 3.9, 11.6 e 12.4 dos ODS da Agenda 2030. Mesmo a comunidade acadêmica local, enfrenta muitos desafios para realizar esse tipo de pesquisa, no entanto, vem contribuindo de forma significativa nos últimos anos.

Silva (2010), analisou os dados das estações de monitoramento da SEMACE no período de 1993 a 2001, adicionando dados primários de 2009 (figura 5), e observou que a qualidade do ar de Fortaleza varia entre boa e regular para os parâmetros analisados.

Figura 5 – Qualidade do ar em Fortaleza (1993-2001;2009).

POLUENTE ANALISADO	QUALIDADE DO AR									
	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2009
PTS	Regular	Boa	Regular	Boa	Regular	Regular	Regular	Regular	Regular	*
SO ₂	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	Boa	*	*
CO	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Boa
CO ₂	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Boa
MP _{2,5}	*	*	*	*	*	*	*	*	*	Boa
FUMAÇA (Black carbon)	*	*	*	*	*	Boa	Boa	Regular	*	Boa

*Sem informação

Fonte: Silva (2010).

No meio acadêmico, os estudos de monitoramento do ar ambiente realizados pelas instituições de ensino superior visam, principalmente, verificar a influência das grandes avenidas nas concentrações de poluentes, principalmente, aqueles que podem ser cancerígenos (ROCHA *et al.*, 2017; SANTIAGO, 2016; SILVA, 2016; ROCHA, 2017).

Em 2015 a Universidade Federal do Ceará em parceria com a UECE começou o monitoramento da qualidade do ar em sete praças desportivas de Fortaleza: Praça Luiza Távora – Aldeota, Praça Farias Brito – Passaré, Calçadão Crasa - próximo à Avenida Bezerra de Menezes, Praça dos Stressados - Beira Mar. Praça das Flores - Avenida Padre Antônio Tomás, Praça da Maçonaria - Cidade 2000 e Jockey Clube (UECE, 2015). O projeto foi coordenado pelo professor Dr. Rivelino Martins Cavalcante do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR).

Três desses locais, a Praça das Flores, o Calçadão Crasa e o Calçadão da Beira Mar (Praça dos Stressados) foram pesquisados por Rocha *et al.* (2017) em 2014. A autora analisou a qualidade ambiental por meio de indicadores físicos (conforto térmico e ruídos), químicos (compostos carbonílicos e MP_{2,5}) e biológicos (fungos e bactérias no ar) durante os períodos seco e chuvoso. Os resultados apontaram concentrações de MP_{2,5} acima dos padrões ambientais da USEPA e da OMS no Calçadão Crasa e na Praça das Flores, para ambos os períodos estudados.

Como continuidade do trabalho citado acima, Rocha (2017) realizou em 2016 um estudo para criar um índice de qualidade ambiental em áreas utilizadas para prática de atividades físicas e lazer, usando os mesmos indicadores usados em 2014. O trabalho

contemplou sete dessas áreas: Calçadão da Beira Mar (CMB), Calçadão Crasa (CC), Praça Martins Dourado (PMD), Praça Dr. Carlos Alberto Studart Gomes (PPF), Praça Jonas Gomes de Freitas (PNS), Calçadão do Hospital da Mulher (CHM) e Praça Luiza Távora (PLT). Buscou-se no trabalho ver a influências das variáveis meteorológicas e do fluxo veicular nas concentrações dos poluentes. Para isso o estudo foi realizado no período seco e chuvoso, nos horários com maior tráfego de veículos e durante os dias úteis e final de semana, quando fluxo de veículos é menor. Novamente os resultados apontaram concentrações de $MP_{2,5}$ acima do padrão da OMS no CC, bem como na PMD, na PNS, no CHM e na PLT. Além disso, segundo a autora foi observado no estudo maiores concentrações de MP nos domingos, contrariando a afirmação de que a maior fonte de MP nos centros urbanos sejam os veículos (ROCHA, 2017).

Freitas (2016), analisou a qualidade do ar em dois bairros de Fortaleza (Messejana e Meireles) e um de Maracanaú utilizando como parâmetros o $MP_{2,5}$ e compostos carboxílicos, para o ano de 2015, sob a perspectiva do Sistema Clima Urbana. A autora observou a precipitação provocada pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e os ventos alísios e brisas como os principais removedores/dispersores dos poluentes na área de estudo. Os CCs tiveram níveis mais elevados no período chuvoso, enquanto o $MP_{2,5}$ foi mais elevado no período seco. Diferente de Rocha *et al.*, (2017) e Rocha (2017) nenhum dos locais apresentou concentrações maiores do que o limite máximo recomendado pela OMS.

O quadro a seguir (quadro 2) mostra um resumo dos poluentes e suas concentrações na cidade de Fortaleza de acordo com artigos científicos publicados.

Quadro 2 – Artigos Científicos Sobre Poluição Atmosférica em Fortaleza, CE.

Estudo	Poluentes Estudados	Período da Coleta	Área de Estudo	Tempo de Amostragem	Tipo de Amostragem	Concentrações
Sousa <i>et al.</i> , 2015	6 CCs	set-dez/2009 (PS) e fev-abr/2010 (PC)	3 postos de gasolina em Fortaleza	1 hora	ativa	$\Sigma 6\text{CCs} = 28,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Rocha <i>et al.</i> , 2017	14 CCs, MP _{2,5} , fungos e bactérias	jun-jul/2014 (PC) e set-out/2014 (PS)	3 AUDs em Fortaleza	CCs e MP _{2,5} : 3 horas Fungos e Bactérias: 30 min	CCs e PM _{2,5} : ativa Fungos e bactérias: passivo	$\Sigma 15\text{CCs} = 13,2 - 27,1$ (PC); 31,5 - 83,9 (PS); média= 37,23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ MP _{2,5} = 12,5-83,4 (PC); 24,4-190,1 (PS); média = 79,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Fungos: 116,2-815 (PC); 138,2-615 (PS); média = 345,9 UFC/ m^3 Bactérias: 678,8-2.576,4 (PC); 1.390,7-4.223,4 (PS); média = 1.948,9 UFC/ m^3
Cavalcante <i>et al.</i> , 2017	13 HPAs	-	3 pontos em Fortaleza e 1 ponto em Maracanaú	-	ativa	$\Sigma 13\text{PAHs} = 1,73-2,83 \text{ ng}/\text{m}^3$.
Oliveira <i>et al.</i> , 2019	NO ₂ , NH ₃ , SO ₂ e H ₂ S	ago-out/2015 (PS)	13 AUDs em Fortaleza	~144 minutos	ativa	NO ₂ : 2,28-20,33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NH ₃ : 2,76-14,55 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ SO ₂ : 0,18-3,98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ H ₂ S: nd-26,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Dias <i>et al.</i> , 2020	NO ₂ e MP ₁₀	mai-jun/2017 (PC) nov-dez/2017 (PS)	20 pontos de NO ₂ e 12 pontos de MP ₁₀ em Fortaleza	24 horas	NO ₂ : passivo MP ₁₀ : ativo	NO ₂ : 28,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PC); 19,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PS) PM ₁₀ : 19,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PC); 24,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PS)
Marques <i>et al.</i> , 2019	MP _{2,5}	abr-jun/2016 (PC) out-nov/2016 (PS)	7 AUDs em Fortaleza	1 hora	automático	23,65-34,43; média = 27,45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PC); 4,52-16,14; média = 10,40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (PS)
Ribeiro <i>et al.</i> , 2019	NO ₂	-	18 pontos em Fortaleza	14 dias	passivo	0,19 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h} - 2,42 \mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$
Fontenele <i>et al.</i> , 2018	MP _{2,5}	-	2 vias em Fortaleza	5 horas	ativo	Av. Bezerra de Menezes = 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$); R. Alberto Magno 162 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (32,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$)
Silva <i>et al.</i> , 2016	MP _{2,5}	2014/2015	9 pontos	-	ativa	4,39-82,41 média 28,19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

CCs = compostos carbonílicos; PC = período chuvoso; OS = Período Seco; AUDs; ambientes urbanos desportivos.

Fonte: elaborado pelo autor.

Oliveira *et al.* (2019) mediram as concentrações de NO₂, NH₃, SO₂ e H₂S em 13 ambientes urbanos desportivos (AUDs) durante o período seco de 2015, os autores observaram que as emissões desses poluentes estão diretamente relacionadas ao fluxo de veículos nas proximidades dos ambientes monitorados. As concentrações dos poluentes foram menores durante o fim de semana, quando havia menor tráfego de veículos. Todos os locais estavam dentro dos padrões de qualidade do ar nacionais e da OMS.

Outros trabalhos têm mostrado a influência da topografia urbana, mais especificamente, dos cânions urbanos na concentração dos poluentes (SILVA *et al.*, 2016; CAVALCANTE *et al.*, 2017; SANTOS, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2019). Esses ambientes apresentam condições desfavoráveis a dispersão dos poluentes.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

A área de estudo compreende o Bairro Cajazeiras na cidade de Fortaleza, capital do estado do Ceará (Figura 6). Fortaleza é o quinto município mais populoso e nono em densidade demográfica (7.786,44 hab/km²) no país (IPECE, 2021; IBGE, 2021). Enquanto que o Bairro Cajazeiras apresenta uma população de 14.478 habitantes em uma área de 3,41 km², resultando em uma densidade demográfica de 4.244,5 hab/km². Cajazeiras possui um índice de desenvolvimento humano de 0,305, classificado como muito baixo. A renda média da população do bairro é de R\$ 768,93. Há na região 346.842,74 m² de área edificada de uso residencial, 267.290,98 m² de área edificada de uso comercial, 18.073,16 m² de área edificada para prestação de serviços e 1.973,55 m² de área edificada de uso industrial (FORTALEZA, 2021).

A região de estudo apresenta dois períodos pluviométricos bem definidos: o período chuvoso no primeiro semestre do ano, sendo mais evidente na quadra mensal de fevereiro a maio (1182,22 mm); e o período seco no segundo semestre, com maior intensidade durante os meses de agosto a novembro (105,35 mm), sendo o mês de abril e o mês de novembro, respectivamente, em média, o mais chuvoso e o mais seco do ano. (MOURA *et al.*, 2015). A pluviosidade anual média é de 1668,9 mm (normal climatológica 1981-2010) (INMET, 2021), sendo influenciado pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), principalmente, por vórtices ciclônicos de altos níveis (VCANs) e por Linhas de Instabilidade (LI). A temperatura média anual é de 27 °C (normal climatológica 1991-2020) (INMET, 2021). Fortaleza recebe influência dos ventos alísios de sudeste e das brisas marítima e terrestre, tendo ventos predominantes de leste e sudeste, com velocidade média anual de 2,9 m/s (INMET, 2021; LEITE, 2010; MOURA, 2008).

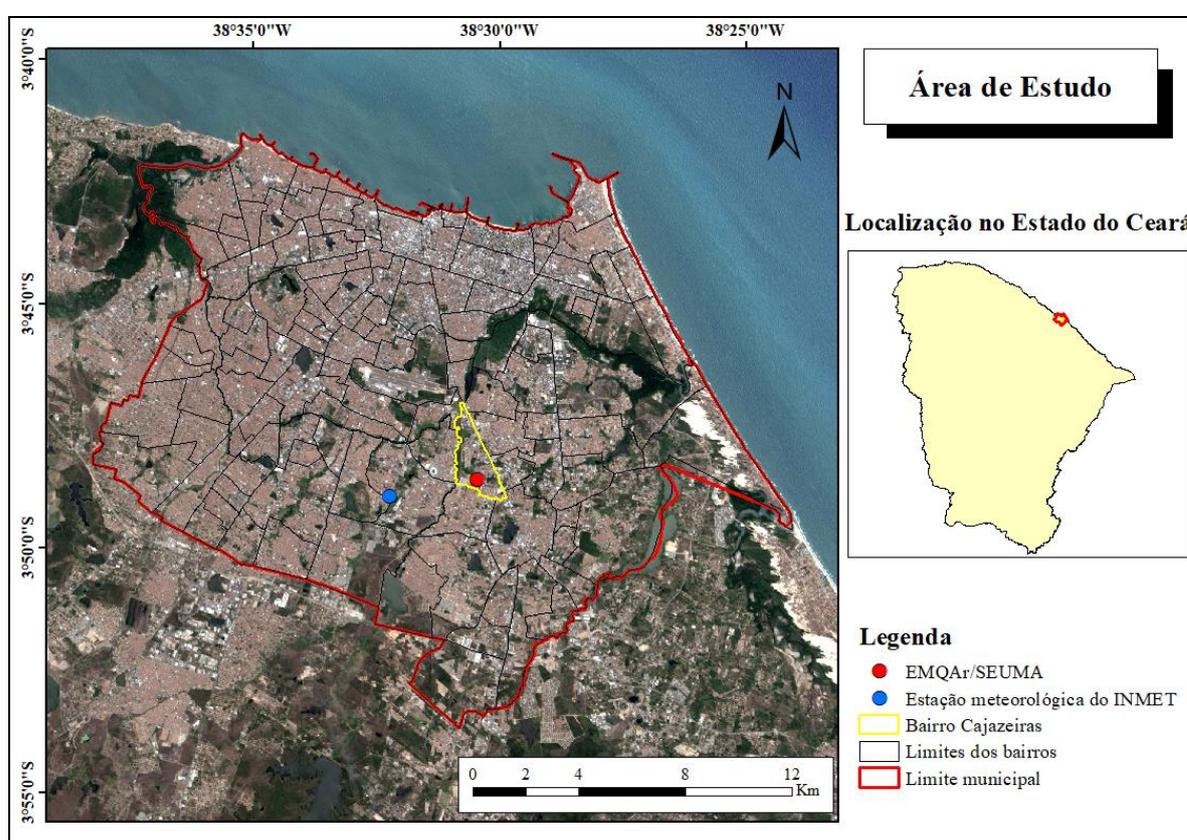
4.2 Coleta de dados

Para este trabalho foram utilizados dados da estação de monitoramento da qualidade do ar (EMQAr) da Secretária de Urbanismo e Meio Ambiente de Fortaleza (SEUMA). Os dados são referentes ao ano de 2020 (fevereiro a novembro).

A EMQAr iniciou sua operação no ano de 2020, localizada na sede da SEUMA, na Avenida Dep. Paulino Rocha, no bairro Cajazeiras (figura 6). Tal equipamento possibilita o monitoramento de gases e partículas que estão presentes na atmosfera, no intervalo de uma hora. Dentre os gases e partículas investigados, o equipamento possibilita avaliar: ozônio (O₃;

modelo Serinus® 10), monóxido de carbono (CO; modelo Serinus® 30), dióxido de nitrogênio (NOx; modelo Serinus® 40), dióxido de enxofre (SO₂; modelo Serinus® 50) e material particulado (PM_{2,5}/PM₁₀; espirante BAM), presentes na Resolução N° 491, de 19 de novembro de 2018 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Variáveis meteorológicas (temperatura, umidade relativa, radiação solar, velocidade e direção do vento) também são determinadas na estação de monitoramento. No entanto, para esse estudo foram utilizados os dados da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia, localizada no bairro Passaré a aproximadamente 3 km da sede da SEUMA.

Figura 6 – Localização da EMQAr na Sede da SEUMA, bairro Cajazeiras.



Fonte: elaborado pelo autor.

Os dados de tráfego foram coletados por dois dispositivos eletrônicos (modelo RS Control) controlados pela Agência Municipal de Trânsito (AMC) – um em cada sentido ao redor da estação de monitoramento da qualidade do ar. Este equipamento é composto por um radar de controle de velocidade fixo e contador de volume de tráfego utilizando imagens com precisão superior a 95% para registro de velocidade e 90% para contagem de tráfego. Os dados de volume de tráfego foram agregados a cada 15 minutos de acordo com o tipo de veículo no período de 1º de fevereiro a 30 de novembro de 2020.

4.3 Análise estatística

A análise estatística dos dados foi realizada utilizando o Microsoft Excel 2016 e o RStudio 4.1.0. Os dados foram tabulados e organizados no Excel 2016, onde foram feitas as estatísticas descritivas (média, mediana, desvio padrão e outras) e representações gráficas. No RStudio foram feitos os testes de hipóteses para dados não paramétricos, isto é, que não apresentam uma distribuição normal: teste de Kruskal-Wallis e Teste Mann Whitney (para duas amostras independentes) para verificar se existem diferença estatisticamente significativa nas concentrações medianas entre os meses entre os períodos seco e chuvoso.

Também no RStudio foram feitas as análises de agrupamentos hierárquicos, onde foi calculada a distância euclidiana entre os pares e depois foi feita a criação de clusters (grupos) com base na similaridade, por meio de iterações que agrupavam as variáveis em clusters cada vez maiores até formar uma árvore hierárquica: para isso foi utilizado o método ward.D, que minimiza a variância intra-cluster (KASSAMBARA, 2017). Essa análise visou observar se os meses formavam diferentes grupos com características distintas em relação aos parâmetros meteorológicos e em relação aos poluentes analisados. Estes grupos foram submetidos aos testes de Kruskal-Wallis e Teste Mann Whitney para verificar se realmente existiam diferenças estatisticamente significativas entre eles.

Por fim, foi realizada a análise de correlação de Pearson no RStudio para verificar as relações observados entre os parâmetros observados (dados meteorológicos e de poluição). Para o teste de correlação de Pearson foi assumida a normalidade dos dados com base no Teorema do Limite Central, que diz que amostras grandes ($n > 30$) assumem uma distribuição normal (FAVERO; BELFIORE, 2017).

4.4 Índice de Qualidade do Ar (IQAr)

A qualidade do ar pode ser avaliada através dos padrões de qualidade do ar e expressa por meio de índices de qualidade do ar (IQAr). O IQAr é uma ferramenta capaz de relatar as condições da qualidade do ar em um certo local, informando o quão limpo ou insalubre o ar se encontra e os efeitos à saúde que podem estar associados (USEPA, 2017). Tem como principal vantagem a facilidade de compreensão e divulgação de estudos complexos sobre poluição do ar (CETESB, 2011), focando nos efeitos a curto prazo (horas e dias) que a exposição a certos compostos pode causar às pessoas que respiram aquele ar específico (USEPA, 2017).

Neste trabalho foi utilizado uma versão modificada do índice de qualidade do ar indicado no Guia Técnico de Qualidade do Ar do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2019)

(Figura 7). Esta modificação se deu em virtude da atualização das diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS) para os padrões de qualidade do ar, uma vez que os valores de concentração que classificam a qualidade do ar como “boa” são os valores recomendados pela OMS como sendo os mais seguros à saúde humana para exposição de curto prazo.

Figura 7 – Estrutura do Índice de Qualidade do Ar indicado pelo MMA.

Qualidade do Ar	Índice	MP ₁₀ (µg/m ³) 24h	MP _{2,5} (µg/m ³) 24h	O ₃ (µg/m ³) 8h	CO (ppm) 8h	NO ₂ (µg/m ³) 1h	SO ₂ (µg/m ³) 24h
N1 - Boa	0 - 40	0 - 50	0 - 25	0 - 100	0 - 9	0 - 200	0 - 20
N2 - Moderada	41 - 80	>50 - 100	>25 - 50	>100 - 130	>9 - 11	>200 - 240	>20 - 40
N3 - Ruim	81 - 120	>100 - 150	>50 - 75	>130 - 160	>11 - 13	>240 - 320	>40 - 365
N4 - Muito Ruim	121 - 200	>150 - 250	>75 - 125	>160 - 200	>13 - 15	>320 - 1130	>365 - 800
N5 - Péssima	201 - 400	>250 - 600	>125 - 300	>200 - 800	>15 - 50	>1130 - 3750	>800 - 2620

Fonte: Cetesb, 2021.

Com as novas diretrizes da OMS houve uma redução nos limites máximos permitidos (LMP) de concentração para os poluentes MP₁₀ (24h), MP_{2,5} (24h) e NO₂ (1h) e um aumento para o SO₂, além de terem sido criados dois novos padrões de 24h para NO₂ e CO. A estrutura do IQAr utilizada neste trabalho é dada na figura abaixo.

Figura 8 – Estrutura do Índice de Qualidade do Ar Modificada.

Índice/Classificação	MP10 (µg/m ³) 24h	MP2,5 (µg/m ³) 24h	O3 (µg/m ³) 8h	CO (ppm) 8h	CO (ppm) (24h)	NO2 (µg/m ³) 1h	NO2 (µg/m ³) 24h	SO2 (µg/m ³) 24h
0 - 40 (Boa)	0 - 45	0 - 15	0 - 100	0 - 9	0 - 3,5	0 - 200	0 - 25	0 - 40
41 - 80 (Moderada)	>45 - 100	>15 - 50	>100 - 130	> 9 - 11	>3,5 - 6,1	>200 - 240	>25 - 50	> 40 - 50
81 - 120 (Ruim)	>100 - 150	>50 - 75	>130 - 160	>11 - 13		>240 - 320	>50 - 120	>50 - 125
121 - 200 (Muito Ruim)	>150 - 250	>75 - 125	>160 - 200	>13 - 15	>6,1	>320 - 1130	>120	>125
> 200 (Péssima)	>250	>125	>200	>15		>1130		

Fonte: adaptado de Cetesb, 2021.

O índice de qualidade do ar é calculado por meio da equação abaixo. Esta equação permite normalizar as concentrações dos poluentes para um valor adimensional. Ao todo 8 índices são calculados, referentes a cada padrão de qualidade do ar: MP₁₀ (24h), MP_{2,5} (24h), O₃ (8h), CO (8h), CO (24h), NO₂ (1h), NO₂ (24h) e SO₂ (24h). Apenas o índice mais elevado (pior caso) é utilizado para a divulgação da qualidade do ar.

$$IQAr = I_{ini} + \frac{I_{fin} - I_{ini}}{C_{fin} - C_{ini}} \times (C - C_{ini})$$

I_{ini} = valor do índice que corresponde à concentração inicial da faixa;

I_{fin} = valor do índice que corresponde à concentração final da faixa;

C_{ini} = concentração inicial da faixa em que se localiza a concentração medida;

C_{fin} = concentração final da faixa em que se localiza a concentração medida;

C = concentração medida do poluente.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Dados Meteorológicos

A tabela 3 traz um resumo das médias mensais das variáveis meteorológicas temperatura atmosférica, umidade relativa, radiação solar, velocidade do vento e os valores de precipitação pluviométrica acumulada mensal. A temperatura média mensal no período foi de $27,1 \pm 0,6$ °C, a menor temperatura média mensal foi de 26,3 °C observada no mês de julho e a maior foi de 28,3 °C, média do mês de novembro. Não houve grandes variações na temperatura média entre os meses. Marques *et al.* (2019) obteve resultados semelhantes com as diferenças de temperatura entre período seco e chuvoso em diferentes locais de Fortaleza (diferença menor que 1 °C). O mesmo foi verificado por Santiago (2020). Essa baixa amplitude térmica é característica de Fortaleza e ocorre devido à localização da cidade na zona tropical muito próximo a linha do equador.

A umidade relativa média mensal variou de 65,3% no mês de setembro a 81,2% no mês de abril. A média do período foi de $73,6 \pm 6,4\%$. A umidade relativa foi maior nos meses de fevereiro a junho (>76%), no período chuvoso, e menor nos meses de agosto a novembro (<72%), durante o período seco. O oposto do observado com a temperatura. Santiago (2020) relatou uma correlação inversamente proporcional forte ($p = 0$ e $r = -0,74$) entre temperatura e umidade em seu estudo, enquanto Marques *et al.* (2019) obteve uma correlação inversamente proporcional moderada ($p < 0,01$ e $r = -0,41$). Neste estudo foi observada uma correlação negativa forte ($p = 0$ e $r = -0,74$) entre os parâmetros mencionados. A alta umidade relativa em Fortaleza durante todo o ano ocorre devido a sua localização litorânea. Segundo Jardim (2011) a influência das brisas marítimas e a evapotranspiração são os principais fatores que contribuem com a umidade relativa nos centros urbanos.

A radiação solar média mensal variou de 531,2 (junho) a 822,5 Kj/m^2 (outubro), com média mensal de $655,9 \pm 117,3$ Kj/m^2 para o período. As maiores radiações foram observadas entre os meses de agosto e outubro (>700 Kj/m^2), durante o período seco, e as menores entre fevereiro e junho (<600 Kj/m^2), no período chuvoso. A menor cobertura de nuvens no período seco contribui para o registro de radiações mais elevadas.

A precipitação pluviométrica acumulada mensal medida no local variou de 1 mm (agosto) a 438,4 (abril). Fevereiro a abril foi o período de maior volume de chuvas e o menor entre agosto e novembro, o inverso do observado para a radiação solar e velocidade do vento.

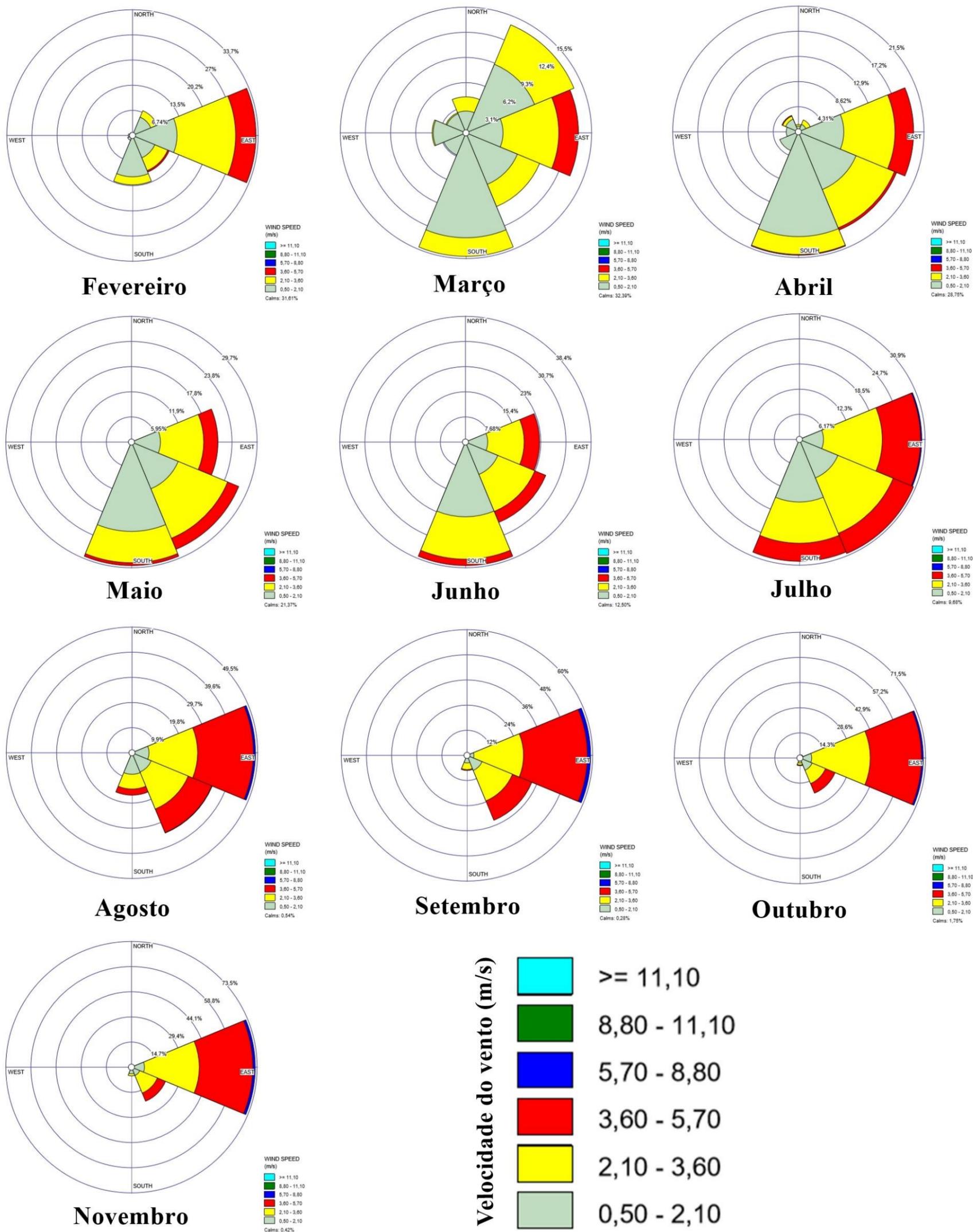
Tabela 3 – Resumo meteorológico de fevereiro a novembro de 2020.

Mês	Precipitação (mm)	Pressão (mB)	Radiação Solar Média (Kj/m ²)	Temperatura (°C)	Umidade Relativa (%)	Velocidade do Vento (m/s)
Fev.	308,6	1007,2	576,6	27,0	80,3	1,4
Mar.	409,4	1008,4	560,2	27,2	80,5	1,2
Abr.	438,4	1006,1	534,2	26,9	81,2	1,3
Mai	298,2	1008,5	582,4	27,0	78,5	1,6
Jun.	97,8	1010,3	531,2	26,5	76,5	1,9
Jul.	63,6	1010,5	626,7	26,3	71,9	2,3
Ago.	1,0	1010,6	748,8	26,8	67,1	3,0
Set.	6,6	1007,7	801,5	27,1	65,3	3,3
Out.	18,0	1009,3	822,5	27,8	67,2	3,1
Nov.	18,6	1008,3	775,1	28,3	67,6	3,2

Fonte: elaborado a partir de dados do INMET.

A figura 9 apresenta as rosas dos ventos com as velocidades e direções dos ventos para os 10 meses analisados. A velocidade do vento variou de 1,2 (março) a 3,3 m/s (setembro), com média de $2,2 \pm 0,9$ m/s. A velocidade dos ventos foi maior entre agosto e novembro ($>3,0$ m/s) e menor entre fevereiro e junho ($<2,0$ m/s). Foi observado correlações positivas moderadas entre velocidade do vento e radiação solar ($p = 0$ e $r = 0,68$) e velocidade do vento e temperatura atmosférica ($p = 0$ e $r = 0,64$), e correlação negativa forte entre velocidade do vento e umidade relativa ($p = 0$ e $r = -0,81$). Isso é um possível efeito da ilha de calor urbano, a maior radiação associada as características do ambiente construído elevam a temperatura criando uma área de baixa pressão fazendo com que ocorra um movimento da massa de ar das áreas circundantes (que apresentam maior pressão) para a área de menor pressão. Durante todo o ano predominaram ventos vindos do quadrante Leste-Sul ($67,5^\circ$ a $202,5^\circ$), sendo que no período chuvoso a predominância variou entre ventos vindo de leste, sul e sudeste e durante o período seco predominaram os ventos de leste (figura 9).

Figura 9 – Rosas dos ventos para os meses de fevereiro a novembro de 2020.

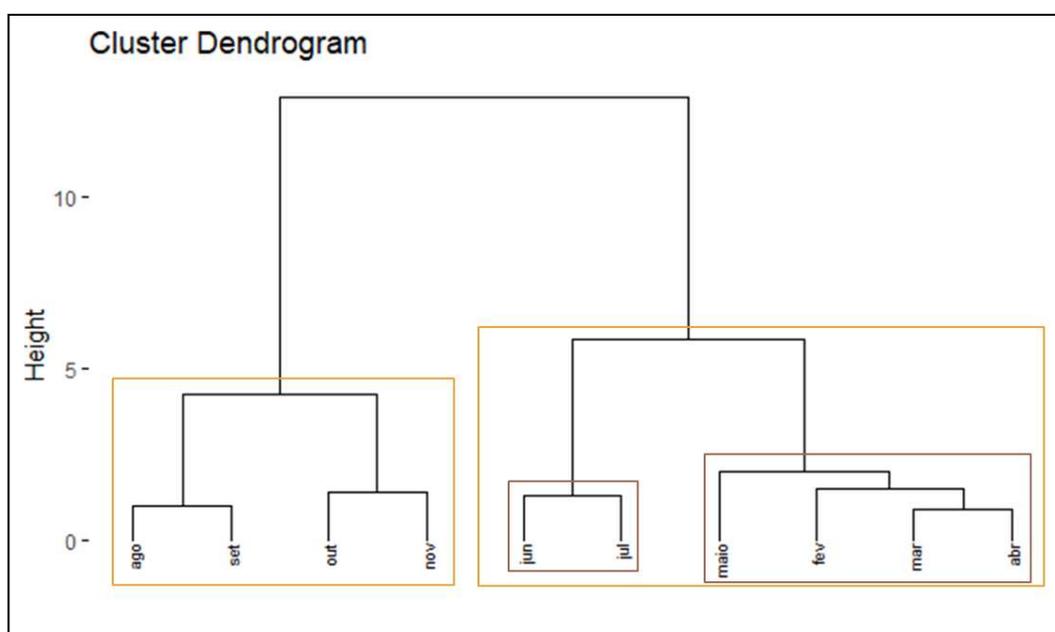


Fonte: elaborado a partir de dados do INMET.

5.1.1 Análise de agrupamentos

A figura 10, feita com os dados da tabela 4, mostra a similaridade dos meses analisados quanto as variáveis meteorológicas, agrupando-os em 2 grupos maiores, sendo o primeiro grupo correspondente aos meses de agosto a novembro, representando o período seco, e o segundo grupo correspondente aos meses de fevereiro a julho. Ainda sobre o segundo grupo, este pode ser dividido em dois outros grupos: o grupo que vai dos meses de fevereiro a maio, representando a quadra chuvosa, e o grupo que compreende os meses de junho e julho, meses de transição entre os períodos chuvoso e seco.

Figura 10 – Agrupamento dos meses quanto as variáveis meteorológicas.



Fonte: elaborado pelo autor.

5.2 Poluentes Atmosféricos: variação sazonal

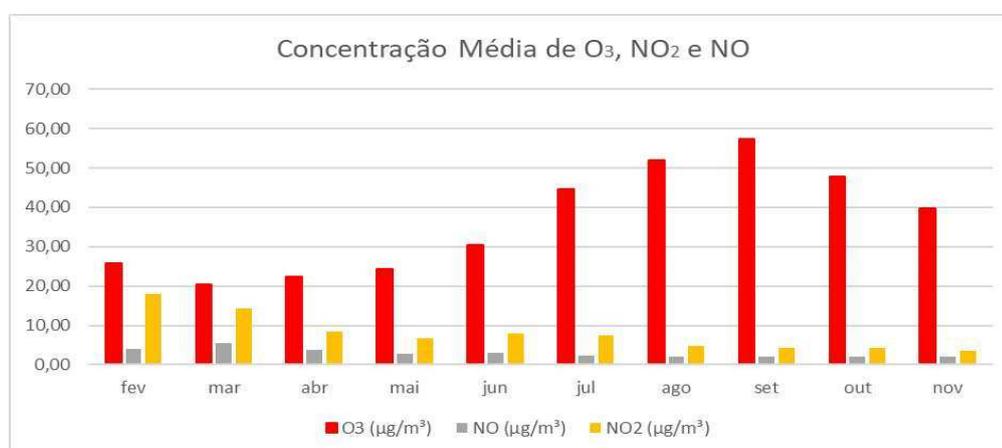
5.2.1 O₃, NO₂ e NO

A Figura 11 mostra as concentrações médias de O₃, NO₂ e NO nos meses de fevereiro a novembro de 2020. Os maiores níveis observados são de ozônio, variando de 20,51 (março) a 57,45 µg/m³ (setembro), com média anual de 36,51±13,5 µg/m³. Observa-se que as maiores concentrações (> 40 µg/m³), foram medidas nos meses de julho a novembro, durante o período seco, quando a radiação e a velocidade do vento são mais intensas. Enquanto os meses de fevereiro a junho, período chuvoso, apresentaram concentrações mais baixas (< 31 µg/m³).

Os níveis de NO₂ variaram de 3,54 (novembro) a 17,86 µg/m³ (fevereiro), com média anual de 7,94±4,9 µg/m³. As maiores concentrações (> 8 µg/m³) foram observadas nos meses de fevereiro a abril (período chuvoso), e as menores concentrações foram observadas entre agosto e novembro (período seco) – o inverso do observado para os níveis de ozônio. Observa-se uma tendência de redução dos níveis de NO₂ do início para o fim do ano.

A concentração média anual de NO foi de 2,97±1,2 µg/m³, com máximo de 5,59 µg/m³ medido em março, e mínimo de 2,02 medido em setembro. Assim como com o NO₂, os níveis de NO foram maiores (> 3 µg/m³) entre fevereiro e março (período chuvoso) e os menores (< 3 µg/m³) entre agosto e novembro (período seco).

Figura 11 – Concentração média de O₃, NO₂ e NO de fevereiro a novembro de 2020.



Fonte: elaborado pelo autor.

Dias *et al.* (2020) também obteve medidas de concentração de NO₂ maiores no período chuvoso em relação ao período seco em Fortaleza em 2017. É provável que isso aconteça devido a maior radiação observada nesse período, que contribui para a fotodecomposição do NO₂ e formação de O₃ (correlação medida neste estudo entre NO₂ e O₃: p = 0 e r = -0,63). Outro fator é o aumento da velocidade dos ventos, que atua na dispersão da poluição (correlação medida neste estudo: p = 0 e r = - 0,52).

Percebe-se que as concentrações de NO_x começaram a diminuir entre março e abril, período em que houve medidas mais rígidas de isolamento social (diminuição do transporte coletivo e de atividades econômicas, paralização de atividades educativas presenciais, etc.) em relação a fevereiro, quando ainda não haviam grandes preocupações com a COVID-19 no Ceará. Os valores voltam a aumentar em junho e julho com a implementação do plano de retomada da economia, e retornam a baixar durante o período seco, por influência de fatores já mencionados.

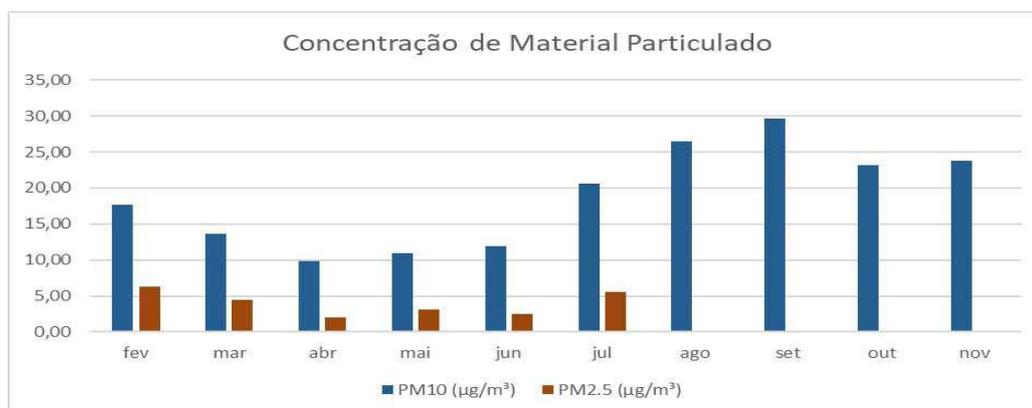
Os níveis de O₃ foram maiores no período seco, provavelmente por influência da radiação, como explicado anteriormente. Além disso, Segundo Wang *et al.* (2007), o aumento na radiação contribui para a alta produção fotoquímica de compostos carbonílicos (CCs), uma classe de COVs, portanto, precursores de O₃. Concentrações mais elevadas desses compostos (CCs) foram observadas durante o período de maior radiação solar (período seco) em Fortaleza por Rocha *et al.* (2017) e Rocha (2017).

5.2.2 MP₁₀ e MP_{2,5}

A figura 12 apresenta as concentrações de material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}) medidas entre fevereiro e novembro de 2020. Não houve medições das concentrações de MP_{2,5} a partir de agosto de 2020. Os níveis de MP₁₀ variaram de 9,86 (abril) a 29,63 µg/m³ (setembro), com média anual de 18,77±7,0 µg/m³. As maiores concentrações (> 20 µg/m³) foram registradas entre julho e novembro (período seco), enquanto as menores concentrações (< 15 µg/m³) foram medidas entre março e junho (período chuvoso). Dias *et al.* (2020) relatou o mesmo padrão de concentrações maiores no período seco (24,7 µg/m³) e menores no período chuvoso (19,7 µg/m³).

A concentração média de MP_{2,5} de fevereiro a julho foi de 4,01±1,7 µg/m³, variando de 2,06 (abril) a 6,31 µg/m³ (fevereiro). A variação das concentrações de MP_{2,5} se mostram parecidas com as de MP₁₀ no mesmo período (correlação positiva moderada com p = 0 e r = 0,66), de tal forma que, provavelmente, a tendência seja que as concentrações de MP_{2,5} também tenham sido maiores no período de julho a novembro de 2020. Isso é o esperado, pois durante o período chuvoso as chuvas atuam removendo o material particulado na atmosfera. Enquanto no período seco, além da ausência de chuvas para remoção das partículas, os fortes ventos, embora favoreçam a dispersão do material particulado, também podem ressuspender esse do solo, atuando como uma fonte do mesmo. Outra possibilidade é a de as principais fontes dessas partículas não estarem localizadas na área de influência direta da EMQAr e que o vento esteja atuando trazendo essas partículas de uma área adjacente.

Figura 12 – concentração de material particulado (MP₁₀ e MP_{2,5}) entre fevereiro e novembro de 2020.



Fonte: elaborada pelo autor.

Observa-se que as concentrações de material particulado no período chuvoso, reduziram significativamente durante os meses de abril e maio, período mais rígido das medidas de isolamento social adotadas para controle da pandemia da COVID-19, voltando a aumentar a partir de julho, quando estava em andamento o plano de retomada da economia do Governo do Estado.

5.2.3 SO₂

A figura 13 apresenta os níveis de SO₂ de fevereiro a novembro de 2020. A concentração média anual foi de $7,2 \pm 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, variando de 6,37 (outubro) a 7,63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (junho). Não houve variação significativa das concentrações entre os meses observados, a amplitude das concentrações é de 1,25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e a variância amostral de 0,22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Foram obtidas apenas correlações fracas com outros parâmetros analisados. Ao analisar 13 ambientes urbanos desportivos de Fortaleza entre agosto e outubro de 2015, Oliveira *et al.* (2019) obtiveram concentrações médias de SO₂ variando de 0,18 a 3,98 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Os autores citam Campos *et al.*, (2010) que encontraram concentrações de SO₂ de 1,8 a 3,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e de 1,2 a 1,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ em áreas urbanas de Salvador e de Curitiba, respectivamente.

Figura 13 – Concentração de SO₂ de fevereiro a novembro de 2020.

Fonte: elaborada pelo autor.

Silva (2010) traz as concentrações médias anuais de SO₂ medidas pelas 4 estações de monitoramento da qualidade do ar da SEMACE de 1993 a 2000 (tabela 4). Observa-se que nos anos de 1994 a 1996 ocorreram concentrações muito altas de SO₂, até dez vezes maiores do que as observadas neste estudo (2020) e em Oliveira *et al.* (2019) (valores referentes a 2015). Observa-se também que houve uma redução das concentrações com o passar dos anos, variando no ano 2000 de 14,92 a 43,1, ainda assim maiores do que as relatadas em estudos recentes. Oliveira *et al.* (2019, p. 9) ressaltam que:

as emissões de SO₂ são oriundas, principalmente, dos automotores a diesel e podem ter sido reduzidas em função da Resolução n° 50 (23/12/2013) da Agência Nacional do Petróleo (ANP), que determinou uma redução no teor de enxofre no diesel S10 (10 ppm de S) e S50 (50 ppm de S) a partir de 2014.

Tabela 4 – Concentrações de SO₂ medidas pela SEMACE de 1993 a 2000.

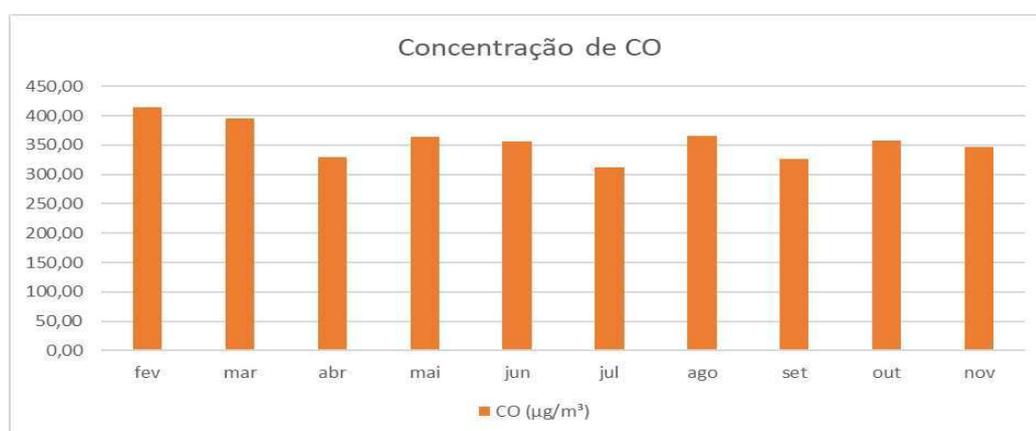
Estação	I	II	III	IV
Ano	média geométrica anual			
1993	-	38,5	-	-
1994	16,47	46,17	89,35	-
1995	-	77,83	91,13	-
1996	-	98,9	89,52	-
1997	-	-	55,2	43,06
1998	67,2	23	33,86	24,2
1999	52,9	16,3	15,44	25,1
2000	43,1	18,8	14,92	24,4
média	44,9	45,6	55,6	29,2

Fonte: SEMACE *apud* Silva (2010).

5.2.4 CO

A Figura 14 mostra as concentrações de CO de fevereiro a novembro de 2020. Assim como com o SO₂, não foram observadas variações significativas nos níveis ao longo do ano, a concentração média anual foi de 356,93±31 µg/m³, variando de 312,57 (julho) a 414,26 µg/m³ (fevereiro), com amplitude de 102 µg/m³. Embora os níveis de CO estejam muito acima do observado para outros poluentes (978 a 12.027%), cabe ressaltar que o CO tem um padrão de qualidade do ar bem mais elevado que os demais, de forma que o valor observado representa apenas 3,6% do limite máximo permitido (10.000 µg/m³).

Figura 14 – Concentração de CO de fevereiro a novembro de 2020.

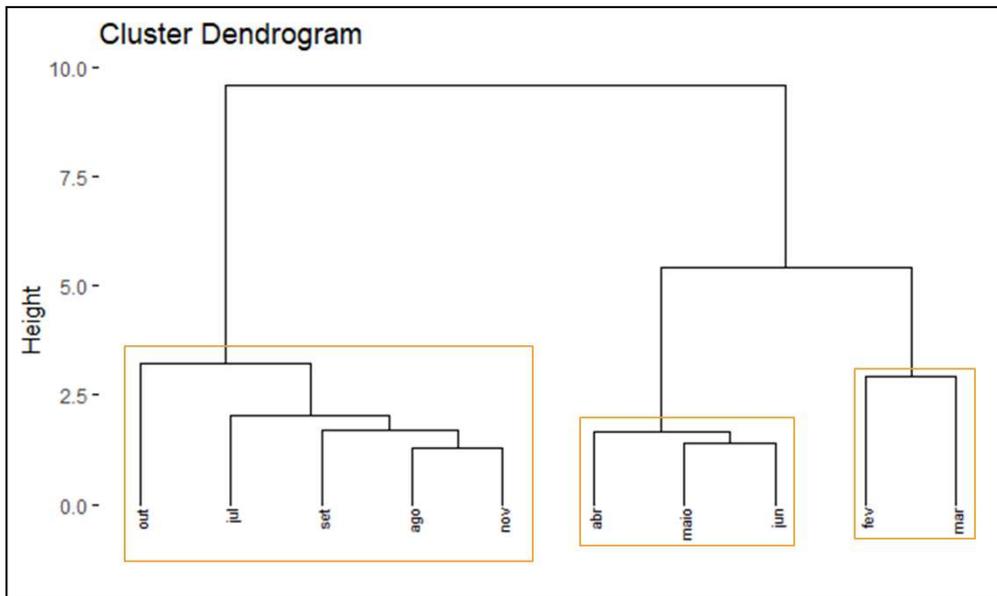


Fonte: elaborado pelo autor.

5.2.5 Análise de agrupamentos

A figura 15 apresenta o resultado da análise de agrupamento dos meses estudados quanto a média das concentrações dos poluentes analisados. Observa-se que se formaram três grupos: um compreendendo os meses de julho a novembro, que correspondem ao período seco; um segundo grupo contemplando os meses de abril a junho; e um terceiro grupo contendo os meses de fevereiro e março. A união dos dois últimos grupos citados corresponde exatamente ao período chuvoso.

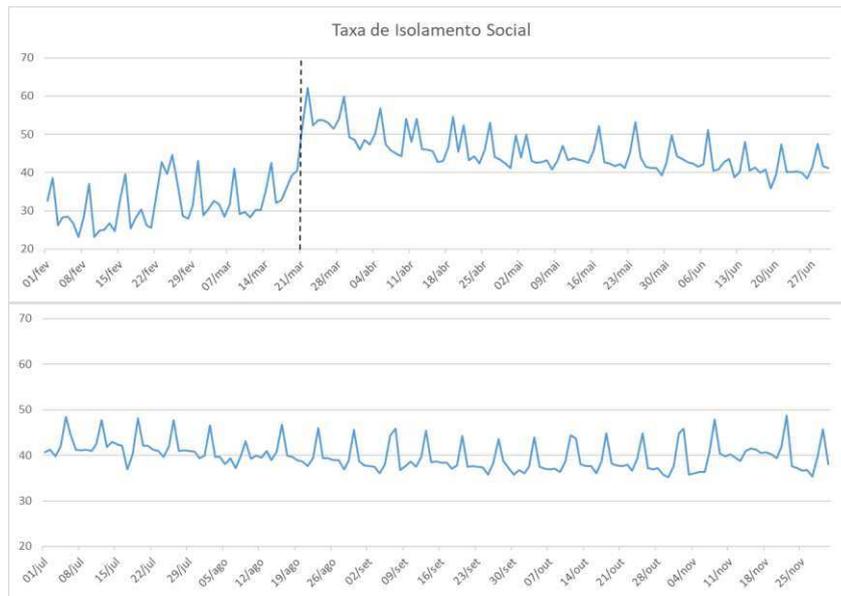
Figura 15 – Agrupamento dos meses quanto as variáveis poluentes.



Fonte: elaborada pelo autor.

Esperava-se que os meses de fevereiro a junho formassem um único grupo, resultando em dois grupos correspondentes aos períodos seco e chuvoso, ou que os grupos formados correspondessem aos grupos formados pela análise de agrupamento das variáveis meteorológicas. É possível que este resultado seja um reflexo da pandemia de COVID-19. Não podemos esquecer que este é um ano atípico, em que as medidas adotadas para o controle da COVID-19 resultaram em mudanças nas atividades diárias realizadas na cidade, entre elas mudanças no transporte, atividade comercial e industrial, resultando em mudança nas emissões dos poluentes analisados. Em Fortaleza, essas medidas tiveram início em meados de março de 2020, tendo sua fase mais rígida nos meses de abril a maio com diminuição gradual a partir de junho (como pode ser visto na figura 16), o que pode explicar a formação desses grupos. Com base nisso, os grupos foram nomeados como “período chuvoso sem pandemia ($PC_{s/p}$)” (fevereiro e março), “período chuvoso com pandemia ($PC_{c/p}$)” (abril a junho) e “período seco com pandemia ($PS_{c/p}$)” (julho a agosto).

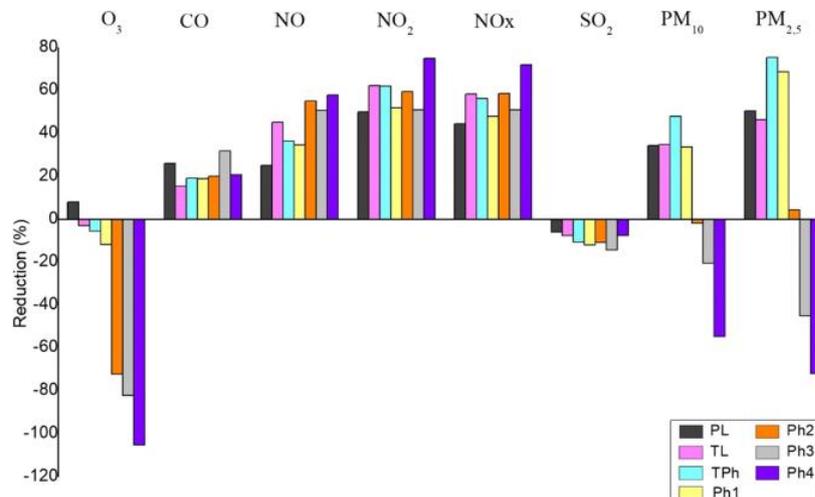
Figura 16 – Taxa de isolamento social no estado do Ceará.



Fonte: Inloco (2021).

Publicamos recentemente um artigo que mostra a variação das concentrações desses poluentes atmosféricos na área de estudo durante as diferentes fases de *lockdown* e retomada da economia em 2020 (antes do *lockdown* (BL), parcial (PL), *lockdown* total (TL), fase de transição (TPh) e quatro fases de recuperação econômica (Ph1, Ph2, Ph3 e Ph4)) (ROCHA, *et al.*, 2021). Observamos reduções significativas nas concentrações de NO, NO₂, NO_x e CO após o início do *lockdown* em todos os períodos (Figura 17). Para o material particulado foram observadas reduções significativas apenas nos 4 primeiros períodos. A redução de O₃ não foi significativa em PL e houve aumento nos períodos seguintes.

Figura 17 – Redução dos níveis de poluentes nos períodos PL, TL, TPh, Ph1, Ph2, Ph3 e Ph4 em comparação com o período BL.



Fonte: ROCHA *et al.*, 2021.

O resultado do teste de Kruskal-Wallis indica que somente para o SO_2 ($p > 0.05$) não houve diferença significativa entre os três grupos testados ($\text{PC}_{s/p}$, $\text{PC}_{c/p}$ e $\text{PS}_{c/p}$). As demais variáveis são diferentes entre pelo menos 2 dos 3 grupos ($p < 0,05$). Foi aplicado o teste de Mann-Whitney U para descobrir quais pares de grupos diferem entre si. Os resultados indicam que todos os pares de grupos são estatisticamente diferentes ($p < 0.05$), com exceção do SO_2 (para todos os pares) e do CO que não é diferente entre $\text{PC}_{c/p}$ e PS ($p > 0.05$) (tabela 5). A taxa de isolamento social no estado também foi estatisticamente diferente entre os 3 grupos ($p < 0.05$).

Tabela 5 – Resumos das diferenças nas concentrações dos poluentes e taxa de isolamento social entre os períodos $\text{PC}_{s/p}$, $\text{PC}_{c/p}$ e $\text{PS}_{c/p}$.

	O ₃	CO	NO	NO ₂	NO _x	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2.5}	Taxa Iso.
PC_{s/p} - PC_{c/p}	≠	≠	≠	≠	≠	=	≠	≠	≠
PC_{s/p} - PS	≠	≠	≠	≠	≠	=	≠		≠
PC_{c/p} - PS	≠	=	≠	≠	≠	=	≠		≠

Fonte: elaborado pelo autor.

5.3 Poluentes Atmosféricos: variação diária

5.3.1 O₃, NO₂ e NO

Na figura 18 são apresentadas as variações diárias das concentrações de ozônio, dióxido de nitrogênio e monóxido de nitrogênio nos três períodos definidos na análise de agrupamentos: período chuvoso sem pandemia (fevereiro e março), período chuvoso com pandemia (abril a junho) e período seco com pandemia (julho a novembro). Pode-se verificar um comportamento típico, com as concentrações de ozônio aumentando durante o período de maior radiação solar e as concentrações dos NO_x (NO e NO₂) com comportamento inverso. Para as concentrações dos NO_x é possível observar em todos os períodos a formação de dois picos, sendo eles entre 6h e 8h e 18h e 20h, resultado do maior tráfego de veículos nesses horários.

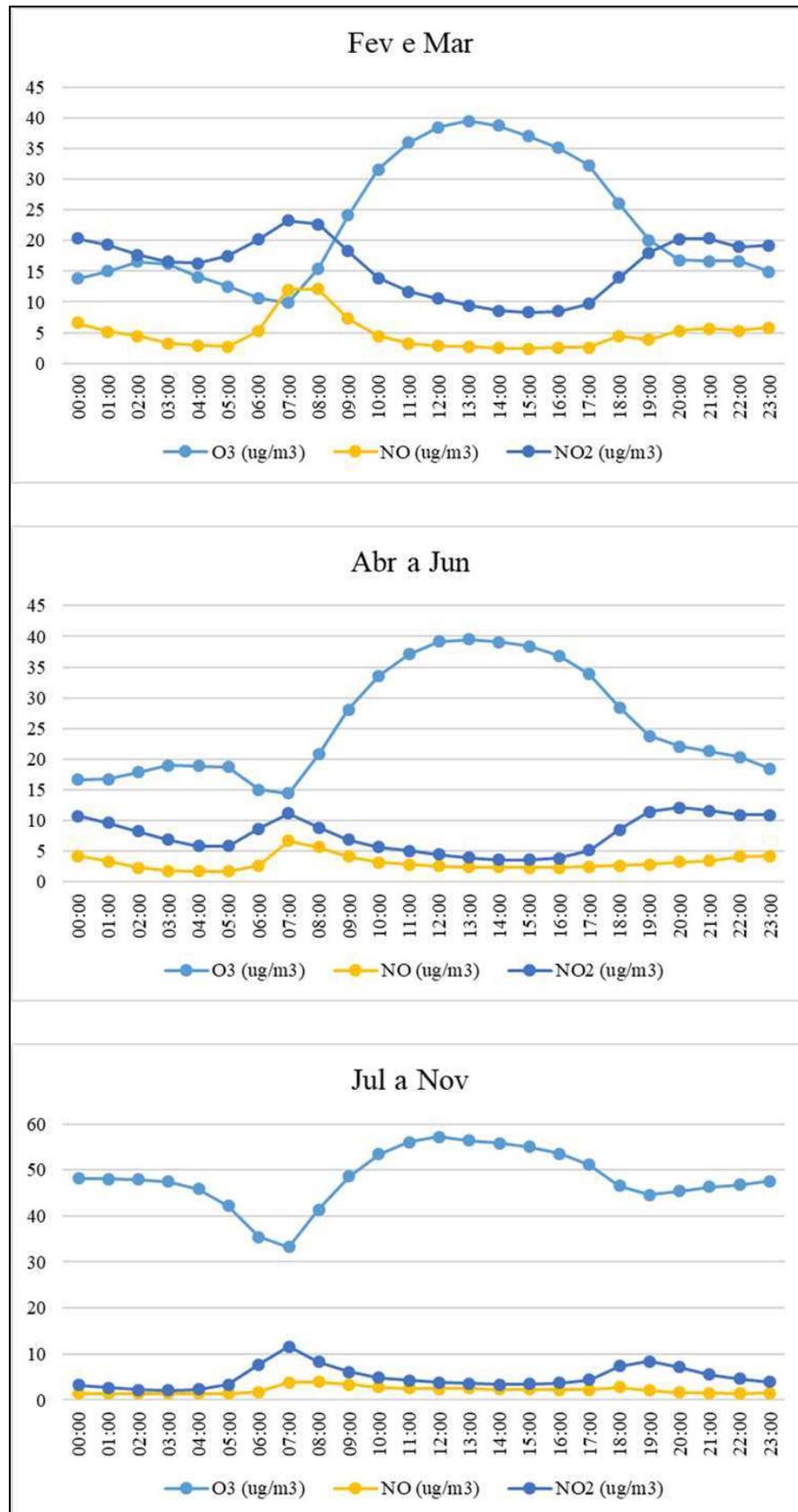
No período de fevereiro e março as concentrações horárias de NO variaram de 2,38 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (15h) a 12,13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (08h). Enquanto as concentrações de NO₂ variaram de 8,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (15h) a 23,29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h). No período de abril a junho, observa-se que há uma redução nessas concentrações, em que NO varia de 1,69 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (04h) a 6,67 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h) e NO₂ varia de 3,61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (15h) a 12,14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (20h). Como mencionado anteriormente, essa redução é um possível impacto das medidas de controle da pandemia de COVID-19 que limitaram a circulação de veículos e outras atividades potencialmente poluidoras do ar. Isso refletiu na

diminuição das concentrações de NO_x, uma vez que, do ponto de vista meteorológico, esses meses foram similares como mostrado na análise de agrupamento.

No período seco (julho a novembro), NO variou de 1,37 µg/m³ (03h) a 3,95 µg/m³ (08h) e NO₂ variou de 2,05 µg/m³ (03h) a 11,55 µg/m³ (07h). Essas concentrações são similares as do período de abril a junho, porém um pouco menores. Nesse caso, além das medidas de controle da COVID-19, menos rígidas do que no período anterior, há uma grande influência de elementos meteorológicos. Dentre eles os principais foram a radiação solar que contribui para a redução dos níveis de NO_x através de reações fotoquímicas, como aquelas que formam ozônio e a velocidade do vento, maior nesse período, que atua na dispersão dos poluentes.

Agudelo-Castaneda, Teireira e Pereira (2014) fizeram observações similares para as cidades de Canoas e Esteio no Rio Grande do Sul. Lá, as concentrações de NO elevaram-se às 6 horas com o aumento das emissões veiculares ou, possivelmente, das industriais. O pico foi registrado às 8 horas, seguindo do aumento das concentrações de NO₂ que atingiram seu máximo às 10 horas. Os autores também reportaram concentrações de O₃ maiores durante o período de maior intensidade da radiação solar, atingindo seu máximo às 14 horas. O mesmo padrão foi observado também por Han *et al.* (2011) na China, onde o maior pico de NO ocorre às 7 horas, cerca de 1-2 horas depois ocorre o pico de NO₂ e 6 horas depois verifica-se o pico de O₃. Conforme os autores, as reduções nas concentrações dos NO_x se correlacionam com o aumento das concentrações de O₃.

Figura 18 – Variação diária das concentrações de O₃, NO e NO₂ nos três períodos (PC_{s/p}, PC_{c/p} e PS_{c/p}).



Fonte: elaborado pelo autor.

As concentrações de O_3 variaram de $9,86 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h) a $39,52 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13h), de $14,42 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h) a $39,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13h) e de $33,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h) a $57,16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (12h) nos períodos de fevereiro a março, abril a junho e julho a novembro, respectivamente. Em todos os períodos é observado que o ozônio inicia seu ciclo de formação às 7 horas, atingindo seu pico às 13 horas nos dois primeiros períodos analisados (fevereiro a março e abril a junho – período chuvoso) e às 12 horas no terceiro período (período seco). Não houve diferenças quanto à concentração máxima entre os dois primeiros períodos. No entanto, a concentração mínima e média foram cerca de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, maiores nos meses de abril a junho em relação aos meses de fevereiro e março, inverso do que ocorreu com as concentrações dos NO_x . A formação do dióxido de nitrogênio (NO_2) ocorre, dentre outras formas, por meio da reação do monóxido de nitrogênio com o ozônio ($\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$) (HAN *et al.*, 2011). Dessa forma, a diminuição dos níveis dos óxidos de nitrogênio durante os meses de abril a junho, em virtude da pandemia, pode ter colaborado para o acúmulo de O_3 na atmosfera. Tais resultados vêm sendo apontados em diferentes artigos que investigaram o impacto da pandemia do corona vírus na qualidade do ar de diferentes cidades (Dantas *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2020; Nakada e Urban, 2020; Patel *et al.*, 2020; Selvam *et al.*, 2020; Siliciano *et al.*, 2020, Tobías *et al.*, 2020).

Nos meses de julho a novembro as concentrações de O_3 foram bem mais elevadas que as dos outros dois períodos, principalmente, pelo efeito da sazonalidade climática, como explicado no item 5.2.1. Em todos os períodos as concentrações de O_3 reduzem no início da noite após o segundo pico de tráfego quando ocorre maiores emissões de NO e NO_2 , impulsionando as reações químicas que consomem o O_3 , ao mesmo tempo em que a redução da camada limite noturna atua estabilizando as concentrações de O_3 . Então, nas primeiras horas da manhã, com as novas emissões de NO_x , a oxidação de NO por O_3 reduz as concentrações desse último, que voltam a aumentar após o pico de concentração de NO_x relacionado ao tráfego matutino de rotina de trabalho e aumento da radiação solar.

5.3.2 MP_{10} e $MP_{2,5}$

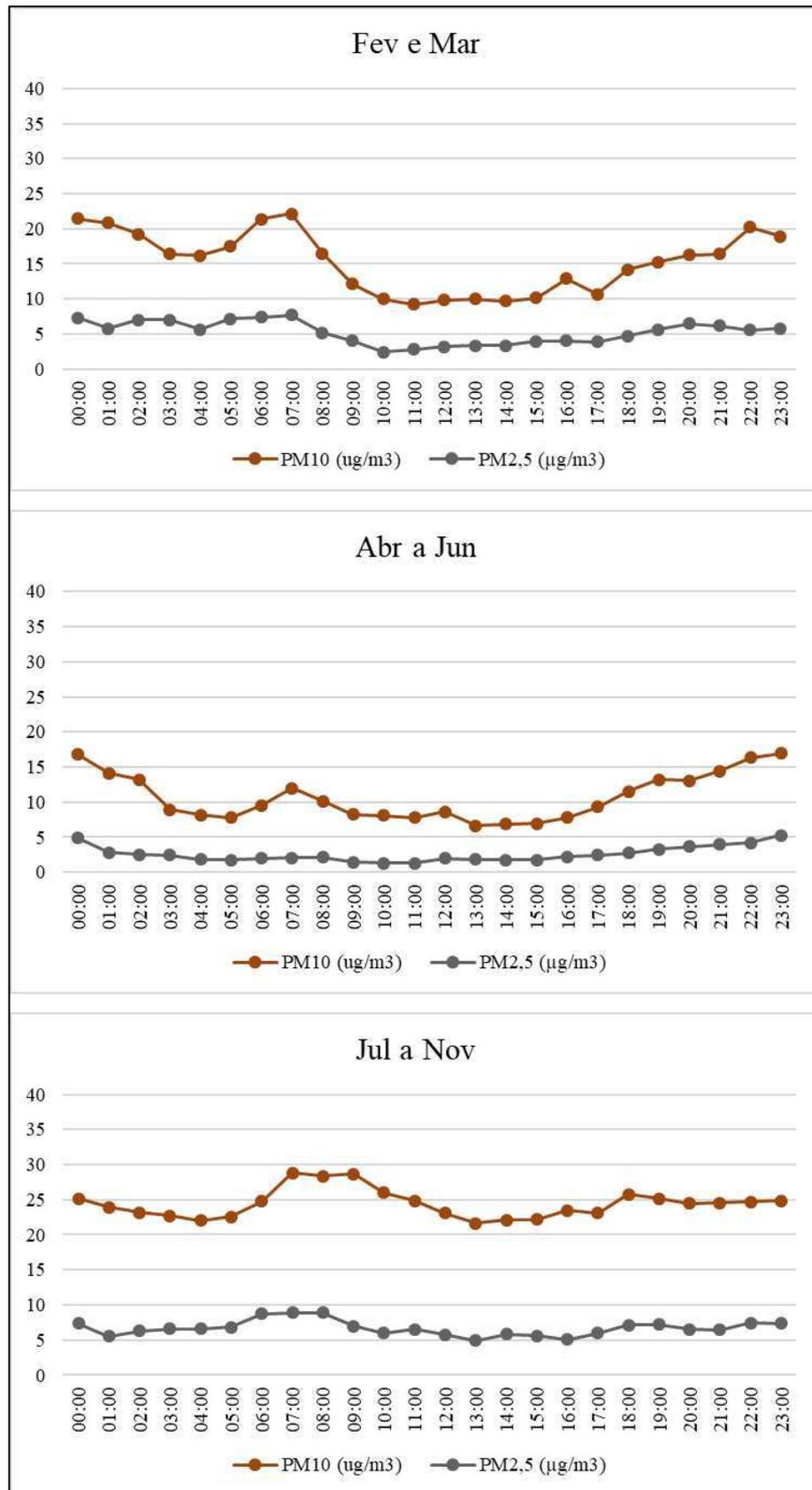
Na figura 19 são apresentadas as variações diárias das concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$ nos três períodos considerados para análise. As concentrações de MP_{10} variaram de $9,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (11h00) a $22,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h00) no período de fevereiro a março, $6,63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13h00) a $16,96 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (23h00) nos meses de abril a junho e de $21,61 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13h00) a $28,81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (07h00) nos meses do período seco (julho a novembro). Enquanto as concentrações de $MP_{2,5}$ variaram de $2,44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10h00) a $7,69 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (7h00) e de $1,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (10h00) a $5,27 \mu\text{g}/\text{m}^3$

(23h00) nos períodos de fevereiro a março e abril a junho, respectivamente. Por um problema no equipamento, os dados de $MP_{2,5}$ no período seco (julho a novembro) representam apenas o mês de julho e a última semana do mês de novembro. Esses variaram de $4,88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (13h00) a $8,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (7h00). O material particulado (MP_{10} e $MP_{2,5}$) obteve maiores valores no período seco e menores no período chuvoso, como já explicado no item 5.2.2.

As concentrações de MP_{10} mostraram um acréscimo a partir das 5h nos três períodos, atingindo um pico às 7h quando começam a diminuir. Esse pico está relacionado as emissões de partículas no tráfego matutino de maior intensidade, como aqueles observados nas concentrações de NO e NO_2 . Conforme a temperatura e a radiação aumentam, provocando o aumento da instabilidade atmosférica, as concentrações tendem a diminuir devido as condições favoráveis à dispersão das partículas e mistura na camada limite. Essas concentrações voltam a aumentar em torno das 16-17h – outro momento do dia com intenso fluxo veicular –, e tendem a permanecerem altas à noite, atingindo um novo pico próximo à meia noite, quando então, tendem a diminuir até o início da manhã.

Esse comportamento descrito no parágrafo anterior é típico da poluição atmosférica nas áreas urbanas e fica bem evidente no período de fevereiro a março, com destaque para o acúmulo devido às emissões no início da manhã e a redução proporcionada pela dispersão eficiente no período da tarde. No segundo período há uma redução nas concentrações de MP_{10} que é possivelmente efeito das medidas relacionadas à pandemia de COVID-19. Essa redução nos níveis de MP_{10} foi relatada em estudos feitos em diferentes países ao redor do mundo: redução de 40 a 60% na Índia (SINGH *et al.*, 2020), 26 a 31% na Malásia (KANNIAH *et al.* 2020), 59% na Turquia (ORAK; OZDEMIR, 2021), 75% em Salé no Marrocos (OTMANI *et al.*, 2020) e 27,8% a 31% em Barcelona na Espanha (TOBÍAS *et al.*, 2020).

Figura 19 – Variação diária das concentrações de MP_{10} e $MP_{2,5}$ nos três períodos (PCs/p, PCc/p e PSc/p).



Fonte: elaborado pelo autor.

Para as concentrações de $MP_{2,5}$ verifica-se o mesmo comportamento relatado para o MP_{10} . No entanto, como observa-se na figura 18, a variação de $MP_{2,5}$ ao longo do dia é mais leve em relação a variação das concentrações de MP_{10} . Todavia, ainda é possível observar aumento das concentrações nos horários de pico do tráfego e no período noturno, seguindo a mesma lógica apresentada para MP_{10} . Bem como, verifica-se uma redução das concentrações nos meses de abril a junho. Como já explicado, isso é um efeito das medidas adotadas para controle da pandemia de COVID-19. Tal fato foi relatado em vários lugares do mundo, sendo bem descrito em Faridi *et al.* (2021).

Nos meses de julho a novembro observa-se um grande aumento nas concentrações de MP_{10} . Níveis bem mais elevados que durante o período pré-pandêmico. Concentrações mais elevadas de MP_{10} e $MP_{2,5}$ no período seco em relação ao período chuvoso foram reportadas anteriormente para Fortaleza por Rocha *et al.* (2017) e Dias *et al.* (2020). Dentre os principais motivos para isso está o efeito das chuvas, que atuam removendo as partículas da atmosfera. Um outro possível fator seria a ocorrência de ventos mais rápidos durante o período seco, que podem ressuspender o material particulado do solo e/ou transportá-lo de outras áreas para a área de estudo.

5.3.3 CO

A variação das concentrações diárias de CO para os três períodos estudados é apresentada na figura 20. As concentrações de monóxido de carbono variaram de $284,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (15h) a $534,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (23h) entre fevereiro e março, de $283,64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (15h) a $462,72 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (23h) entre os meses de abril a junho, e de $285,18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (04h) a $456,32$ (18h) nos meses do período seco (julho a novembro). A concentração média ($400,75 \mu\text{g}/\text{m}^3$) foi maior no primeiro período em relação aos segundo e terceiro períodos que tiveram uma redução de cerca de 12,5% e 15%, respectivamente, em relação ao primeiro período. Foi também nos meses de fevereiro e março em que se registrou a maior média horária entre os períodos.

Nos meses de fevereiro e março é observada a formação de dois picos acentuados de concentração nos horários das 6h às 9h e das 17h às 19h, que representam as emissões do tráfego de veículos que apresenta maior intensidade nesses horários, como o observado com as concentrações dos óxidos de nitrogênio. Entre as 10h e 17h são observadas as menores concentrações do período, horário de temperaturas e radiações mais elevadas, as quais favorecem os processos de dispersão e diluição dos poluentes na camada limite. Enquanto que, durante à noite, após o segundo pico de tráfego observa-se concentrações mais elevadas e

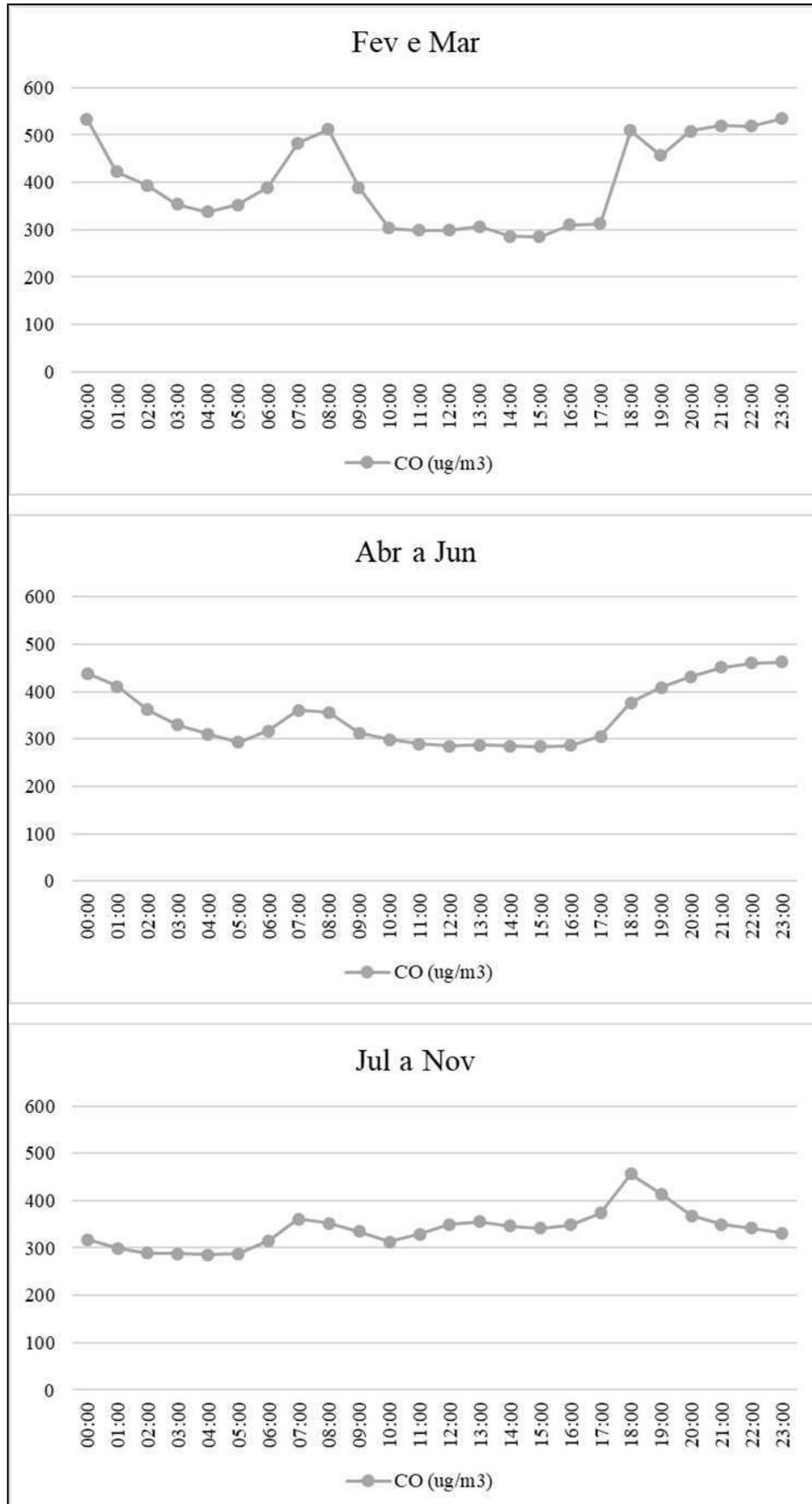
estáveis até a meia noite, devido a estabilidade da camada limite noturna. Isso promove uma menor diluição e dispersão mais lenta dos poluentes emitidos.

Lafit *et al.*, (2014) reportaram um padrão semelhante para as concentrações de CO e NO medidas na Malásia durante os anos de 1997 a 2011. Verificou-se um primeiro pico ocorrendo entre as 8h e 9h e um segundo pico menor ocorrendo por volta das 19-21h com as concentrações de CO variando de 326,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a 443,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Segundo Raga *et al.* (2001), esse comportamento nas variações de CO e NO é típico de áreas urbanas com influências de fontes móveis. Outros estudos relatam resultados similares como os de: Agudelo-Castaneda, Teixeira e Pereira (2014) no Rio Grande do Sul; Chiquetto *et al.* (2021) em São Paulo, Singh *et al.* (2020) na Índia; e Wang *et al.* (2017) na China.

Agora, avaliando o período de abril a junho, verifica-se o mesmo comportamento das concentrações horárias nos meses de fevereiro e a março, porém com concentrações menores, especialmente nos horários de pico do tráfego veicular. Isso pode ser explicado devido à redução do fluxo veicular resultado das medidas adotadas durante a pandemia. Há predominância de menores concentrações no período das 10h às 17h e maiores no período noturno. Em São Paulo, Kanada e Urban (2020) relataram diminuição de até 64,8% nas concentrações de CO durante o lockdown parcial, iniciado no dia 24 de março de 2020, em relação à média dos últimos 5 anos para o mesmo período. No Rio de Janeiro, durante o período de lockdown parcial (23/03/20 a 12/04/20) houve uma redução de 37% a 43,6% nos valores medianos de CO na atmosfera em relação ao mesmo período no ano anterior. Em Delhi na Índia, a poluição por CO diminuiu cerca de 36,8% e 21,4% em áreas dominadas por emissões do tráfego e em áreas dominadas por emissões industriais, respectivamente. Esses estudos apontaram a redução do tráfego veicular no período como o principal fator para a melhoria observada na qualidade do ar.

Nos meses de julho a novembro estava em vigor o plano de retomada gradual da economia nas suas últimas fases. Com esse fato, ocorreram algumas mudanças em relação aos meses anteriores. Apesar de ser possível observar os picos característicos das emissões do tráfego com concentrações menores que nos meses de fevereiro e março, esses permanecem mais acentuados que nos meses de abril a junho – já que nessa fase as medidas de controle da pandemia eram mais rigorosas e interferiram na mobilidade urbana e nas atividades econômicas. Ainda sobre os meses de julho a novembro, não há uma variação expressiva nas concentrações de monóxido de carbono entre o período do dia e da noite. Possivelmente devido a melhor dispersão do poluente, resultado da maior velocidade do vento no período seco e da maior produção de O_3 , que também tem o CO como um dos seus precursores.

Figura 20 – Variação diária das concentrações de CO nos três períodos (PCs/p, PCc/p e PSc/p).



Fonte: elaborado pelo autor.

5.3.4 SO₂

Na figura 21 estão representadas as variações diárias das concentrações de dióxido de enxofre para os três períodos analisados neste estudo. No primeiro período (fevereiro a março), as concentrações variaram de 6,5 µg/m³ (16h) a 7,44 µg/m³ (21h). No segundo período (abril a junho), a menor concentração foi de 6,88 µg/m³ (5h00) e a maior de 7,68 µg/m³ (14h00). Enquanto que, no terceiro período (julho a novembro), as concentrações variaram de 6,9 µg/m³ (16h00) a 7,55 µg/m³ (10h00). Não há variações expressivas das concentrações de SO₂ ao longo do dia ou entre os períodos. Isso ocorre possivelmente pela ausência ou baixa quantidade de emissões industriais na área de estudo, aliada a baixa contribuição das fontes veiculares, uma vez que esse poluente é gerado principalmente por fontes industriais e veículos pesados.

Concentrações de SO₂ similares as observadas neste estudo foram reportadas por Tessarolo (2012) na Cidade de Cachoeira Paulista (SP). A autora observou que as concentrações horárias de SO₂ variavam de um mínimo de 1,4 µg/m³ a 5,0 µg/m³. Ela viu pequenas variações no perfil diário das concentrações com variações no período da madrugada e um pico em torno das 9h. No entanto, como o perfil diurno do SO₂ apresentou, de forma geral, concentrações pequenas, a autora verificou que essas representavam uma concentração de fundo.

Tessarolo (2012) também analisou as cidades de Cubatão e Rio Claro, ambas em São Paulo. Nesses locais, as concentrações de SO₂ variaram de 18,1 µg/m³ a 117,2 µg/m³ e 16,9 µg/m³ a 47,7 µg/m³, respectivamente. Em Rio Claro os maiores níveis eram encontrados em torno das 10h, período de grande tráfego de veículos, representando, assim, a queima de combustíveis fósseis como uma grande fonte local de SO₂. Em Cubatão foi observado um comportamento bastante homogêneo, aumentando a partir das 6h e atingindo o máximo às 9h. A pesquisadora ressalta a grande concentração de indústrias na área com presença de refinarias de petróleo, indústrias de cimento e armazéns de combustíveis.

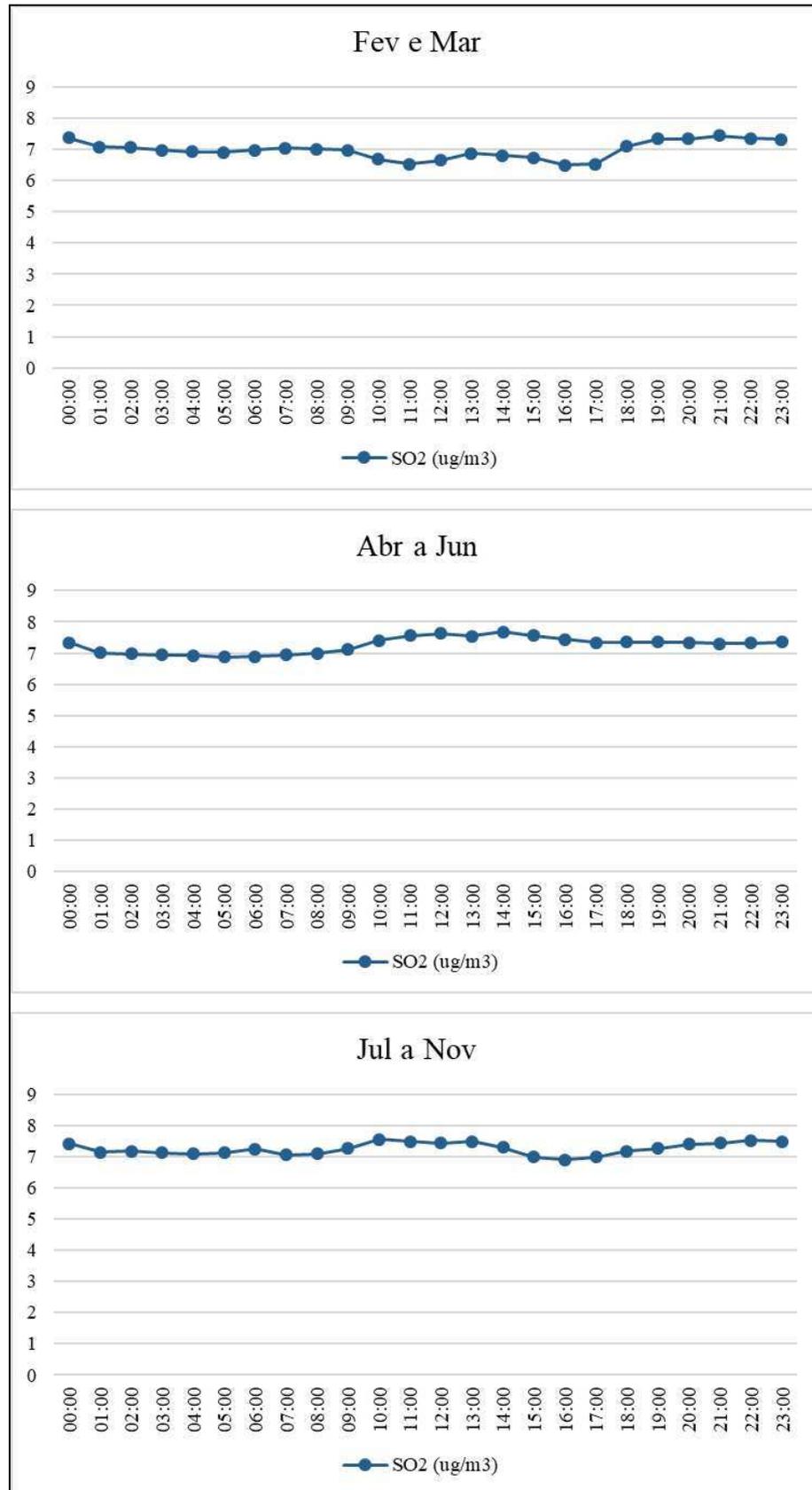
Em outro estudo, agora na Malásia, em uma análise realizada para o período de 1997 a 2011, Lafit *et al.* (2014) relataram concentrações de SO₂ variando de 4,7 µg/m³ a 5,5 µg/m³. Os valores eram crescentes a partir do meio dia até tarde da noite, com pico entre às 18-19 horas. Segundo os autores, nesse horário as condições de estabilidade atmosférica e emissões de veículos motorizados podem influenciar as concentrações de SO₂. Neste trabalho, é possível observar esse aumento das concentrações no período noturno nos meses de fevereiro e março e concentrações levemente mais elevadas durante o horário de 10 às 14 horas nos

outros dois períodos. No entanto, vale ressaltar que são variações muito pequenas de cerca de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

No Marrocos a concentração de SO_2 antes do período de *lockdown* (11/03/20-20/03/20) era de $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, passando para $3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ durante o período de bloqueio (21/03/20-02/04/20) (OTMANI *et al.*, 2020). Os autores apontam as políticas de redução do teor de enxofre no combustível como motivo para as baixas concentrações de SO_2 e atribuem a redução no período do bloqueio às medidas tomadas para prevenção e controle do COVID-19. Tais providências levaram ao encerramento das atividades de navios comerciais e incineração (zona industrial e complexo cerâmico no entorno do local de amostragem).

Diferentemente do reportado por Otmani *et al.* (2020), no presente estudo, os níveis médios de SO_2 tiveram um leve aumento durante os meses de abril a junho – quando houve *lockdown* parcial seguido de *lockdown* total –, especificamente, no horário de 10 às 16 horas. No entanto, como apresentado no item 5.2.5, as concentrações de SO_2 não tiveram diferenças estatisticamente significativas. Kerimray *et al.* (2020) relataram que o aumento de 7% nas concentrações de SO_2 durante o bloqueio na pandemia no Cazaquistão foram estatisticamente insignificantes. Considerações semelhantes foram feitas em São Paulo por Nakada e Urban (2020) e na Índia por Sharma *et al.* (2020).

Figura 21 – Variação diária das concentrações de SO₂ nos três períodos (PCs/p, PCc/p e PSc/p).

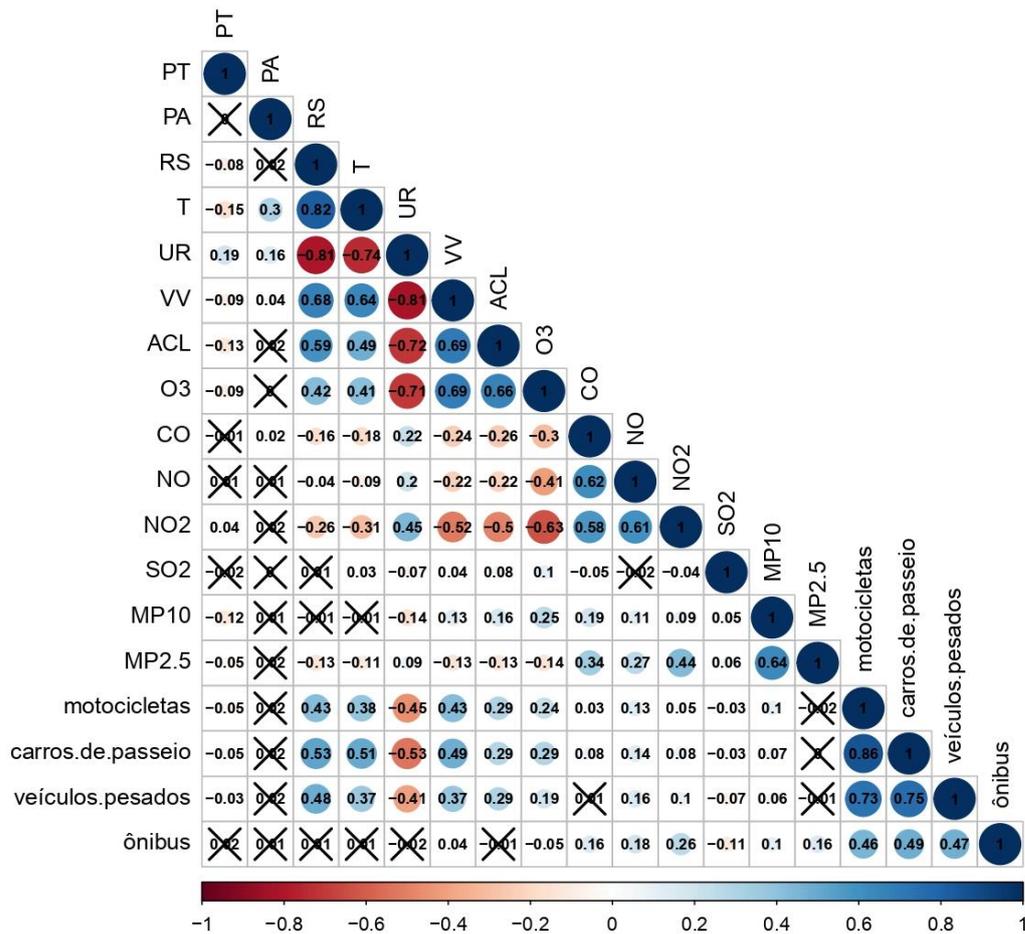


Fonte: elaborado pelo autor.

5.4 Influência das variáveis meteorológicas e do tráfego

A influência das variáveis meteorológicas (temperatura, radiação solar, velocidade do vento, umidade relativa, pressão atmosférica, precipitação total e altura da camada limite) e do tráfego (nº de carros de passeio, nº de motocicletas, nº de ônibus e número de veículos pesados) sobre as concentrações dos poluentes (CO, NO, NO₂, O₃, SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5}) foi avaliada por meio do teste de correlação de Pearson (figura 22).

Figura 22 – Matriz de correlação de Pearson.



Legenda: PT – precipitação total, PA – pressão atmosférica, RS – radiação solar, T – temperatura, UR – umidade relativa, VV – velocidade do vento, ACL – altura da camada limite planetária.

Fonte: elaborado pelo autor.

Foram observadas correlações moderadas entre os poluentes CO, NO, NO₂ e O₃. A correlação dos três primeiros indica a existência de fontes comuns de emissão. Esses poluentes são emitidos em processos de combustão, principalmente combustão veicular. Embora somente correlações fracas tenham sido observadas entre esses poluentes e o número de veículos, sabe-se que a emissão veicular é a principal fonte desses compostos na atmosfera

urbana. Essa associação entre tráfego e as concentrações desses poluentes fica bem evidente nos perfis diários apresentados anteriormente.

O NO_2 também apresentou correlações moderadas negativas com a velocidade do vento ($r = -0,52$ e $p < 0,01$) e a altura da camada limite ($r = -0,5$ e $r < 0,01$), fatores ligados a dispersão e diluição desse poluente na atmosfera. Por outro lado, o O_3 apresentou correlação moderada positiva com a velocidade do vento ($r = 0,69$ e $p < 0,00$). Segundo Agudelo-Castaneda, Teixeira e Pereira (2014), conforme a velocidade do vento aumenta, aumenta a dispersão e mistura dos NO_x emitidos em fontes mais próximas (isto é, rodovias e fontes estacionárias), otimizando a formação de O_3 a partir de seus precursores.

O ozônio também apresentou correlação positiva moderada com temperatura ($r = 0,41$ e $p < 0,01$) e radiação ($r = 0,42$ e $p < 0,01$), devido à relação desses fatores com as reações fotoquímicas. A maior correlação de O_3 com velocidade do vento em relação à correlação com a radiação solar poder ser um indicativo da contribuição do transporte de fontes distantes da área de estudo. Por fim, o O_3 apresentou uma correlação forte negativa com a umidade relativa ($r = -0,70$ e $p < 0,01$). Resultados semelhantes foram reportados por Jones, Harrion e Baker (2010) e Pancholi *et al.* (2018). De acordo com Pancholi *et al.* (2018), a formação fotoquímica de O_3 troposférico é influenciada tanto por seus precursores (NO_x e COVs) quanto por variáveis meteorológicas. Dessa forma, os níveis de O_3 são afetados significativamente pela variabilidade de fatores como temperatura, umidade relativa, velocidade do vento e radiação solar.

As partículas (MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$) apresentaram correlação moderada positiva entre si ($r = 0,64$ e $p < 0,01$). Mas apenas correlações fracas foram observadas entre as partículas com os parâmetros meteorológicos e com os demais poluentes. Salvo a correlação moderada positiva ($r = 0,43$ e $p < 0,01$) entre $\text{MP}_{2,5}$ e NO_2 . Possivelmente relacionada com a existência de fontes de emissões comuns entre os poluentes, especialmente processos de combustão.

O SO_2 possui apenas algumas correlações muito fracas com alguns parâmetros meteorológicos e alguns poluentes. Possivelmente devido à baixa variação dos níveis, indicando que esse poluente não é originário da frota veicular ou de atividades que foram cessadas durante os períodos de lockdown. As concentrações observadas podem ser concentrações de fundo, como em Tessarolo (2012).

Embora as correlações entre as variáveis de tráfego e concentrações dos poluentes tenham sido fracas, é possível observar a influência do tráfego de veículos nas concentrações dos poluentes CO , NO , NO_2 e partículas nos perfis diários apresentados em seções anteriores.

A baixa correlação observada pode ser explicada devido aos dados serem apenas de uma avenida – a qual está a sotavento do ponto de amostragem –, bem como à dispersão eficiente dos poluentes durante o dia.

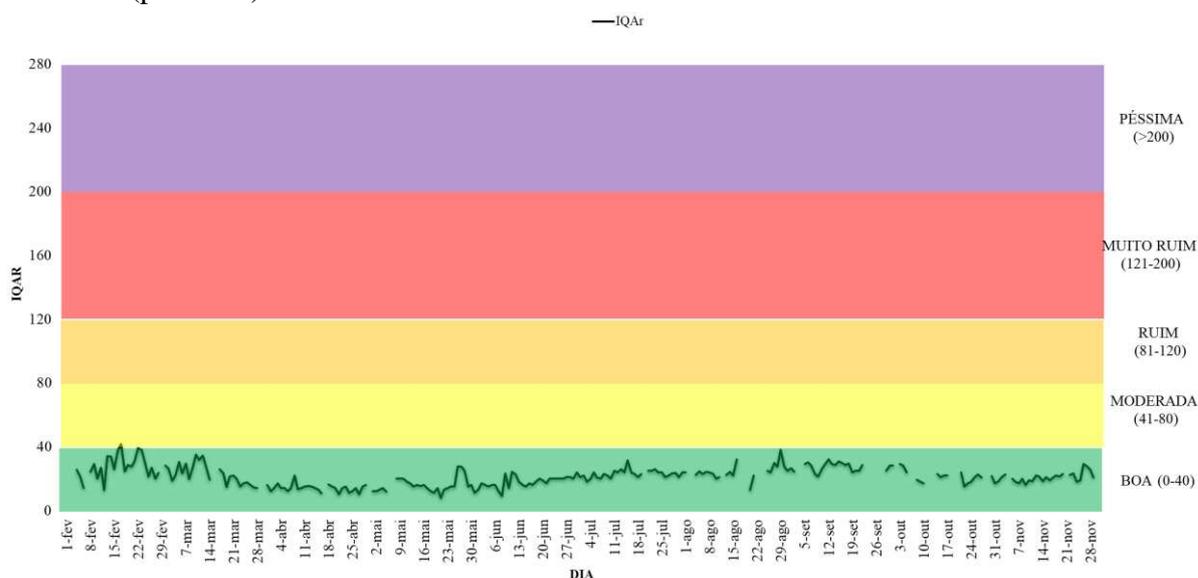
5.5 Índice de Qualidade do Ar, Padrões de Qualidade do Ar e Implicações para a Saúde Humana

O índice de qualidade do ar foi calculado para cada poluente legislado (O_3 , CO, NO_2 , SO_2 , MP_{10} e $MP_{2,5}$) para todos os dias válidos do período estudado (fevereiro a novembro), isto é, para todos os dias que apresentaram os valores de medição referentes às 24 horas do dia. Ressalta-se que a análise do índice de qualidade do ar leva em consideração os padrões de qualidade do ar individuais, portanto, não consideram os efeitos conjunto dos poluentes sobre o ambiente, portanto, é possível que esses efeitos sejam subestimados.

Dos 304 dias monitorados, 82,3% foram válidos para O_3 , 75,7% para CO, 80,9% para NO_2 , 82,6% para SO_2 , 77,6% para MP_{10} e 44,4% para $MP_{2,5}$. Desses, apenas 112 dias (37,5%) foram válidos para os 6 poluentes.

O índice de qualidade do ar (IQAr) ou índice geral de qualidade do ar (Figura 23) é dado pelo maior índice entre os oito calculados. Ao longo de todo o período analisado, a qualidade do ar foi classificada como boa, com IQAr mínimo de 6 (NO_2 – 1h) e máximo de 34 (MP_{10} – 24h), com exceção do dia 17 de fevereiro que teve um IQAr de 42 (classificado como moderado), referente ao indicador NO_2 medido em 24h. O IQAr aproximou-se do limite entre as classificações boa e moderada no final de fevereiro e início de março (período pré-pandêmico) e no segundo semestre durante os meses de agosto, setembro e início de outubro. Nesses últimos meses, o IQAr recebeu a contribuição principalmente do ozônio (8h) e do MP_{10} (24h). Esses poluentes, foram mais concentrados durante os meses do período seco, como já explicado anteriormente, devido às condições meteorológicas do período, principalmente.

Figura 23 – Índice de Qualidade do Ar considerando todos os dias que tiveram pelo menos um indicador (poluente) válido.



Fonte: elaborado pelo autor.

Considerando os 263 dias que possuíam dados para pelo menos um dos poluentes monitorados no período (fevereiro a novembro: 304 dias) (Tabela 6), o O_3 foi o poluente que mais participou no índice de qualidade do ar geral, sendo esse o poluente indicador em 129 dias (49%). O MP_{10} foi o indicador da qualidade do ar em 56 dias (21,3%). Enquanto o NO_2 foi o indicador em 50 dias (19%). O $MP_{2,5}$ foi o indicador em 10 dias (3,8%). O SO_2 foi o indicador em 2 dias (0,4%). Isso ocorreu porque em um desses dias havia dados disponíveis apenas para esse poluente e no outro apenas para SO_2 e material particulado. Portanto, o IQAr pode não refletir fielmente a qualidade do ar nesses dois dias específicos. 16 dias (6,1%) tiveram duplo indicador, ou seja, dois poluentes obtiveram o mesmo valor de IQAr, sendo esse valor o valor máximo entre todos os IQAr. Desses, 13 dias (4,9%) tiveram o O_3 e o MP_{10} como indicadores, 2 dias (0,8%) o O_3 e o NO_2 e 1 dia (0,4%) o O_3 e o $MP_{2,5}$. O CO não foi o indicador em nenhum dos dias analisados.

Tabela 6 – Quantidade de dias em cada classificação do IQAr por poluentes e % de dias em que cada poluente foi o indicador.

indicador	Distribuição da Classificação do IQAr em dias					% de dias como indicador do IQAr Geral
	Boa	moderada	ruim	muito ruim	péssima	
O ₃	252	0	0	0	0	59,0 + 6,1*
CO	230	0	0	0	0	0
NO ₂	245	1	0	0	0	19,0 + 0,4**
SO ₂	251	0	0	0	0	0,4
MP ₁₀	236	0	0	0	0	21,3 + 0,8**
MP _{2,5}	135	0	0	0	0	3,8 + 0,4**
IQAr Geral	262	1	0	0	0	-

* duplo indicador com NO₂, MP_{2,5} ou MP₁₀; ** duplo indicador com O₃.

Fonte: elaborado pelo autor.

Considerando apenas os 114 dias como dados válidos para os 6 indicadores (poluentes) (apenas dias entre os meses de fevereiro a julho), o O₃ foi o poluente indicador em 56 dias (49,1%), o NO₂ em 44 dias (38,6%), o MP₁₀ em 5 dias (4,4%) e 3 dias (2,7%) tiveram duplo indicador. Desses 3 dias, 2 dias (1,8%) tiveram o NO₂ e O₃ como indicadores e 1 dia (0,9%) teve O₃ e MP_{2,5} como indicadores. CO e SO₂ não foram indicadores em nenhum dos 114 dias.

O índice de qualidade do ar manteve-se no intervalo de 0 a 40 em praticamente todos os dias analisados. A única exceção foi o índice de valor 42, referente ao NO₂ (24h), classificado como moderado. A classificação da qualidade do ar como boa indica que as concentrações dos poluentes estão abaixo do limite máximo recomendado pela Organização Mundial de Saúde (OMS) e, portanto, não oferecem riscos à saúde da população. Por sua vez, a classificação moderada indica que tais limites foram ultrapassados para pelo menos um dos poluentes analisados, impactando a população mais sensível, conforme apresentado na figura 24.

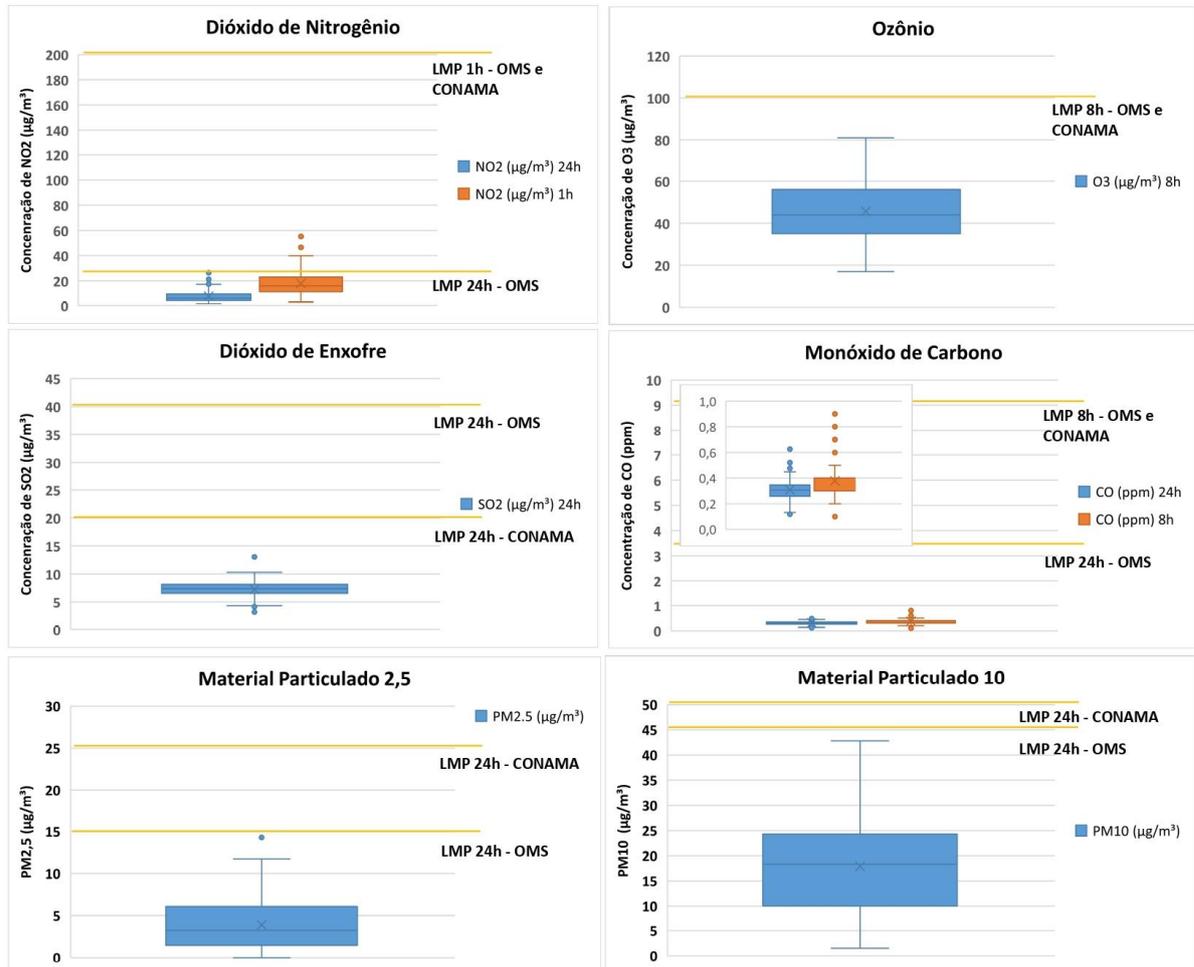
Figura 24 – Classificações da qualidade do ar e respectivos efeitos à saúde.

Qualidade do Ar e Efeitos à Saúde		
Qualidade	Índice	Significado
Boa	0 - 40	
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.
Ruim	81 - 120	Toda a população pode apresentar sintomas como tosse seca, cansaço, ardor nos olhos, nariz e garganta. Pessoas de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas) podem apresentar efeitos mais sérios na saúde.
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 à saúde de grupos sensíveis (crianças, idosos e pessoas com doenças respiratórias e cardíacas).
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.

Fonte: Cetesb, 2021.

O padrão de qualidade do ar final (PF) estabelecido na Resolução CONAMA nº 491/18 corresponde aos valores do padrão intermediário 4 indicado pela OMS (2021) nas suas novas diretrizes de qualidade do ar (antigo padrão final das diretrizes de 2005 da OMS). Dessa forma, em todos os dias monitorados, a qualidade do ar estava em conformidade com os padrões de qualidade do ar nacionais de 1h (NO₂), 8h (O₃ e CO) e 24h (SO₂, MP₁₀ e MP_{2,5}), apresentados na seção 3.5 e com o padrão final da OMS, com exceção do dia em que a qualidade do ar foi moderada, que estava de acordo com o padrão intermediário 4 da OMS, mas não com o padrão Final da mesma organização (Figura 25).

Figura 25 – Comparação das concentrações dos poluentes (1h, 8h e 24h) durante o ano de 2020 com seus respectivos padrões de qualidade do ar (Res. CONAMA n° 491/18 e OMS/2021).



Fonte: elaborado pelo autor.

No geral, todos os poluentes apresentaram concentrações bem abaixo dos dois padrões considerados, como mais de 50% das observações com concentrações inferiores a 50% do valor do limite máximo permitido recomendado pela OMS.

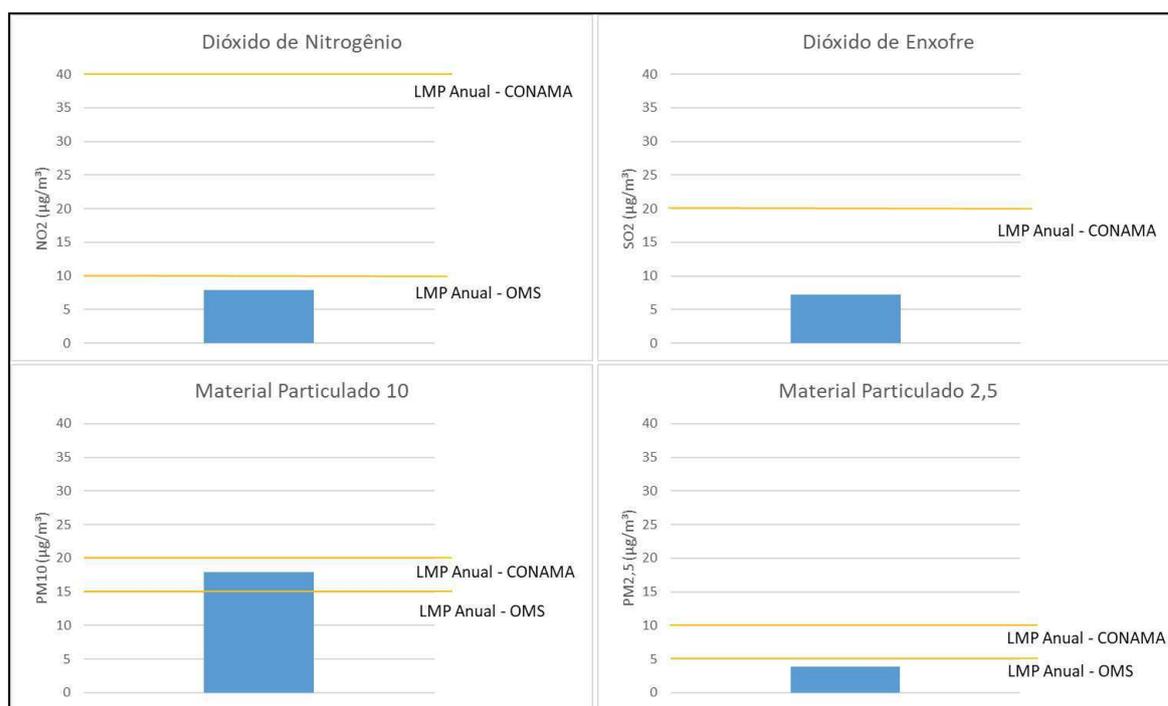
Considerando a exposição a curto prazo (1h, 8h e 24h), o NO₂ (24h) foi o único que ultrapassou algum padrão de qualidade do ar, e foi também o que mais apresentou observações próximas ao LMP pela OMS. Tendo uma contribuição significativa como indicador no índice de qualidade do ar, especialmente em fevereiro e início de março. No entanto, a maior parte das concentrações observadas tiveram valores bem abaixo (menos da metade) do LMP.

Após o NO₂, o MP₁₀ e o ozônio foram os poluentes que mais aproximaram-se dos LMP. Sendo o O₃ o poluente que mais contribuiu como indicador para o IQAr (tabela 6).

Portanto, pode-se dizer que esses são os poluentes aos quais as pessoas estão mais expostas (considerando exposição em curto prazo: 1h, 8h e 24h) e os mais prováveis de virem a oferecer algum risco relacionado à exposição de curto prazo no futuro. Cabe reforçar que 2020 foi um ano atípico devido à pandemia do corona vírus e como apresentado anteriormente as concentrações de NO_2 , principalmente, e do material particulado (MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$) sofreram uma redução devido a diminuição das atividades emissoras desses poluentes. Além disso, não há observações de $\text{MP}_{2,5}$ no período de agosto a novembro. As concentrações de MP_{10} e $\text{MP}_{2,5}$ estão positivamente correlacionadas e apresentam uma tendência similar. Dessa forma, as concentrações de $\text{MP}_{2,5}$ foram provavelmente maiores nesse período em que não houve o monitoramento, podendo inclusive terem ultrapassado o limite máximo permitido pela OMS. Isso mostra uma falha na gestão da qualidade do ar, pois é necessário o monitoramento contínuo de todos os poluentes durante todo o ano para que se possa saber o nível de poluição atmosférica e os riscos associados à sua exposição.

Em relação aos padrões anuais, considerando o monitoramento desses 10 meses como representativo para o ano, também nenhum dos poluentes ultrapassou os valores indicados no PF da resolução CONAMA nº 491/18 (figura 26). Ozônio e monóxido de carbono não possuem padrão anual, pois estão mais relacionados a efeitos de curto prazo. O SO_2 não possui um valor padrão anual para a qualidade do ar nas diretrizes da OMS e, portanto, não apresentam um PF na resolução CONAMA nº 491/18. No entanto, a resolução CONAMA nº 491/18 traz um padrão intermediário anual para o SO_2 .

Figura 26 – Comparação das concentrações anuais dos poluentes legislados com seus respectivos padrões de qualidade do ar (Res. CONAMA nº 491/18 e OMS/2021).



Fonte: elaborado pelo autor.

O material particulado é um poluente que merece especial atenção, uma vez que a concentração média anual de MP₁₀ ultrapassou o limite seguro apontado pela OMS, representando um risco de médio a longo prazo, caso seus níveis sigam assim. Enquanto o MP_{2,5} e o NO₂ se aproximaram do LMP da OMS. A concentração média de MP_{2,5} é referente apenas aos meses de fevereiro a julho e a última semana do mês de novembro. É possível que esse valor esteja subestimado, visto que as concentrações das partículas aumentaram no segundo semestre do ano quando quase não há dados para MP_{2,5}.

O material particulado é um poluente cancerígeno para humanos segundo a Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer (IARC) e já foi reportado em concentrações superiores aos limites recomendados pela OMS em outros estudos realizados em outros locais na cidade de Fortaleza (Rocha *et al.*, 2014; 2017; Freitas *et al.*, 2019; Dias *et al.*, 2020; Santiago *et al.*, 2021). Além disso, um estudo de Rocha *et al.* (2020) mostrou que se as concentrações diárias de MP₁₀ no período de 2015 a 2017 ($36,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fossem reduzidas em $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ seriam evitadas um total de 130 internações, enquanto que uma redução de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ levaria a um total de 410 internações. Essas internações equivalem em termos monetários, respectivamente, US\$ 62.631,84 e US\$ 191.329,24.

6 CONCLUSÃO

A partir da análise da variação da qualidade do ar no ano de 2020, foi possível observar a formação de 3 períodos com níveis de poluição significativamente diferentes: “período chuvoso sem pandemia ($PC_{s/p}$)” (fevereiro e março), “período chuvoso com pandemia ($PC_{c/p}$)” (abril a junho) e “período seco com pandemia ($PS_{c/p}$)” (julho a agosto). Em $PC_{s/p}$ predominaram as concentrações dos óxidos de nitrogênio. Enquanto que em PS predominaram as concentrações de ozônio e material particulado. Em $PC_{c/p}$ houve uma redução nas concentrações da maioria dos poluentes. Acredita-se que a formação de dois grupos distintos no período chuvoso seja um reflexo das medidas para controle da pandemia da COVID-19 adotadas a partir de meados de março de 2020, sendo este um ano atípico.

Quanto a variação diária, foi possível observar perfis típicos de emissões do tráfego veicular durante o início da manhã e final da tarde/início da noite para a maioria dos poluentes. As exceções foram: o SO_2 que não apresentou variação diária significativa, sendo possivelmente essa uma concentração de fundo; e o ozônio, um poluente que depende da radiação solar para sua formação e, portanto, apresenta as maiores concentrações nos horários de maiores radiação e temperatura (12-14h). Com exceção do O_3 e do SO_2 , os demais poluentes tiveram as maiores concentrações nos horários relacionados aos picos de tráfego veicular e durante a noite, quando a estabilidade atmosférica e a camada limite noturna mais baixa favorecem o acúmulo desses poluentes.

O aumento das concentrações de ozônio no período seco e a redução das concentrações de NO e NO_2 estão relacionadas com a sazonalidade. Os aumentos na radiação e na temperatura nesse período contribuem para a maior formação de ozônio através de seus precursores (entre eles os NO_x). Outras duas hipóteses para o aumento das concentrações de ozônio e material particulado são: i) o aumento da velocidade dos ventos no PS favorece a dispersão dos poluentes, transportando o ozônio e o material particulado de outros lugares para a área de estudo e/ou ressuspensão do MP do solo; ii) o aumento das emissões de compostos orgânicos voláteis biogênicos (COVBs), devido as elevações na radiação e na temperatura do período, como o isopreno, os quais reagem com os óxidos de nitrogênio na presença de luz solar resultando na formação de ozônio e aerossol orgânico secundário (SOA). A confirmação dessas hipóteses exige a realização de mais análises e monitoramento, especialmente porque durante a maior parte do PS não foram monitoradas as concentrações de $MP_{2,5}$ que é a fração do material particulado que mais recebe a contribuição do SOA.

Conforme o índice de qualidade do ar, apenas um dia apresentou qualidade do ar fora da faixa considerada boa. Nesse dia, a qualidade do ar foi classificada como moderada, representando um risco à saúde da população mais sensível, isto é, crianças, idosos e pessoas com doenças dos sistemas respiratório e cardiovascular.

Nenhum dos poluentes ultrapassou os padrões de qualidade do ar nacionais: padrões de 1h, 8h, 24h e anual. O padrão da OMS para as concentrações de NO_2 de 24h foi ultrapassado em um único dia e a concentração média anual de PM_{10} ultrapassou o limite máximo permitido pela organização, representando um risco a saúde de médio a longo prazo.

Ressalta-se que o ano de 2020 foi um ano atípico devido a pandemia da COVID-19. Portanto, os resultados aqui obtidos podem não representar bem a realidade de outros anos em condições normais. Alguns poluentes, principalmente o NO_2 , ficaram muito próximos do limite máximo permitido pela OMS no período chuvoso antes da pandemia. Em um cenário em que não houvesse a redução das emissões por consequência das medidas adotadas para controle da COVID-19 os padrões de 1h, 8h e 24h poderiam ter sido ultrapassados em mais dias. Reforça-se a necessidade de monitoramento contínuo e que contemple todos os poluentes de forma a não ter lacunas nos dados em nenhum período do ano e também o monitoramento em mais locais da cidade de Fortaleza, de forma a permitir a comparação da qualidade do ar entre diferentes pontos para compreender melhor a dinâmica da poluição atmosférica e os riscos à população.

REFERÊNCIAS

- AGUDELO–CASTANEDA, Dayana Milena; TEIXEIRA, Elba Calessio; PEREIRA, Felipe Norte. Time–series analysis of surface ozone and nitrogen oxides concentrations in an urban area at Brazil. **Atmospheric Pollution Research**, [s.l.], v. 5, n. 3, p. 411-420, jul. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.5094/apr.2014.048>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S130910421530297X?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.
- ANDRADE, Henrique. O Clima Urbano - Natureza, escalas de análise e aplicabilidade. **Finisterra**, [s.l.], v. 40, n. 80, p. 67-91, 13 dez. 2012. Finisterra. <http://dx.doi.org/10.18055/FINIS1479>. Disponível em: <https://revistas.rcaap.pt/finisterra/article/view/1479>. Acesso em: 03 jan. 2024.
- ARBEX, Marcos Abdo; SANTOS, Ubiratan de Paula; MARTINS, Lourdes Conceição; SALDIVA, Paulo Hilário Nascimento; PEREIRA, Luiz Alberto Amador; BRAGA, Alfésio Luis Ferreira. A poluição do ar e o sistema respiratório. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, [s.l.], v. 38, n. 5, p. 643-655, out. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1806-37132012000500015>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/jbpneu/a/sD3cLkXqQwmDFpgzsyj7gBm/?lang=pt>. Acesso em: 03 jan. 2024.
- BEHERA, Sailesh N.; SHARMA, Mukesh; MISHRA, P.K.; NAYAK, Pranati; DAMEZ-FONTAINE, Bruno; TAHON, Renaud. Passive measurement of NO₂ and application of GIS to generate spatially-distributed air monitoring network in urban environment. **Urban Climate**, [s.l.], v. 14, p. 396-413, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2014.12.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2212095514001114?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.
- BOÇON, F. T. **Modelagem matemática do escoamento e da dispersão de poluentes na atmosférica**. 308 f. 1998. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.
- BRAGA, A., PEREIRA L. A. A., BÖHM, G. M., & SALDIVA, P. Poluição atmosférica e saúde humana. **Revista USP**, São Paulo, n. 51, p. 58-71, set./dez. 2001. <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i51p58-71>. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/revusp/article/view/35099>. Acesso em: 03/01/2024.
- BRASIL, Patrícia Freitas; NAIDU, Soujanya Talapala; SERRA, Daniel Silveira; CAVALCANTE, Francisco Sales Ávila; OLIVEIRA, Helenamara Fonseca S. de; CAFÉ, Marlon Anderson S.; LIMA, Jéssica Rocha de Araújo. AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DE CICLISTAS AO PARTICULADO INALÁVEL ATMOSFÉRICO (MP10) EM UM TRECHO URBANO DA CIDADE DE FORTALEZA. **Blucher Biophysics Proceedings**, [s.l.], p. 141-143, jun. 2019. Editora Blucher. <http://dx.doi.org/10.5151/biofisica2019-42>. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/30617>. Acesso em: 03 jan. 2024.
- BRASIL. Lei Nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 02 set. 1981.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 03, de 28 de junho de 1990. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília**, DF, 22 ago. 1990.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 491, de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília**, DF, 21 nov. 2018.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 5, de 15 de junho de 1989. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília**, DF, 25 ago. 1989.

BRASIL. **Constituição (1988). Constituição** da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Centro Gráfico, 1988.

BUCCHERI FILHO, A. T.; TONETTI, E. L. Qualidade ambiental nas paisagens urbanizadas. **Geografar**, [s.l.], v. 6, n. 1, 2011. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/geografar/article/view/21802>. Acesso em: 20 jan. 2021.

BUCCO, M. V. S. **Construção e testes de validação de amostradores passivos para dióxido de nitrogênio e ozônio**. 2010. Dissertação (Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/25355/MAGALI%20VIEIRA%20SANTIAGO%20BUCCO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 18 jan. 2021.

CARDOSO, A. A.; FRANCO, A. F. Algumas reações do enxofre de importância ambiental. **Química Nova na Escola**, [s.l.], n. 15, maio 2002. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc15/v15a08.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2021.

CARVALHO, A. M. **Monitoramento da exposição pessoal ao poluente atmosférico black carbon**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

CAVALCANTE, Rivelino M.; ROCHA, Camille A.; SANTIAGO, Íthala S. de; SILVA, Tamiris F. A. da; CATTONY, Carlos M.; SILVA, Marcus V.C.; SILVA, Icaro B.; THIERS, Paulo R. L.. Influence of urbanization on air quality based on the occurrence of particle-associated polycyclic aromatic hydrocarbons in a tropical semiarid area (Fortaleza-CE, Brazil). **Air Quality, Atmosphere & Health**, [s.l.], v. 10, n. 4, p. 437-445, 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11869-016-0434-z>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11869-016-0434-z>. Acesso em: 03 jan. 2024.

CERNA, M. et al. Risk assessment of the common air pollutants in Teplice, Czech Republic. **Toxicology Letters**, [s.l.], v. 96–97, p. 203-208, 1998. DOI: 10.1016/S0378-4274(98)00073-3. Disponível em: < <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/9820668/>>. Acesso em: 08 jun. 2021.

CHEN, Renjie; PAN, Guowei; ZHANG, Yanping; XU, Qun; ZENG, Guang; XU, Xiaohui; CHEN, Bingheng; KAN, Haidong. Ambient carbon monoxide and daily mortality in three Chinese cities: the china air pollution and health effects study (capes). **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 409, n. 23, p. 4923-4928, nov. 2011. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.029>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896971100893X?via%3Dihub>.
 Acesso em: 03 jan. 2024.

CHIQUETTO, Júlio Barboza; ALVIM, Débora Souza; ROZANTE, José Roberto; FARIA, Marlon; ROZANTE, Vinícius; GOBO, João Paulo Assis. Impact of a truck Driver's strike on air pollution levels in São Paulo. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 246, p. 118072, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118072>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231020308049?via%3Dihub>.
 Acesso em: 03 jan. 2024.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. **Nosso futuro comum (relatório Brundtland)**. 1987. Rio de Janeiro: editora da fundação Getúlio Vargas, 1991. 2ª ed. 430 p.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do Ar. São Paulo. 2011**. Disponível em: http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/Ar/ar_saude.asp.
 Acesso em: 13 out. 2018.

DANTAS, Guilherme; SICILIANO, Bruno; FRANÇA, Bruno Boscaro; SILVA, Cleyton M. da; ARBILLA, Graciela. The impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 729, p. 139085, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720326024?via%3Dihub>. Acesso em: 17 mar. 2021.

DERISIO, José Carlos. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4. ed. atual. São Paulo, SP: Oficina de Textos, 2012. 224 p.

DIÁLOGO SETORIAL UNIÃO EUROPEIA-BRASIL SOBRE GESTÃO DA QUALIDADE DO AR, 2016. Disponível em: <http://www.sectordialogues.org/sites/default/files/publicacao-mmaa0018-final-web.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2021.

DIAS, Helry L.F.; BERTONCINI, Bruno V.; CAVALCANTE, Rivelino M.; JENSEN, Steen Solvang; HANSEN, Kaj M.; KETZEL, Matthias. Evaluation of OSPM against air quality measurements in Brazil – the case study of Fortaleza, Ceará. **Journal Of The Air & Waste Management Association**, [s.l.], v. 71, n. 2, p. 170-190, 1 fev. 2021. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/10962247.2020.1853629>. Disponível em:
<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10962247.2020.1853629>. Acesso em: 03 jan. 2024.

FARIDI, Sasan; YOUSEFIAN, Fatemeh; JANJANI, Hosna; NIAZI, Sadegh; AZIMI, Faramarz; NADDAFI, Kazem; HASSANVAND, Mohammad Sadegh. The effect of COVID-19 pandemic on human mobility and ambient air quality around the world: a systematic review. **Urban Climate**, [s.l.], v. 38, p. 100888, jul. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2021.100888>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212095521001188?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.

FAVERO, Luiz Paulo; BELFIORE, PATRÍCIA. **Manual de análise de dados**. 1 ed. - Rio de

Janeiro: Elsevier, 2017.

FINLAYSON-PITTS, B. J.; PITTS, J. N. Jr. **Chemistry of the Upper and Lower Atmosphere: Theory, Experiments, and applications**. Academic Press, Elsevier, 2000.

FONTENELE, Paulo Victor Gomes; BRANCO, Verônica Teixeira Franco Castelo; CAVALCANTE, Rivelino Martins; FERREIRA, Wellington Lorrán Gaia; ROCHA, Camille Arraes. Avaliação da exposição e risco de câncer em trabalhadores da pavimentação: um estudo baseado nos níveis de partículas respiráveis presentes nos fumos de asfalto. **Transportes**, [s.l.], v. 26, n. 2, p. 16-30, 31 ago. 2018. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/transportes.v26i2.1447>. Disponível em: <https://www.revistatransportes.org.br/anpet/article/view/1447>. Acesso em: 12 jan. 2021.

FREITAS, Lorena Cavalcante Lima de. **A qualidade do ar na região metropolitana de Fortaleza – CE sob a perspectiva do sistema clima urbano**. 2016. 195 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Geografia, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

GASPARETTO, Priscila. **RELAÇÕES ENTRE A ALTURA MÉDIA DA CAMADA LIMITE PLANETÁRIA E AS CONDIÇÕES DE INSTABILIDADE ATMOSFÉRICA NA REGIÃO METROPOLITANA DE FORTALEZA – CEARÁ**. 2011. 68 f. Monografia (Especialização) - Curso de Física, Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza-ce, 2011.

GUO, Ling-Chuan; BAO, Lian-Jun; SHE, Jian-Wen; ZENG, Eddy Y.. Significance of wet deposition to removal of atmospheric particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbons: a case study in guangzhou, china. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 83, p. 136-144, fev. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231013008406?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.

HAMRA, Ghassan B.; GUHA, Neela; COHEN, Aaron; LADEN, Francine; RAASCHOU-NIELSEN, Ole; SAMET, Jonathan M.; VINEIS, Paolo; FORASTIERE, Francesco; SALDIVA, Paulo; YORIFUJI, Takashi. Outdoor Particulate Matter Exposure and Lung Cancer: a systematic review and meta-analysis. **Environmental Health Perspectives**, [s.l.], v. 122, n. 9, p. 906-911, set. 2014. Environmental Health Perspectives. <http://dx.doi.org/10.1289/ehp/1408092>. Disponível em: <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp/1408092>. Acesso em: 03 jan. 2024.

HAN, Suqin; BIAN, Hai; FENG, Yinchang; LIU, Aixia; LI, Xiangjin; ZENG, Fang; ZHANG, Xiaoling. Analysis of the Relationship between O₃, NO and NO₂ in Tianjin, China. **Aerosol And Air Quality Research**, [s.l.], v. 11, n. 2, p. 128-139, 2011. Taiwan Association for Aerosol Research. <http://dx.doi.org/10.4209/aaqr.2010.07.0055>. Disponível em: <https://aaqr.org/articles/aaqr-10-07-0a-0055>. Acesso em 03 jan. 2024.

INLOCO. **Mapa brasileiro da COVID-19**. 2021. Disponível em: <https://mapabrasileirodacovid.inloco.com.br/pt/>. Acesso em: 02 fev. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **IBGE Cidades: Fortaleza**. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>.

Acesso em: 13 mar. 2021.

INSTITUTO DE ENERGIA E MEIO AMBIENTE (IEMA). **1º Diagnóstico da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar no Brasil**. Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2014. 277 p. Disponível em: <http://energiaambiente.org.br/produto/1o-diagnostico-da-rede-de-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil>. Acesso em: 28 fev. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ (IPECE). IPECEDATA. **Perfil municipal**: Fortaleza. 2021. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>. Acesso em: 28 fev. 2021.

INSTITUTO DE SAÚDE E SUSTENTABILIDADE. **Análise do Monitoramento de Qualidade do Ar no Brasil**. 20 p. 2019. Disponível em: <https://www.saudeesustentabilidade.org.br/publicacao/analise-do-monitoramento-de-qualidade-do-ar-no-brasil-2019/>. Acesso em: 28 fev. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Normais climatológicas do Brasil**. 2021. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 12 mar. 2021.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). **Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths** – press release. [s.l.], N. 221, 2013. Disponível em: https://www.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/07/pr221_E.pdf. Acesso em: 03 jan. 2024.

JARDIM, C. H. Relações entre temperatura, umidade relativa do ar e pressão atmosférica em área urbana: comparação horária entre dois bairros no município de São Paulo-SP. **Revista Geografias**, [s.l.], p. 128–142, 2011. DOI: 10.35699/2237-549X.13313. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/geografias/article/view/13313>. Acesso em: 18 fev. 2022.

JONES, Alan M.; HARRISON, Roy M.; BAKER, J.. The wind speed dependence of the concentrations of airborne particulate matter and NO_x. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 44, n. 13, p. 1682-1690, abr. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.01.007>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231010000336?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.

KAMPA, Marilena; CASTANAS, Elias. Human health effects of air pollution. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 151, n. 2, p. 362-367, jan. 2008. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0269749107002849?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.

KANADA, M. *et al.* Regional disparity and cost effective SO₂ pollution control in China: A case study in 5 mega cities. **Energy Policy**, [s.l.], v. 61, p. 322-331, jun. 2013. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301421513004606>. Acesso em: 03 jan. 2024.

KANNIAH, Kasturi Devi; ZAMAN, Nurul Amalin Fatimah Kamarul; KASKAOUTIS, Dimitris G.; LATIF, Mohd Talib. COVID-19's impact on the atmospheric environment in the

Southeast Asia region. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 736, p. 139658, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139658>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720331788?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.

KASSAMBARA, Alboukadel. 2017. **Practical Guide To Cluster Analysis in R**. 1 ed. USA: STHDA. 187 p. Disponível em: <https://xslilab.github.io/Workshop/2021/week10/r-cluster-book.pdf>. Acesso em 14 mar. 2021.

KERIMRAY, Aiymgul; BAIMATOVA, Nassiba; IBRAGIMOVA, Olga P.; BUKENOV, Bauyrzhan; KENESSOV, Bulat; PLOTITSYN, Pavel; KARACA, Ferhat. Assessing air quality changes in large cities during COVID-19 lockdowns: the impacts of traffic-free urban conditions in almaty, kazakhstan. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 730, p. 139179, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139179>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720326966?via%3Dihub>. Acesso em: 03 jan. 2024.

LAL, Shishir; PATIL, R. S.. Monitoring of Atmospheric Behavior of NO_x from Vehicular Traffic. **Environmental Monitoring And Assessment**, [s.l.], v. 68, n. 1, p. 37-50, 2001. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1010730821844>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010730821844>. Acesso em: 03 jan. 2024.

LANDRIGAN, Philip J. Air pollution and health. **The Lancet Public Health**, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 4-5, jan. 2017. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s2468-2667\(16\)30023-8](http://dx.doi.org/10.1016/s2468-2667(16)30023-8). Disponível em: [https://www.thelancet.com/journals/lanpub/article/PIIS2468-2667\(16\)30023-8/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lanpub/article/PIIS2468-2667(16)30023-8/fulltext). Acesso em: 03 jan. 2024.

LATIF, Mohd Talib; DOMINICK, Doreena; AHAMAD, Fatimah; KHAN, Md Firoz; JUNENG, Liew; HAMZAH, Firdaus Mohamad; NADZIR, Mohd Shahrul Mohd. Long term assessment of air quality from a background station on the Malaysian Peninsula. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 482-483, p. 336-348, jun. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.132>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969714003222?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

LATZA, Ute; GERDES, Silke; BAUR, Xaver. Effects of nitrogen dioxide on human health: systematic review of experimental and epidemiological studies conducted between 2002 and 2006. **International Journal Of Hygiene And Environmental Health**, [s.l.], v. 212, n. 3, p. 271-287, maio 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2008.06.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1438463908000539?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

LEITE, R. C. V. Fortaleza: terra do vento: a influência da mudança nos padrões de ocupação do solo sobre a ventilação natural em cidade de clima tropical úmido. 2010. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/16/16132/tde-10012011-111509/pt-br.php>. Acesso em: 12 mar. 2021.

LI, Li; LI, Qing; HUANG, Ling; WANG, Qian; ZHU, Ansheng; XU, Jian; LIU, Ziyi; LI, Hongli; SHI, Lishu; LI, Rui. Air quality changes during the COVID-19 lockdown over the Yangtze River Delta Region: an insight into the impact of human activity pattern changes on air pollution variation. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 732, p. 139282, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139282>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720327996?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

LISBOA, Henrique de Melo. Efeitos causados pela poluição atmosférica. In: LISBOA Henrique de Melo (Org.). **Controle da Poluição Atmosférica**. Florianópolis: ENS/UFSC, mar. 2014, cap. 3, 34 p.

LISBOA, Henrique de Melo. Meteorologia e dispersão atmosférica. In: LISBOA Henrique de Melo (Org.). **Controle da Poluição Atmosférica**. Florianópolis: ENS/UFSC, dez. 2007, cap. 8, 54 p.

LOMBARDO, M. A. **Ilha de Calor nas Metrôpoles: O exemplo de São Paulo**. São Paulo: Hucitec, 1985. 244 p.

MAGALHÃES, Lucas Carlúcio. **Estudo do material particulado atmosférico e metais associados às partículas totais em suspensão na cidade de Ouro Preto, MG**. Ouro Preto, 2005. 81 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG. Disponível em: http://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/2222/3/DISSERTA%C3%87%C3%83O_EstudoMaterialParticulado.pdf. Acesso em: 04 jan. 2021.

MARQUES, Elissandra Viana; ROCHA, Camille Arraes; SANTOS, Rafael Pereira dos; RAMOS, Fernanda Caroline Leal; LIMA, Joyce Leylane Rocha; CATTONY, Carlos Mattoso; SILVA, Marcus Vinicius Chagas da; ZANELLA, Maria Elisa; CAVALCANTE, Rivelino Martins. Influência da arborização e da edificação na dispersão de material particulado respirável em cidade costeira altamente urbanizada (Fortaleza, CE-Brasil). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 12, n. 3, p. 913-928, 11 out. 2019. Revista Brasileira de Geografia Física. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v12.3.p913-928>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/239773>. Acesso em: 05 jan. 2021.

MCKEE, DAVID. **Tropospheric Ozone: human health and agricultural impacts**. Lewis Publishers, CRC Press, 1993.

MENDES, F. E. **Avaliação de programas de controle de poluição atmosférica por veículos leves no Brasil**. 2004. 189 f. Tese (Doutorado em Ciências e Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Poluentes atmosféricos**. Brasília. 2021. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluentes-atmosf%C3%A9ricos.html>. Acesso em: 11 jan.. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). PRONAR. **Ações para o fortalecimento do PRONAR**. 2009. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_arquivos/pronar_163.pdf. Acesso em: 15 jan. 2021.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Guia técnico para o monitoramento e avaliação da qualidade do ar**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/agendaambientalurbana/ar-puro/GuiaTecnicoParaQualidadedoAr.pdf>. Acesso em: 13 out. 2021.

MONTEIRO, Carlos Augusto de Figueiredo. **Teoria e Clima Urbano**. 1976. 263 f. Tese (Doutorado) - Curso de Concurso À Livre Docência, Departamento de Geografia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1975.

MOURA, I. J. M. et. al. Caracterização dos períodos seco e chuvoso da cidade de Fortaleza (CE). *Ciência e Natureza*, Santa Maria, v. 37, Ed. Especial SIC, 2015, p. 03-07. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/viewFile/16206/pdf>. Acesso em: 12 mar. 2021.

MOURA, M.O., 2008. **O clima urbano de Fortaleza sob o nível do campo térmico**. Dissertação (Mestrado), Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 282f.

NAKADA, Liane Yuri Kondo; URBAN, Rodrigo Custodio. COVID-19 pandemic: impacts on the air quality during the partial lockdown in são paulo state, brazil. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 730, p. 139087, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720326048?via%3Dihub>. Acesso em 04 jan. 2024.

NUVOLONE, Daniela; PETRI, Davide; VOLLER, Fabio. The effects of ozone on human health. **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 25, n. 9, p. 8074-8088, 25 maio 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9239-3>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-017-9239-3>. Acesso em: 04 jan. 2024.

OKE, T. R. **Boundary Layer Climates**. London: Methyem & Co. LTD, 1978. 372p.

OKE, T. R. *et al.* **Urban Climates**. 1st ed. Cambridge University Press, 2017. 1527p.

OLIVEIRA, Mona Lisa Moura de; LOPES, Mauro Henrique Porfírio Sampaio; POLICARPO, Nara Angélica; ALVES, Camila Maria Aguiar da Costa; ARAËJO, Rinaldo dos Santos; CAVALCANTE, Francisco Sales Ávila. Avaliação de poluentes do ar em áreas de recreação urbana da cidade de Fortaleza. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, [s.l.], v. 11, n. 0, p. 1-15, 2019. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20180187>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/urbe/a/ykxwdzYqfNnQLBpcZHgJK4g/?lang=pt>. Acesso em: 04 jan. 2024.

ORAK, Nur H.; OZDEMIR, Ozancan. The impacts of COVID-19 lockdown on PM10 and SO2 concentrations and association with human mobility across Turkey. **Environmental Research**, [s.l.], v. 197, p. 111018, jun. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2021.111018>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935121003121?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **The economic consequences of outdoor air pollution.** Organisation for Economic Co-operation and Development Publishing, Paris, 20p. 2016. Disponível em: <https://www.oecd.org/environment/indicators-modelling-outlooks/Policy-Highlights-Economic-consequences-of-outdoor-air-pollution-web.pdf>. Acesso em: 04 jan. 2024.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável.** 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/91863-agenda-2030-para-o-desenvolvimento-sustentavel>. Acesso em: 07 jan. 2021.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Air Quality Guidelines for Europe.** Copenhagen. 2000. Disponível em: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/74732/E71922.pdf. Acesso em: 08 jan. 2021.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution.** WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, 2008. Disponível em: https://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78647/E91843.pdf. Acesso em: 10 jan. 2021.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS). **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.** 2021. Disponível em: https://www.paho.org/bra/index.php?option=com_content&view=article&id=5849:objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel&Itemid=875. Acesso em: 12 jan. 2021.

ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICANA DA SAÚDE (OPAS). **OMS divulga estimativas nacionais sobre exposição à poluição do ar e impacto na saúde.** [s.l.], 2016.

OTMANI, Anas; BENCHRIF, Abdelfettah; TAHRI, Mounia; BOUNAKHLA, Moussa; CHAKIR, El Mahjoub; BOUCH, Mohammed El; KROMBI, M'Hamed. Impact of Covid-19 lockdown on PM10, SO2 and NO2 concentrations in Salé City (Morocco). **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 735, p. 139541, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139541>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720330588?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

PAN, Xiaochuan. Sulfur Oxides. **Encyclopedia Of Environmental Health**, [s.l.], p. 823-829, 2019. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11333-8>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/B9780124095489113338?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan 2024.

PANCHOLI, P.; KUMAR, A.; BIKUNDIA, D.S.; CHOURASIYA, S. An observation of seasonal and diurnal behavior of O₃-NO_x relationships and local/regional oxidant (OX = O₃ + NO₂) levels at a semi-arid urban site of western India. **Sustainable Environment Research**, [s.l.], v. 28, n. 2, p. 79-89, 2018. doi:10.1016/j.serj.2017.11.001. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468203917301504>. Acesso em: 04 jan. 2024.

PATEL, Hamesh; TALBOT, Nick; SALMOND, Jennifer; DIRKS, Kim; XIE, Shanju; DAVY, Perry. Implications for air quality management of changes in air quality during lockdown in

Auckland (New Zealand) in response to the 2020 SARS-CoV-2 epidemic. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 746, p. 141129, dez. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141129>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720346581?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

POWER, Ann L.; WORSLEY, Ann T.; BOOTH, Colin. Magneto-biomonitoring of intra-urban spatial variations of particulate matter using tree leaves. **Environmental Geochemistry And Health**, [s.l.], v. 31, n. 2, p. 315-325, 21 nov. 2008. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-008-9217-2>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10653-008-9217-2>. Acesso em: 04 jan. 2024.

RAASCHOU-NIELSEN, Ole; ANDERSEN, Zorana J; BEELEN, Rob; SAMOLI, Evangelia; STAFOGGIA, Massimo; WEINMAYR, Gudrun; HOFFMANN, Barbara; FISCHER, Paul; NIEUWENHUIJSEN, Mark J; BRUNEKREEF, Bert. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the european study of cohorts for air pollution effects (escape). **The Lancet Oncology**, [s.l.], v. 14, n. 9, p. 813-822, ago. 2013. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1470-2045\(13\)70279-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1470-2045(13)70279-1). Disponível em: [https://www.thelancet.com/journals/lanonc/article/PIIS1470-2045\(13\)70279-1/fulltext](https://www.thelancet.com/journals/lanonc/article/PIIS1470-2045(13)70279-1/fulltext). Acesso em: 04 jan. 2024.

RAFAJ, Peter; KIESEWETTER, Gregor; GÜL, Timur; SCHÖPP, Wolfgang; COFALA, Janusz; KLIMONT, Zbigniew; PUROHIT, Pallav; HEYES, Chris; AMANN, Markus; BORKEN-KLEEFELD, Jens. Outlook for clean air in the context of sustainable development goals. **Global Environmental Change**, [s.l.], v. 53, p. 1-11, nov. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.08.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959378018304035?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

RAGA, G.B; BAUMGARDNER, D; CASTRO, T; A MARTÍNEZ-ARROYO,; NAVARRO-GONZÁLEZ, R. Mexico City air quality: a qualitative review of gas and aerosol measurements (1960-2000). **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 35, n. 23, p. 4041-4058, ago. 2001. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310\(01\)00157-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(01)00157-1). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231001001571?via%3Dihub>. Disponível em: 04 jan. 2024.

REIS, A. L. **Influência da rugosidade do terreno para o perfil vertical do vento**. 2016. Monografia (Programa de Graduação em Ciências Atmosféricas) - Instituto de Recursos Naturais, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2016.

RIBEIRO, Jefferson Pereira; CASSIANO, Demostenis Ramos; BERTONCINI, Bruno Vieira; BRANCO, Verônica Teixeira Franco Castelo; SOUSA, Francelino Franco Leite de Matos; QUINTANILHA, Wendy Fernandes Lavigne; CAVALCANTE, Rivelino Martins; SANTIAGO, Ithala Saldanha de; FERNANDES, Gabrielle Melo. Compreensão da formação de NO₂ proveniente das operações de transporte urbano e suas relações com agentes causais. **Transportes**, [s.l.], v. 27, n. 2, p. 209-223, 31 ago. 2019. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/transportes.v27i2.1728>. Disponível em: <https://www.revistatransportes.org.br/anpet/article/view/1728>. Acesso em: 04 jan, 2024.

ROCHA, Camille A.; LIMA, Joyce L.R.; MENDONÇA, Kamila V.; MARQUES, Eliassandra

V.; ZANELLA, Maria E.; RIBEIRO, Jefferson P.; BERTONCINI, Bruno V.; BRANCO, Verônica T.F. Castelo; CAVALCANTE, Rivelino M.. Health impact assessment of air pollution in the metropolitan region of Fortaleza, Ceará, Brazil. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 241, p. 117751, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117751>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231020304830?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

ROCHA, Camille A.; SOUSA, Francisco W.; ZANELLA, Maria E.; OLIVEIRA, Andre G.; NASCIMENTO, Ronaldo F.; SOUZA, Oscarina V.; CAJAZEIRAS, Italo M. P.; LIMA, Joyce L. R.; CAVALCANTE, Rivelino M.. Environmental Quality Assessment in Areas Used for Physical Activity and Recreation in a City Affected by Intense Urban Expansion (Fortaleza-CE, Brazil): implications for public health policy. **Exposure And Health**, [s.l.], v. 9, n. 3, p. 169-182, 27 set. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s12403-016-0230-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s12403-016-0230-x>. Acesso em: 04 jan. 2024.

ROCHA, Camille Arraes. **Índice de qualidade ambiental de áreas utilizadas para prática de atividades físicas e lazer na cidade de Fortaleza, CE**. Fortaleza, 2017. 188 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE. Disponível em: http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/23894/3/2017_dis_carocha.pdf. Acesso em: 12 mar. 2022.

ROCHA, Camille Arraes. **Pressão sonora, sensação térmica, poluição do ar e seus riscos associados como indicadores da qualidade ambiental em áreas usadas para esporte e lazer - Fortaleza, CE**: 2014. 77 f. TCC (Graduação em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza-CE, 2014. Disponível em: <http://www.repositoriobib.ufc.br/00006f/00006f96.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2022.

ROCHA, Camille A. *et al.* A better understanding of air quality resulting from the effects of the 2020 pandemic in a city in the equatorial region (Fortaleza, Brazil). **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 1, n. 1, p. 1-18, 8 nov. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-16697-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-16697-y>. Acesso em: 04 jan. 2024.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2ª ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 256 p.

RUSSO, Paulo Roberto. A Qualidade do Ar no Município do Rio de Janeiro: análise espaço-temporal de partículas em suspensão na atmosfera. **Revista de Ciências Humanas**, v. 10, n. 1, p. 78-93, jan./jun. 2010.

SANTIAGO, Íthala S.; SILVA, Tamiris F. A.; MARQUES, Elissandra V.; BARRETO, Francisco M. de S.; FERREIRA, Antonio G.; ROCHA, Camille A.; MENDONÇA, Kamila V.; CAVALCANTE, Rivelino M.. Influence of the seasonality and of urban variables in the BTEX and PM2.5 atmospheric levels and risks to human health in a tropical coastal city (Fortaleza, CE, Brazil). **Environmental Science And Pollution Research**, [s.l.], v. 28, n. 31, p. 42670-42682, 5 abr. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-13590-6>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-021-13590-6>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SANTIAGO, Íthala Saldanha de. **Avaliação da qualidade do ar na cidade de fortaleza-ce: evidências baseadas nas concentrações, fontes e distribuição espacial de hpas e seus impactos na saúde humana**. Fortaleza, 2020. 132 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, CE.

SANTIAGO, Íthala Saldanha de. **Avaliação da qualidade do ar na cidade de Fortaleza-ce: a influência da frota veicular e da sazonalidade na distribuição de compostos carbonílicos**. 2016. 68 f. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) - Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016. Disponível em: <http://www.repositoriobib.ufc.br/00003d/00003d23.pdf>. Acesso em: 14 fev. 2021.

SANTOS, Rafael Pereira dos. **Influência dos cânions urbanos, tráfego veicular e variáveis meteorológicas na concentração de NO² em área com intenso processo de verticalização (Fortaleza – CE)**. 2018. 80 f. TCC- Trabalho de Conclusão de Curso-(Graduação em Ciências Ambientais) - Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza-CE, 2018.

SÃO PAULO. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Fixa de Informação Toxicológica: monóxido de carbono**. 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2020/07/Mono%CC%81xido-de-carbono.pdf>. Acesso em 11 jan. 2021.

SÃO PAULO. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade do ar: poluentes**. 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/poluentes/>. Acesso em 04 jan. 2021.

SELVAM, S.; MUTHUKUMAR, P.; VENKATRAMANAN, S.; ROY, P.D.; BHARATH, K. Manikanda; JESURAJA, K.. SARS-CoV-2 pandemic lockdown: effects on air quality in the industrialized gujarat state of india. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 737, p. 140391, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140391>.

SHARMA, Shubham; ZHANG, Mengyuan; ANSHIKA; GAO, Jingsi; ZHANG, Hongliang; KOTA, Sri Harsha. Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 728, p. 138878, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138878>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720323950?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SICILIANO, Bruno; DANTAS, Guilherme; SILVA, Cleyton M. da; ARBILLA, Graciela. Increased ozone levels during the COVID-19 lockdown: analysis for the city of rio de janeiro, brazil. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 737, p. 139765, out. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139765>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896972033285X?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SILVA, Ícaro Breno da; SILVA, Tanara Lima; ROCHA, Camille Arraes; CAVALCANTE, Rivelino Martins; SILVA, Marcus Vinícius Chagas da. Uso da Geoestatística na Avaliação da

Distribuição de Material Particulado Respirável na Cidade de Fortaleza, Ceará (Use of Geostatistics in the Assessment of Respirable Particulate Matter Distribution in the City of Fortaleza, Ceará). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s.l.], v. 9, n. 2, p. 334-345, 16 fev. 2016. *Revista Brasileira de Geografia Física*. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v9.2.p334-345>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/233603>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SILVA, José Airton. **Um estudo da qualidade do ar na cidade de Fortaleza (CE)**. Fortaleza, 2010. 112 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Físicas Aplicadas) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, CE. Disponível em: <https://acervo.fortaleza.ce.gov.br/download-file/documentById?id=44f2b561-8114-4fcb-8409-2c44b2273cd2>. Acesso em: 18 mar. 2021.

SILVA, Tamiris Ferreira Alves da. **Qualidade do ar, variação temporal e risco de exposição aos níveis de BTEX em vias de intenso fluxo veicular na cidade de Fortaleza-CE**. 2016. 58 f. Monografia (Graduação em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016. Disponível em: <http://www.repositoriobib.ufc.br/00003d/00003d41.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2021.

SINGH, Vikas; SINGH, Shweta; BISWAL, Akash; KESARKAR, Amit P.; MOR, Suman; RAVINDRA, Khaiwal. Diurnal and temporal changes in air pollution during COVID-19 strict lockdown over different regions of India. **Environmental Pollution**, [s.l.], v. 266, p. 115368, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115368>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749120360565?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

SOUSA, Francisco W.; CAVALCANTE, Rivelino M.; ROCHA, Camille A.; NASCIMENTO, Ronaldo F.; FERREIRA, Antonio G. Carbonyl compounds from urban activities and their associated cancer risks: the influence of seasonality on air quality (fortaleza-ce, brazil). **Urban Climate**, [s.l.], v. 13, p. 110-121, set. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2015.03.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2212095515000103?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

STULL, R. The atmospheric boundary layer. *In*: WALLACE, J. M.; HOBBS, P. V. **Atmospheric science: an introductory survey**. 2nd ed. E. U. A.: Academic Press, 2006. p. 375-417.

TAN, ZHONGCHAO. **Air Pollution and Greenhouse Gases: from basic concepts to engineering applications for air emission control**. Springer Science+Business Media Singapore, 2014.

TESSAROLO, Luciana de Freitas. **Análise da qualidade do ar em três locais no estado de São Paulo com características distintas de desenvolvimento econômico**. 2012. 160 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Meteorologia, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - Inpe, São José dos Campos, 2012.

TIWARI, S.; SRIVASTAVA, A. K.; BISHT, D. S.; SAFAI, P. D.; PARMITA, P. Assessment of carbonaceous aerosol over Delhi in the Indo-Gangetic Basin: characterization, sources and temporal variability. **Natural Hazards**, [s.l.], v. 65, n. 3, p. 1745-1764, 14 out. 2012. Springer

Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11069-012-0449-1>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11069-012-0449-1>. Acesso em: 04 jan. 2024.

TOBÍAS, Aurelio; CARNERERO, Cristina; RECHE, Cristina; MASSAGUÉ, Jordi; VIA, Marta; MINGUILLÓN, María Cruz; ALASTUEY, Andrés; QUEROL, Xavier. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 726, p. 138540, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969720320532?via%3Dihub>. Acesso em: 04 jan. 2024.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Air Pollution: Current and Future Challenges**. 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/air-pollution-current-and-future-challenges>. Acesso em: 13 out. 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Carbon Monoxide (CO) Pollution in Outdoor Air**. 2019c. Disponível em: <https://www.epa.gov/co-pollution>. Acesso: 11 jan. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Climate Change Indicators in the United States**. 4ª Edição. EPA 430-R16-004. 2016a. Disponível em: <http://www.epa.gov/climate-indicators>. Acesso em 05 jan. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Effects on materials. **In: Air quality criteria for particulate matter**. 1996a. Cap.9. Disponível em: <http://www.epa.gov/nceawww1/pdfs/partmatt/vol2/0671ch09.pdf>. Acesso em: 04 jan. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Integrated Science Assessment (ISA) for Ozone and Related Photochemical Oxidants (External Review Draft, Sep 2019)**. Washington, DC, 2019a. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=CPHEA&dirEntryID=344670. Acesso em 10 jan. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Nitrogen Dioxide (NO2) Pollution**. 2016b. Disponível em: <https://www.epa.gov/no2-pollution/basic-information-about-no2>. Acesso: 08 jan. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Particulate Matter (PM) Pollution**. 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/pm-pollution>. Acesso: 04 jan. 2021.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Sulfur Dioxide (SO2) Pollution**. 2019b. Disponível em: <https://www.epa.gov/so2-pollution>. Acesso: 11 jan. 2021.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ. **UECE realiza monitoramento da qualidade do ar em sete praças de Fortaleza**. Disponível em: <http://uece.br/uece/index.php/noticias/92167-uece-realiza-monitoramento-da-qualidade-do-ar-em-pracas>. Acesso em: 18 mar. 2024

VALLERO, DANIEL. **Fundamentals of Air Pollution**. 4th ed. Academic Press, Elsevier, 2008.

WALLACE, J. M; HOBBS, P. V. **Atmospheric Science: na introductory survey**. 2nd ed. Academic Press, Elsevier, 2006.

WANG, B.; LEE, S.C.; HO, K.F. Characteristics of carbonyls: concentrations and source strengths for indoor and outdoor residential microenvironments in china. **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 41, n. 13, p. 2851-2861, abr. 2007. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.039>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231006011708?via%3Dihub>.
Acesso em: 04 jan. 2024.

WANG, Wei-Lei; PENG, Tong; LU, Xiao-Lan; ZHAO, Bao-Zhen. Diurnal, seasonal, and spatial variations and flux of carbon monoxide in Jiaozhou Bay, China. **Marine Chemistry**, [s.l.], v. 191, p. 1-8, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2017.01.004>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304420317300397?via%3Dihub>.
Acesso em: 04 jan. 2024.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: summary of risk assessment**. Summary of risk assessment. 2006. Disponível em:
http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69477/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 09 fev. 2022.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO global air quality guidelines: particulate matter (pm2.5 and pm10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. 2021. Disponível em:
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 09 fev. 2022.

YANG, Dongyang; YE, Chao; WANG, Xiaomin; LU, Debin; XU, Jianhua; YANG, Haiqing. Global distribution and evolution of urbanization and PM2.5 (1998–2015). **Atmospheric Environment**, [s.l.], v. 182, p. 171-178, jun. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.053>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231018302152?via%3Dihub>.
Acesso em: 04 jan. 2024.