



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE

**IMPACTO DA PANDEMIA DE COVID-19 NA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA  
EM CIDADES BRASILEIRAS**

**Ronan Adler Tavella**

Rio Grande, 2023



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE

**IMPACTO DA PANDEMIA DE COVID-19 NA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA  
EM CIDADES BRASILEIRAS**

**Ronan Adler Tavella**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências da Saúde.

**Orientador:** Prof. Dr. Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior

Rio Grande, 2023

**Ronan Adler Tavella**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Rio Grande, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências da Saúde.

**IMPACTO DA PANDEMIA DE COVID-19 NA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA  
EM CIDADES BRASILEIRAS**

**Banca examinadora**

Titular: Prof(a). Dra. Simone Georges El Khouri Miraglia – UNIFESP

Titular: Prof(a). Dra. Amélia Paula Marinho Reis – UMINHO (Portugal)

Titular: Pós-Doc Dra. Natalia Pereira – FURG

Suplente: Prof(a). Dra. Ana Luiza Muccillo Baisch – FURG

Orientador: Prof. Dr. Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior - FURG

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer ao meu orientador, Flávio Manoel Rodrigues da Silva Júnior, pelo apoio incondicional, orientação e paciência durante todo o percurso de minha vida acadêmica. Esta que teve início na iniciação científica e perdurou por longos anos até chegar no desenvolvimento desta tese de doutorado.

“Um mestre é alguém que permite que você veja o mundo de uma nova perspectiva.” – Ralph Waldo Emerson em *The American Scholar* 1837.

É com muita gratidão que agradeço ao meu mestre por ter me permitido enxergar o mundo de maneira diferente e crescer como pessoa e profissional. Sem o seu conhecimento e dedicação, essa jornada não teria sido possível.

---

Agradeço também à minha família e amigos pelo apoio e compreensão durante esses longos anos de dedicação ao meu trabalho e desenvolvimento científico. Muitas vezes me ausentei de momentos especiais para poder me doar por inteiro ao objetivo de concluir minha tese com maestria, e todas as vezes vocês entenderam e torceram por mim. Muito obrigado por sempre acreditarem em mim e me incentivarem a continuar.

“O amor é a força mais poderosa que o mundo possui e, ao mesmo tempo, é a mais humilde que se possa imaginar.” – Mahatma Gandhi em uma de suas correspondências enviadas em 1925

---

Quero agradecer e lembrar os meus colegas de laboratório e pós-graduação pelo trabalho em equipe e pelos momentos de aprendizado e crescimento compartilhados ao longo destes árduos anos.

“O sucesso é a soma de pequenas vitórias, conquistadas dia após dia.” – H. Jackson Brown Jr. em seu livro *Life's Little Instruction Book* de 1991

Iniciamos esta tese com uma meta estabelecida, mas com a dedicação e o empenho de todos, em conjunto com nosso exemplar orientador, não só foi possível alcançarmos a meta, como também superar todas nossas expectativas.

“Nós não vamos colocar uma meta. Nós vamos deixar uma meta aberta. Quando atingirmos a meta, nós dobramos a meta.” – Ex-presidenta Dilma Rousseff em discurso realizado em julho de 2015.

---

Agradeço imensamente à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro concedido através da bolsa de doutorado durante todo o desenvolvimento da minha tese. Sem esta ajuda, não seria possível realizar este importante passo em minha carreira acadêmica.

---

Por fim, quero lembrar e agradecer a todos os servidores técnicos e servidores terceirizados de limpeza e serviços gerais da Universidade Federal do Rio Grande pelo profissionalismo e dedicação em manter nosso ambiente de trabalho sempre agradável, estável e organizado. Em especial, quero agradecer a dona Maria, responsável pela limpeza das imediações do Instituto de Ciências Biológicas, e a Gianni, técnica responsável pelo laboratório de Ensaio Farmacológicos e Toxicológicos, pelos inúmeros puxões de orelha, ensinamentos e conversas ao longo destes anos compartilhados.

“Se você quer mudar o mundo, comece arrumando a sua cama. Essa simples tarefa fará com que você queira concluir outras tarefas. Isso irá se perpetuar em uma cadeia de tarefas realizadas ao longo do dia. E se por ventura você tiver um dia ruim, ao menos você irá voltar para uma casa na qual sua cama está feita.” – Almirante Willian H. McRaven em discurso aos graduandos da *University of Texas* em 2014.

É com muito respeito e gratidão que agradeço a todos os servidores por terem feito o seu trabalho com tanto empenho e dedicação.

---

## APRESENTAÇÃO

É fato que a pandemia de COVID-19 trouxe profundas mudanças tanto para a sociedade quanto para a ciência. Como resultado direto da pandemia, tive que mudar o tema da minha tese. Ingressei no curso de doutorado em março de 2019 e meu projeto abordava o desenvolvimento de métodos analíticos para quantificar substâncias ilícitas em matrizes biológicas, mas devido às medidas de distanciamento social adotadas no país, fiquei impedido de realizar pesquisas nos laboratórios universitários e prosseguir com parcerias já estabelecidas com outras universidades e institutos, mesmo depois de ter realizado a 1ª banca de acompanhamento do doutorado.

No entanto, a pandemia não me impediu de perseguir meu sonho de alcançar o título de doutor. Portanto, juntamente com meu orientador, decidimos adotar um novo tema que combinasse nosso interesse na temática de poluição atmosférica com uma tendência emergente observada durante a pandemia: o impacto da COVID-19 na poluição do ar na cidade de Rio Grande, no Rio Grande do Sul.

Iniciamos a pesquisa imediatamente após os primeiros estudos chineses e italianos sobre a temática serem publicados, escrevendo um manuscrito de revisão crítica sobre o assunto, identificando uma tendência crescente e relevante nos estudos sobre este tema à medida que as restrições eram implementadas em diferentes países. Em seguida, para investigar esse impacto em Rio Grande, ainda em abril de 2020, implementamos amostradores passivos para medir níveis de ozônio em diferentes locais da cidade e avaliamos as possíveis alterações na poluição do ar devido às medidas de distanciamento social implementadas para conter a disseminação do vírus.

A verdade é que a minha tese poderia ter terminado aí, já havia atingido os requisitos mínimos para defesa. Entretanto, minha curiosidade, determinação e vontade de expandir essa pesquisa me levaram a incluir novos locais, técnicas e parâmetros de investigação. O que começou como uma simples amostragem passiva, passou a incluir também amostragem remota por satélites, permitindo investigar cidades distantes que, devido à falta de monitoramento adequado da qualidade do ar no nosso território nacional, não possuem monitoramento ativo ou não divulgam adequadamente seus dados.

Além disso, ampliamos também o escopo dos poluentes atmosféricos avaliados, passando a investigar não apenas o ozônio (O<sub>3</sub>), mas também os outros principais poluentes, como NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub>. Além de me preocupar com os níveis dos poluentes, busquei também investigar outros contextos e cenários, tais como o efeito final

de semana dos poluentes do ar, a razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$ , e empregar nos estudos a técnica de *Machine Learning* para avaliar cenários preditivos e assertivos sobre a influência dos parâmetros meteorológicos nestes poluentes.

Com o tempo, o que começou como um pequeno projeto modificado para se adequar ao contexto da pandemia e não inviabilizar a realização do doutorado, expandiu-se e evoluiu até chegar a esta tese que hoje vos apresento. Ao total, foram escritos 10 trabalhos científicos em formato de artigos, dos quais, até o momento, sete estão publicados, dois estão submetidos e um elaborado e contido no corpo desta tese. Assim, é com muito orgulho e prazer que venho apresentar a vocês a minha tese de doutoramento, que aborda o impacto da pandemia de COVID-19 sobre a poluição atmosférica em cidades brasileiras.

## RESUMO

Para frear a disseminação de COVID-19 no território brasileiro, medidas de restrição a atividade humana foram adotadas. Embora essas medidas visassem aliviar a pressão sobre os sistemas de saúde causada pela doença, elas criaram um cenário único para avaliar o efeito das atividades antrópicas na poluição do ar. Neste contexto, esta tese buscou investigar o impacto da pandemia da COVID-19 sobre a dinâmica e comportamento dos principais poluentes atmosféricos de diferentes cidades brasileiras. Para avaliar esse impacto nos diferentes cenários e localidades investigadas, uma abordagem multifacetada foi usada, incluindo monitoramento integral dos poluentes do ar, monitoramento dos parâmetros meteorológicos, uso de parâmetros como o efeito final de semana e razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$ , aplicação de *Machine Learning* para investigar cenários preditivos, e avaliação de indicadores de saúde em diferentes cidades brasileiras. Como resultado, dez manuscritos foram desenvolvidos, cobrindo múltiplos contextos da pandemia e seus diferentes efeitos nos poluentes do ar e parâmetros abordados. Em geral, as medidas de restrição para conter a disseminação da COVID-19 causaram uma redução significativa da poluição do ar, mas os níveis voltaram aos patamares pré-pandemia assim que as medidas foram aliviadas, principalmente devido à baixa adesão da população às medidas e à pressão para o retorno das atividades usuais. Além dos níveis dos poluentes, as medidas de restrição foram capazes de alterar padrões de comportamento dos poluentes entre dias de semana e finais de semana. Por fim, um dos estudos apontou uma relação entre redução de nível do poluente e potencial impacto positivo em indicadores de saúde. Embora tenha trazido enormes prejuízos ao Brasil, a pandemia de COVID-19 demonstrou que a redução das atividades humanas pode aliviar os níveis de poluentes do ar e isto pode ajudar governos de todo o mundo a direcionar políticas públicas que invistam em monitoramento, controle e mitigação da poluição do ar.

Palavras-chave: Efeito final de semana; Razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$ ; *Machine Learning*; Qualidade do ar;; Amostragem passiva; Sensoriamento remoto.



## ABSTRACT

To curb the spread of COVID-19 in the Brazilian territory, measures restricting human activity were adopted. While these measures aimed to alleviate the strain on healthcare systems caused by the disease, they created a unique scenario to assess the effect of human activities on air pollution. In this context, this thesis aimed to investigate the impact of the COVID-19 pandemic on the dynamics and behavior of the criteria air pollutants in different Brazilian cities. To evaluate this impact in the different scenarios and locations investigated, a multifaceted approach was used, including integral monitoring of air pollutants, monitoring of meteorological parameters, use of parameters such as the weekend effect and  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio, application of Machine Learning to investigate predictive scenarios, and assessment of health indicators in different locations. As a result, ten manuscripts were written covering multiple contexts of the pandemic and its different effects on air pollutants and addressed parameters. In general, the restriction measures to contain the spread of COVID-19 caused a significant reduction in air pollution, but the levels returned to pre-pandemic levels as soon as the measures were relaxed, mainly due to low population adherence to measures and pressure to return to normal activities. In addition to pollutant levels, the restriction measures were able to change pollutant behavior patterns between weekdays and weekends. Moreover, one of the studies pointed to a relationship between a reduction in pollutant levels and a potential positive impact on health indicators. Although it brought huge losses to Brazil, the COVID-19 pandemic showed that reducing human activities can alleviate air pollutant levels and this can help governments around the world to direct public policies that invest in air pollution control, monitoring and mitigation.

Keywords: Weekend effect;  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio; Machine Learning; Air quality; Passive sampling; Remote sensing.

## **LISTA DE TABELAS E QUADROS**

Tabela 1. Limites de concentração dos poluentes atmosféricos nas Resoluções de 1990 e 2018, frente as recomendações da WHO (2005).....	25
Tabela 2. AQGs dispostas pela WHO em seu guia de 2005 e no seu novo guia de 2021.....	27
Tabela 3. Tabela contendo informações individuais dos manuscritos desenvolvidos. .....	88
Quadro 1. Resumo dos objetivos e principais achados dos 10 manuscritos produzidos nesta tese.....	353

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos divididas nos quatro principais setores. categorias de emissão de poluentes atmosféricos. Adaptado de Vallack e Rypdal (2019) .....	35
Figura 2. Dispersão e transporte da poluição do ar, da fonte até o receptor, na escala urbana. ....	38
Figura 3. Progressão da emissão dos poluentes do ar até o desfecho em um efeito na saúde. Adaptado de ISS (2019) .....	51
Figura 4. Resumo da multiplicidade de efeito da poluição do ar na saúde humana.....	53
Figura 5. Divisões regionais utilizadas no MDC no Estado do Rio Grande do Sul. Em azul a região R21, localizada no extremo sul do Rio Grande do Sul .....	63
Figura 6. Coloração das bandeiras adotadas no MDC e a lógica por trás de sua atribuição. ....	64

## LISTA DE ABREVIATURAS

### Compostos químicos:

CO	– Monóxido de Carbono;
OH	– Hidroxila;
HO <sub>2</sub>	– Hidroperoxila;
NO <sub>x</sub>	– Óxidos de Nitrogênio;
NO	– Monóxido de Nitrogênio;
NO <sub>2</sub>	– Dióxido de Nitrogênio;
O <sub>2</sub>	– Oxigênio;
O <sub>3</sub>	– Ozônio;
PM	– <i>Particulate Matter</i> , Material Particulado;
PM <sub>10</sub>	– Material Particulado grosso, partículas menores que 10 µm;
PM <sub>2.5</sub>	– Material Particulado fino, partículas menores que 2.5 µm;
SO <sub>2</sub>	– Dióxido de Enxofre;

### Abreviaturas gerais:

AQG	– Diretrizes Globais de Qualidade do Ar;
CETESB	– Companhia Ambiental do Estado de São Paulo;
CICPAA	– Comissão Intermunicipal de Controle da Poluição das Águas e do ar;
CONAMA	– Conselho Nacional do Meio Ambiente;
COVID-19	– <i>Coronavirus Disease 2019</i> , Doença do coronavírus 2019;
DPOC	– Doença Pulmonar Obstrutiva Crônica;
EDGAR	– <i>Emission Database for Global Atmospheric Research</i> , Base de dados de Emissões para Pesquisas da Atmosfera Global;
ESA	– <i>European Space Agency</i> , Agência Espacial Europeia;
HHRA	– <i>Human Health Risk Assessment</i> , Avaliação de risco a saúde humana;
HIA	– <i>Human Impact Assessment</i> , Avaliação de impacto a saúde;
IEMA	– Instituto de Energia e Meio Ambiente;
IPEN	– Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares;
ISS	– Instituto de Saúde e Sustentabilidade;
Km	– Quilômetro;
MDC	– Modelo de Distanciamento Controlado;

- Mt – Megatonelada;
- NASA – *National Aeronautics and Space Administration*, Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço;
- OPAS – Organização Pan-Americana da Saúde;
- PE – Pernambuco;
- P.I – Padrão Intermediário;
- P.P – Padrão Primário;
- P.S – Padrão Secundário;
- PRONAR – Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar;
- RS – Rio Grande do Sul;
- US EPA – *United States Environmental Protection Agency*, Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos;
- SARS-CoV-2 – *Severe acute respiratory syndrome coronavirus 2*, Coronavirus 2 da síndrome respiratória aguda grave;
- WHO – *World Health Organization*, Organização Mundial da Saúde;
- WRI – *World Resources Institute*, Instituto de Recursos Mundiais;

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução</b> .....	16
<b>2. Revisão Bibliográfica</b> .....	20
2.1. Uma breve história da poluição do ar: O início da preocupação até a legislação atual.....	20
2.1.1 Brasil e o desenvolvimento da legislação vigente .....	22
2.1.2 WHO 2021 – Novas Diretrizes Globais da Qualidade do Ar e a importância da investigação de cidades de médio e pequeno porte .....	26
2.2. Principais poluentes do ar .....	28
2.2.1 Poluentes primários.....	29
2.2.1.1 Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> ) .....	29
2.2.1.2 Óxidos de nitrogênio (NO <sub>x</sub> ) .....	29
2.2.1.3 Monóxido de Carbono (CO) .....	30
2.2.1.4 Material Particulado (PM) .....	31
2.2.2 Poluentes secundários .....	32
2.2.2.1 Ozônio (O <sub>3</sub> ) troposférico.....	32
2.2.2.1.1 Sistema O <sub>3</sub> /NO <sub>x</sub> .....	32
2.2.3 Fontes dos poluentes atmosféricos .....	34
2.2.3.1 Escalas da poluição do ar .....	36
2.2.3.1.1 Escala local.....	36
2.2.3.1.2 Escala urbana.....	37
2.2.3.1.3 Escala regional .....	38
2.2.3.1.4 Escala global .....	38
2.2.4 Monitoramento da poluição do ar .....	39
2.2.5 Status da poluição do ar no Brasil .....	41
2.3. Abordagens adicionais utilizadas no estudo .....	43
2.3.1 Efeito final de semana dos poluentes do ar.....	44
2.3.2 Razão PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> .....	47
2.3.3 Análises preditivas usando <i>Machine Learning</i> .....	48
2.4. Poluição do ar e a saúde humana .....	50
2.4.1 Efeitos da poluição atmosférica na saúde humana .....	50
2.4.2 Avaliação de risco a saúde humana (HHRA) .....	55
2.4.3 Avaliação de impacto a saúde (HIA) .....	56
2.5. COVID-19 e seus efeitos na poluição do ar .....	58

2.5.1 COVID-19: a pandemia do século XXI.....	58
2.5.2 Medidas para o contingenciamento da COVID-19 no Brasil .....	59
2.5.2.1 Medidas adotadas pelo estado do Rio Grande do Sul.....	61
2.5.2.1.1 Modelo de distanciamento controlado (MDC) do estado do Rio Grande do Sul.....	61
2.5.2.1 Medidas adotadas no estado de Pernambuco e na capital Recife .....	64
2.5.3 Os efeitos das medidas de contingenciamento e distanciamento social na poluição do ar.....	66
<b>3. Objetivos.....</b>	<b>68</b>
3.1. Geral .....	68
3.2. Específicos .....	68
<b>4. Referências Bibliográficas .....</b>	<b>69</b>
<b>5. Manuscritos.....</b>	<b>87</b>
5.1. Covid-19 and Air Pollution: What do we know so far? .....	89
5.2. Unexpected Reduction in Ozone Levels in a Mid-size City During the COVID-19 Lockdown .....	113
5.3. Watch out for trends: Did ozone increased or decreased during the COVID-19 pandemic?.....	145
5.4. Comportamento dos Poluentes do Ar Durante e Após <i>lockdown</i> em uma cidade de médio porte .....	160
5.5. Better Understanding the Behavior of Air Pollutants at Shutdown Times – Results of a Short Full Lockdown .....	172
5.6. Dinâmica dos Poluentes atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande do Sul para controle da Pandemia de COVID-19 .....	197
5.7. Weekend Effect of Air Pollutants in Small and Medium-sized Cities: The Role of Policies Stringency to COVID-19 Containment.....	222
5.8. Exploring the Interruption-Recovery Pattern of Air Pollutants During the COVID-19 Pandemic in Southern Brazil: An Analysis of the New Normal .....	261
5.9. Weekend Effect of Air Pollutants in a Tropical Brazilian Metropolis .....	288
5.10. Footprints of COVID-19 on PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> ratio in a Brazilian Tropical Metropolis .....	324
<b>6. Limitações do estudo .....</b>	<b>351</b>
<b>7. Considerações finais .....</b>	<b>352</b>

## 1. Introdução

Para retardar a disseminação da doença do coronavírus 2019 (COVID-19), vários países em todo o mundo adotaram medidas de restrição que limitaram severamente a mobilidade pessoal, levando a reduções na atividade econômica geral (CHINAZZI et al., 2020). O vírus SARS-CoV-2, agente etiológico da COVID-19, se espalhou de maneira extremamente ágil. Levando, em poucos meses, mais de 90% dos países do mundo a algum tipo de medida de restrição (HALE et al., 2020). Essas restrições na atividade humana diária foram projetadas para achatar a curva de infecção da COVID-19 e aliviar a pressão sobre o sistema de saúde. No entanto, elas também criaram uma bancada de teste exclusiva para avaliar o efeito de atividades antropogênicas na poluição do ar (DIFFENBAUGH et al., 2020).

À medida que essas restrições foram adotadas, alguns efeitos ambientais imediatos começaram a ser refletidos em relatórios mundiais, principalmente no que diz respeito à melhoria da qualidade do ar/redução da poluição do ar. Agências espaciais como a Agência Espacial Europeia (ESA) e a Administração Nacional de Aeronáutica e Espaço (NASA) foram as primeiras a relatar uma redução significativa nos poluentes atmosféricos durante as medidas de bloqueio na China e na Itália (ESA, 2020; NASA, 2020). Quase que concomitantemente, estudos começaram também a observar reduções significativas nos níveis dos principais poluentes do ar, dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), material particulado com diâmetro inferior a 2,5 µm (PM<sub>2.5</sub>) e inferior a 10 µm (PM<sub>10</sub>), mas com consequente aumento de ozônio (O<sub>3</sub>) (BERMAN; EBISU, 2020; DANTAS et al., 2020; DUTHIEL, 2020; HE et al., 2020; MAHATO et al., 2020; NAKADA; URBAN, 2020; SHARMA et al., 2020; SICARD et al. 2020a; TOBÍAS et al., 2020).

Conforme eram publicados estes estudos iniciais que investigavam os efeitos das medidas de restrição e distanciamento na poluição do ar, podia-se notar que estes se concentravam em avaliar metrópoles, capitais e/ou grandes centros urbanos (BERMAN; EBISU, 2020; DANTAS et al., 2020; DUTHIEL, 2020; HE et al., 2020; MAHATO et al., 2020; NAKADA; URBAN, 2020; SHARMA et al., 2020; SICARD et al. 2020a; TOBÍAS et al., 2020). Os estudos em cidades de médio e pequeno porte tiveram, até aquele momento, um menor grau de importância (quando avaliados os estágios iniciais da pandemia ao redor do mundo) e a necessidade de investigações nestas áreas é importante



pois o comportamento e a dinâmica dos poluentes atmosféricos podem ser distintos de cenários de megacidades.

Aliado a isso, em 2021 foi levantada uma preocupação por parte da Organização Mundial de Saúde (WHO) quanto ao recorrente monitoramento de poluentes atmosféricos em grandes centros urbanos (WHO, 2021). Desde o início do monitoramento da qualidade do ar mundial, os esforços sempre foram direcionados para locais reconhecidos por apresentarem altas concentrações de poluentes, o que gerou grande interesse da comunidade científica e da mídia, ou seja, grandes centros urbanos e metrópoles. No entanto, atualmente, igualmente importantes são os estudos em áreas consideradas de baixo nível de poluição, principalmente porque esses estudos respondem a questões importantes sobre os efeitos de exposições de baixo nível e a avaliação de limiares, fornecendo informações críticas sobre os benefícios que podem ser esperados se os níveis de poluição do ar fossem reduzidos em todo o mundo (WHO, 2021). Neste mesmo relatório a WHO também intensifica esforços para que grandes centros urbanos e capitais que não tenham monitoramento ativo de poluentes atmosféricos passem a serem consideradas em estudos para que diferentes cenários de poluição existentes no mundo possam ser investigados.

Em sua maioria, os estudos que avaliam níveis, dinâmicas e comportamento dos poluentes do ar frente as restrições relacionadas a COVID-19, investigam apenas as concentrações dos principais poluentes. Dessa forma, alguns fenômenos e parâmetros da qualidade do ar foram apenas timidamente estudados neste contexto. Dentre esses, destacam-se o efeito final de semana dos poluentes do ar e a razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$ .

O efeito final de semana é um fenômeno caracterizado pela diferença observada nos níveis de poluentes atmosféricos entre os dias da semana (segunda à sexta) e os dias do final de semana (sábado e domingo). Usualmente as maiores quantidades de poluentes são emitidas em dias úteis, o que geralmente impacta em níveis mais elevados de poluentes durante a semana e menor no final de semana para quase todos os poluentes atmosféricos (SILLMAN, 1999; ELASNKY et al., 2020). Entretanto, esse comportamento não é uma verdade imutável e, portanto, esse efeito pode apresentar outras dinâmica em diferentes regiões, culturas e cenários (SICARD et al., 2020b).

Por sua vez, a razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$  é uma proporção utilizada para identificar as principais fontes de emissão de material particulado (XU et al., 2017). Este parâmetro é importante porque  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  são majoritariamente produzidas por fontes diferentes,

com o  $PM_{2.5}$  sendo amplamente emitido por fontes antropogênicas (combustão de combustíveis fósseis e outros produtos) enquanto o  $PM_{10}$  possui alta emissão aliada a fontes naturais (erosão, tempestades de areia) (LI et al., 2004; XU et al., 2017). A razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$  fornece informações sobre a origem, formação e impacto na saúde humana do material particulado de diferentes localidades e em diferentes cenários, sendo proporções mais altas atribuídas a locais com mais emissões antropogênicas e proporções mais baixas a locais com mais emissões relacionadas a fontes naturais (XU et al., 2017; ZHAO et al., 2019).

Deste modo, tanto o efeito final de semana quanto a razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$  podem ser utilizados para identificar padrões na dinâmica e no comportamento dos poluentes do ar e da atividade humana em diferentes cenários e localidades. Assim, investigar esses dois parâmetros da qualidade do ar em relação às medidas de restrição e distanciamento adotadas para conter a disseminação da COVID-19 pode fornecer informações valiosas sobre o comportamento tanto dos poluentes quanto da população afetada por essas medidas.

Em conjunto com a avaliação individual dos poluentes do ar e destes dois parâmetros, é também recomendado o uso de técnicas de previsão de cenários para estudar como as medidas de restrição e distanciamento adotadas podem impactar na qualidade do ar. Neste contexto, a técnica *machine learning* pode ser usada para analisar grandes quantidades de dados ambientais e determinar padrões e tendências na poluição do ar ao longo do tempo e das medidas implementadas (BELLINGER et al., 2017). Além disso, ela permite desenvolver previsões acerca de cenários futuros de poluição do ar e também compreender como possíveis diminuições nas emissões futuras podem impactar os poluentes (HARISHKUMAR et al., 2020). Desta forma, uma análise conjunta de níveis de múltiplos poluentes do ar, parâmetros comportamentais e de origem de emissão de particulados, aliado a aplicação da técnica *machine learning* pode fornecer um panorama excelente para compreender padrões, comportamentos e dinâmicas dos poluentes atmosféricos frente as medidas usadas para conter a propagação do vírus da COVID-19.

No Brasil, o primeiro registro de infecção por SARS-CoV-2 foi confirmado na cidade de São Paulo em fevereiro de 2020, seguido de consequente disseminação da doença para todos os seus estados (CRODA et al., 2020). Diante do cenário global de pandemia, o governo federal brasileiro estabeleceu, por meio do decreto-lei federal nº

13.979 de 2020 (BRASIL, 2020a), um plano de ação com medidas direcionais para enfrentar essa emergência de saúde pública.

No início de março, frente ao desastre eminente, todos os estados do Brasil foram estimulados a adaptar o plano de contingenciamento nacional de acordo com sua infraestrutura e características regionais, bem como a prever ações de combate à doença em seus territórios (BRASIL, 2020b). Deste modo, medidas e abordagens singulares passaram a ser adotadas em cada região brasileira, onde todas tiveram em comum uma acentuada redução da mobilidade da população. Por exemplo, o estado do Rio Grande do Sul (RS) desenvolveu um modelo regente para todas as regiões do estado baseado em múltiplos indicadores de saúde que indicavam, através de quatro cores de bandeiras, as restrições às atividades, denominado Modelo de Distanciamento Controlado (RIO GRANDE DO SUL, 2020a). Já o estado de Pernambuco (PE) criou um plano de convivência com a COVID-19 separando o estado em 11 diferentes macrorregiões e o plano de retomada das atividades normais envolvia 11 etapas de convívio e reabertura, baseadas em indicadores de saúde (PERNAMBUCO, 2020a). Estas foram duas regiões incluídas em nosso estudo, onde no RS investigamos cidades de pequeno e médio porte, e em PE, foi investigado um cenário em uma metrópole (Recife, capital do estado).

Ademais, frente aos estudos que investigaram os efeitos das medidas de restrição nos poluentes do ar, apesar de pontuarem que as reduções observadas sejam positivas para a saúde da população, poucos estudos utilizaram de ferramentas assertivas que permitem calcular e apontar com propriedade os desfechos positivos dessa diminuição da poluição. Dentre essas ferramentas destaca-se a avaliação de risco à saúde (HHRA) e a avaliação de impacto à saúde (HIA), as quais se complementam como uma combinação de procedimentos, métodos e ferramentas pelos quais a diminuição da poluição do ar pode ser julgada quanto aos seus potenciais efeitos sobre a saúde de uma população e a distribuição desses efeitos dentro de uma região, podendo levar em conta aspectos que vão desde a saúde até gastos econômicos (WHO, 2016; US EPA, 2016; US EPA, 2019).

Considerando o exposto acima, o objetivo desta tese foi estimar os impactos das medidas de distanciamento social e redução de atividades humanas sobre a dinâmica dos poluentes atmosféricos em diferentes cidades brasileiras de pequeno, médio e grande porte, investigando as repercussões dessas ações nos diferentes contextos das localidades.

## 2. Revisão Bibliográfica

### 2.1. Uma breve história da poluição do ar: O início da preocupação até a legislação atual

Os relatos midiáticos sobre a poluição do ar podem nos levar a pensar nesse tema como algo que se desenvolveu aproximadamente na segunda metade do século XX, mas a realidade é que esta preocupação é bem mais antiga. O tipo de poluição do ar a que os seres humanos estão expostos mudou com o tempo, bem como o que reconhecemos como poluição do ar (SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015). Quando os *Homo sapiens* aprenderam a controlar e usar o fogo, eles o usaram por milênios de uma forma que “enchia o ar” dentro de seus aposentos (cavernas e posteriormente casas primitivas) com os produtos da combustão incompleta. Depois de sua invenção, a chaminé passou a remover parcialmente os produtos da combustão e os odores dos aposentos, mas durante séculos o fogo aberto na lareira causou a emissão de fumaça e odores que geravam desconforto (VALLERO, 2014). Em 61 DC, o filósofo romano Sêneca relatou assim as condições em Roma:

“Assim que saí do ar pesado de Roma e do fedor de suas chaminés fumegantes, que, sendo agitadas, despejavam todos os vapores pestilentos e fuligem que nelas haviam sido produzidos, senti uma alteração em minha disposição.” – Sêneca, filósofo romano.

Nas idades do bronze e do ferro, as aldeias eram expostas a poeira e vapores de muitas fontes. Naquela época, cobre e outros metais eram forjados e a argila era cozida e vitrificada para formar cerâmica e tijolos. O principal combustível utilizado para esses procedimentos se baseava no carvão vegetal em vez do carvão mineral ou do coque (VALLERO, 2014).

Na Inglaterra, berço da revolução industrial, a poluição do ar causava desconforto muito antes desse acontecimento que marcou o desenvolvimento humano. O ar poluído, associado à queima de madeira no Castelo de Tutbury em Nottingham, foi considerado “insuportável” por Eleanor da Aquitânia, esposa do rei Henry II, e fez com que ela se mudasse no ano de 1157 (VALLERO, 2014). Em 1306, durante o reinado de Edward I, a queima de carvão foi proibida em Londres, e o mesmo emitiu uma proclamação real ordenando o uso de carvão marinho em fornalhas. Sob seu sucessor, Edward II, um homem foi torturado por encher o ar com um “odor pestilento” por meio do uso de carvão. Sob o reinado de Richard III e Henry V, a Inglaterra comprometeu-se a restringir o uso

de carvão por meio de impostos (SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015). No entanto, a situação continuou a piorar nas grandes cidades, tanto que durante o reinado de Elizabeth I (1558–1603) o Parlamento aprovou uma lei proibindo o uso de carvão na cidade de Londres enquanto o Parlamento estava em sessão. Embora isso possa ter aliviado a poluição para os parlamentares, fez muito pouco para realmente resolver o problema. Além disso, a necessidade repetitiva de tal ação real indica que o carvão continuou a ser queimado, apesar desses decretos. Em 1661, a poluição de Londres havia se tornado ruim o suficiente para levar o jornalista John Evelyn a enviar o panfleto “*Fumifugium, or the Inconvenience of the Aer, and Smoake of London Dissipated*” ao rei Carlos II e ao Parlamento (VALLERO, 2014). Este propunha meios de controle da poluição do ar que ainda são viáveis no século 21. Dentre um dos principais trechos contido nesse folheto destaca-se:

“A fumaça repugnante que obscurece nossa Igreja e faz nossos palácios parecerem velhos, que deteriora nossos tecidos e corrompe as águas, precipita como vapor impuro e preto em chuva e orvalhos refrescantes que caem nas várias estações e, assim contamina qualquer lugar que a isto é exposto.” – John Evelyn em *Fumifugium, or the Inconvenience of the Era, and Smoake of London Dissipated*.

A revolução industrial foi à consequência do aproveitamento do vapor para fornecer energia para bombear água e mover máquinas. Isso começou nos primeiros anos do século XVIII e culminou em 1784 no motor alternativo de Watt. A máquina a vapor alternada reinou suprema até ser substituída pela turbina a vapor no século XX. Mas tanto os motores a vapor, quanto as turbinas a vapor, requeriam caldeiras que eram alimentadas por combustíveis vegetais ou fósseis. Durante a maior parte do século XIX, o carvão foi o principal combustível. O problema de poluição do ar predominante no século XIX era a fumaça e as cinzas da queima de carvão nas caldeiras de usinas elétricas estacionárias, locomotivas e embarcações marítimas, e em lareiras e fornos de aquecimento doméstico. À medida que o século XIX se aproximava do fim, a poluição do ar das cidades fabris em todo o mundo havia chegado ao auge, principalmente em cidades da Inglaterra e dos Estados Unidos da América. Consequentemente, diferentes episódios com desfechos negativos que incluíam problemas de saúde (irritação a pele e olhos, problemas respiratórios, etc), problemas de visibilidade e até mesmo morte, passaram a acontecer nessas cidades (SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015). O resultado foi um despertar sobre os perigos da poluição do ar para a saúde.

Nos Estados Unidos da América, após diferentes episódios, considera-se que o outubro de 1948, marca o início de um programa mais vigoroso de controle da poluição do ar. Nesta data uma nuvem espessa de poluição se formou sobre a cidade industrial de Donora, na Pensilvânia. A nuvem que permaneceu por cinco dias matou 20 pessoas e causou doenças em seis mil das 14 mil pessoas da cidade. A redução da poluição do ar logo atrairia a atenção e o dinheiro do público, mas não foi até o advento do “Clean Air Act” de 1963 que houve um total despertar nacional para o valor do nosso ambiente atmosférico. Na Inglaterra, por sua vez o “Clean Air Act” de 1956 foi uma lei do Parlamento do Reino Unido promulgada principalmente em resposta ao incrível Smog de Londres de 1952. Esses dois atos foram os principais iniciantes das questões que tangem o controle da qualidade do ar mundial (SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015).

Após esses primeiros passos nacionais em direção à promulgação de delimitadores a poluição do ar ficou notável a necessidade de diretrizes para esses poluentes. E assim, em 1987 a Organização Mundial da Saúde (WHO, do inglês *World Health Organization*) lançou a primeira edição do relatório “*Air Quality Guidelines for Europe*” (em português, Diretrizes de Qualidade do Ar para Europa) (WHO, 1987). Esta primeira edição sugeria padrões da qualidade do ar europeu e resumiu o conhecimento científico sobre os perigos para a saúde relacionados aos 28 poluentes do ar mais comuns, fornecendo uma base uniforme para avaliação de risco para as autoridades nacionais responsáveis por proteger as populações dos efeitos adversos da poluição do ar. Posteriormente esse documento foi atualizado em 2005 com sua versão contendo diretrizes e padrões da qualidade do ar em nível global (WHO, 2006). Isto ocorreu, frente à consciência cada vez maior entre cientistas e formuladores de políticas sobre a natureza global e a magnitude dos problemas de saúde pública decorrentes da exposição aos principais poluentes do ar.

### **2.1.1 Brasil e o desenvolvimento da legislação vigente**

No Brasil, a piora na qualidade do ar passou a ser frequentemente notada pela população no fim da década de 1950 e início da década de 1960. Alguns episódios agudos de poluição do ar passaram a acontecer a partir da década de 1960 e especialmente de 1970, principalmente no estado de São Paulo. Estes episódios levavam a população ao pânico devido aos fortes odores, decorrentes do excesso de poluentes lançados pelas indústrias na atmosfera, causando mal-estar e lotando os serviços médicos de emergência (CETESB, 2020).

A consciência de que o problema da poluição era um problema coletivo que devia ser regulado e prevenido pelo poder público, levou à criação da Comissão Intermunicipal de Controle da Poluição das Águas e do Ar (CICPAA), em 1960 (ANDRADE et al., 2017). O monitoramento da qualidade do ar, com o monitoramento de poluentes no Estado de São Paulo foi iniciado na Região Metropolitana da cidade de São Paulo em 1972. Esse monitoramento era feito a partir de estações que mediam os níveis diários de dióxido de enxofre e de fumaça preta. Nessa época a qualidade do ar era divulgada diariamente a população por meio de boletins encaminhados à imprensa (CETESB, 2020).

Em 1973, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) foi criada para gerir a poluição das águas no estado de São Paulo, que mais tarde, em 1975, unificou também toda a política de qualidade do ar, sobrepondo-se à CICPAA. Um marco na discussão nacional sobre os reais impactos da poluição do ar foi o caso da repercussão global do município de Cubatão, no estado de São Paulo, nos anos 1980, considerado o mais poluído do mundo pela revista *Popular Science*. Entre os impactos, foram comprovados a chuva ácida e os danos à fauna e flora (CETESB, 2018). Esse evento transformou Cubatão em um alerta de como a má gestão da poluição pode trazer impactos profundos para uma região, seguindo outros exemplos globais, como o episódio do smog em Londres, em 1952 (MOTTA; MENDES, 1995).

Na esfera nacional, a alçada jurídica que disciplina a proteção da qualidade do ar encontra-se disperso em diferentes dispositivos normativos legais e infralegais. Assim como outros elementos que conformam o meio ambiente sadio, a qualidade do ar guarda proteção constitucional no artigo 225, que a coloca, ainda que implicitamente, como direito fundamental indispensável à sadia qualidade de vida. Mas é no nível infralegal que se identifica uma primeira tentativa explícita de construção das bases para uma política nacional de proteção da qualidade do ar por meio da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 005/1989, que estabeleceu o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR) (BRASIL, 1989). O PRONAR foi criado 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 à melhora da qualidade do ar, ao atendimento dos padrões estabelecidos e ao não comprometimento da qualidade do ar nas áreas consideradas não degradadas” (BRASIL, 1989). Para cumprir esse objetivo, o PRONAR

estabeleceu como instrumentos essenciais: a definição de limites de níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica; os elementos para uma política de zoneamento do território conforme classes de deterioração da qualidade do ar; a adoção dos padrões de qualidade do ar; o monitoramento da qualidade do ar e o inventário nacional de emissões atmosféricas. Assim, somente em 1990, os parâmetros de qualidade do ar foram estabelecidos no país pelo CONAMA (BRASIL, 1990), tendo por base a legislação norte-americana em vigor datada da década de 1980 (DE SIMONI et al., 2020).

Os padrões de qualidade do ar estipulados na resolução do CONAMA nº 3 de 1990 permaneceram os mesmos até 19 de novembro de 2018, quando estes foram atualizados para os padrões vigentes dispostos na resolução do CONAMA nº 491 de 2018 (BRASIL, 2018). Esta resolução está dividida em três limites de poluição intermediários que visam ser alcançados durante os próximos anos e que, por fim, alcance um valor estipulado de limite final de poluição atmosférica. A resolução CONAMA nº 491 de 2018 utilizou os limites de concentração de poluentes do ar preconizados nas diretrizes de qualidade do ar (AQG) propostas pela WHO em seu guia de 2005 como limites finais, como demonstrado na Tabela 1. Contudo, apesar de estarmos nos aproximando, após muitos anos, aos padrões mundiais de qualidade do ar estipulados em 2005, em 2021 a WHO lançou uma nova atualização ao seu guia de qualidade do ar mundial, nos afastando novamente desta realidade global (WHO, 2021).

Além do exposto, é importante termos em mente que, de acordo com Instituto de Saúde e Sustentabilidade (ISS), apenas 1,7% dos municípios brasileiros apresentam cobertura de monitoramento de qualidade do ar (ISS, 2019). Ademais, o estudo realizado pelo Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA) sugere que concentrações de material particulado e ozônio troposférico, importantes poluentes com relevante impacto na saúde humana, têm superado os padrões vigentes no país (mesmo frente a legislação atual de 2018), assim como os padrões internacionais e as recomendações da WHO (IEMA, 2014). Deste modo, ainda que os padrões de qualidade sejam o suporte de qualquer programa de controle de poluição de ar, são igualmente importantes as políticas e ferramentas que o transformarão em realidade. Portanto, é necessário um olhar tanto para a ambição dos padrões de qualidade do ar existentes quanto para a qualidade e implementação de políticas de melhorias desses padrões.



Tabela 1. Limites de concentração dos poluentes atmosféricos nas Resoluções de 1990 e 2018, frente as recomendações da WHO (2005).

Poluente atmosférico	Tempo de Amostragem	Res. CONAMA 03/1990		Res. CONAMA 491/2018				WHO 2005
		P.P ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	P.S ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	P.I-1 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	P.I-2 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	P.I-3 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	P.F-1 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Partículas totais em suspensão – PTS	24 h	240	150				240	
	Anual <sup>1</sup>	80	60				80	
Material Particulado grosso – PM <sub>10</sub>	24 h			120	100	75	50	50
	Anual <sup>2</sup>			40	35	30	20	20
Material Particulado fino – PM <sub>2.5</sub>	24 h			60	50	37	25	25
	Anual <sup>2</sup>			20	17	15	10	10
Dióxido de Enxofre – SO <sub>2</sub>	24h	365	100	125	50	30	20	20
	Anual <sup>2</sup>	80	40	40	30	20	-	-
Dióxido de Nitrogênio – NO <sub>2</sub>	1 h	320	190	260	240	220	200	200
	Anual <sup>2</sup>	100	100	60	50	45	40	40
Ozônio – O <sub>3</sub>	1 h	160	160					
	8 h			140	130	120	100	100
Monóxido de Carbono - CO	1 h	35 ppm	35 ppm					
	8h	9 ppm	9 ppm				9 ppm	

<sup>1</sup>: Média geométrica anual; <sup>2</sup>: Média aritmética anual; P.P: Padrão primário; P.S: Padrão secundário; P.I: Padrão intermediário; P.F: Padrão final.

### **2.1.2 WHO 2021 – Novas Diretrizes Globais da Qualidade do Ar e a importância da investigação de cidades de médio e pequeno porte**

WHO é a agência das Nações Unidas especializada em saúde. Ela é responsável por liderar questões globais de saúde, estabelecer a agenda de pesquisa em saúde, definir normas e padrões e fornecer suporte técnico aos países para que eles possam oferecer os melhores cuidados de saúde possíveis aos seus cidadãos. Uma das principais áreas de atuação da WHO é criar e promover a implementação de diretrizes globais de qualidade do ar (WHO, 2021).

As Diretrizes Globais de Qualidade do ar (AQGs) da OMS fornecem orientação sobre os níveis de poluentes atmosféricos considerados seguros para a saúde humana. Elas são baseadas nas evidências científicas mais recentes sobre os efeitos da poluição do ar na saúde e visam ajudar os países a estabelecer seus próprios padrões nacionais de qualidade do ar (WHO, 2021). Estas diretrizes são uma ferramenta importante para governos, formuladores de políticas e outras partes interessadas na luta contra a poluição do ar. Ao estabelecer padrões claros e baseados na ciência para a qualidade do ar, a WHO visa proteger a saúde pública e melhorar a qualidade de vida das pessoas em todo o mundo.

Em 2021, a WHO lançou o seu novo guia de qualidade do ar mundial contendo as novas AQGs, sendo estas mais rígidas para determinados poluentes em comparação com a versão anterior (WHO, 2021). Neste cenário, o Brasil se distancia novamente dos padrões de qualidade do ar mundial, pois possui uma legislação recente (CONAMA 491/2018) que está defasada em relação aos padrões globais, como pode ser observado na Tabela 2. Isto é preocupante tanto pelos danos que podem ser causados à população decorrentes da exposição contínua a esses níveis de poluentes do ar, quanto pela ausência de uma expectativa de quando esses padrões de qualidade do ar brasileiro serão atualizados. Levaram 13 anos para o Brasil atualizar os seus níveis de acordo com o guia da WHO de 2005 (WHO, 2006), então é difícil imaginar quanto tempo mais não será necessário para que o Brasil aplique e cobre esses novos níveis mais rígidos.

Tabela 2. AQGs dispostas pela WHO em seu guia de 2005 e no seu novo guia de 2021.

<b>Poluente</b>	<b>Tempo de amostragem</b>	<b>AQGs 2005 (WHO, 2005)</b>	<b>AQGs 2021 (WHO, 2021)</b>
PM <sub>10</sub>	24 h	50	45
	Anual	20	15
PM <sub>2.5</sub>	24 h	25	15
	Anual	10	5
NO <sub>2</sub>	24h	-	25
	Anual	40	10
O <sub>3</sub>	8 h	100	100
SO <sub>2</sub>	24 h	20	40
CO	24 h	-	4

Além de avaliar e fornecer orientação sobre os poluentes atmosféricos e seus níveis considerados seguros para a saúde, o guia de qualidade do ar promulgado pela WHO também auxilia e direciona a pesquisa mundial sobre poluição e qualidade do ar. Em sua versão de 2021 foi levantada uma preocupação por parte da WHO em relação ao recorrente monitoramento de poluentes atmosféricos em grandes centros urbanos (WHO 2021). Desde o início do monitoramento da qualidade do ar mundial, os esforços sempre foram direcionados para locais reconhecidos por apresentarem altas concentrações de poluentes, o que gerou grande interesse da comunidade científica e da mídia, ou seja, grandes centros urbanos e metrópoles. No entanto, atualmente, igualmente importantes são os estudos em áreas consideradas de baixo nível de poluição, principalmente porque esses estudos respondem a questões importantes sobre os efeitos de exposições de baixo nível e a avaliação de limiares, fornecendo informações críticas sobre os benefícios que podem ser esperados se os níveis de poluição do ar fossem reduzidos em todo o mundo.

A poluição e a qualidade do ar são fatores críticos que podem impactar a saúde e o bem-estar dos indivíduos que vivem em cidades de pequeno e médio porte, bem como o meio ambiente ao seu redor (WHO, 2021). Essas cidades, muitas vezes localizadas longe dos grandes centros urbanos, podem ser particularmente vulneráveis aos efeitos negativos da poluição do ar devido a uma variedade de fatores, incluindo sua localização, tamanho e atividades econômicas e industriais locais (COSTA et al., 2018). Portanto, é

importante avaliar a poluição do ar e a qualidade do ar nessas cidades para identificar possíveis problemas e tomar medidas para resolvê-los.

## 2.2. Principais poluentes do ar

A poluição do ar ambiente consiste em uma mistura altamente variável e complexa de diferentes substâncias, que podem ocorrer na fase gasosa, líquida ou sólida. Várias centenas de componentes diferentes foram encontrados na troposfera, muitos deles potencialmente prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente. Assim, instituições como a WHO e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) desenvolveram um conjunto básico de indicadores de poluição do ar, sendo estes poluentes críticos, que têm sido amplamente usados no mundo para caracterizar a qualidade do ar (US EPA, 1990; WHO, 2005). Dentre estes poluentes destacam-se: dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), óxidos nitrosos ( $\text{NO}_x$ ), ozônio troposférico ( $\text{O}_3$ ), monóxido de carbono (CO) e material particulado ( $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{PM}_{10}$ , do inglês “*Particulate Matter*”). Esses indicadores foram selecionados com o objetivo de identificar concentrações típicas de poluição do ar. Essa seleção, entretanto, não implica que outras substâncias não representem uma ameaça considerável à saúde humana e ao meio ambiente nos níveis presentes em áreas urbanas e industrializadas em todo o mundo.

Com o elevado número de poluentes na atmosfera é fácil imaginar que estes possam sofrer interações químicas entre os compostos e assim gerar novos poluentes. Assim, devido a essas possíveis interações, os poluentes do ar podem ser classificados entre poluentes primários e secundários. Poluentes primários são aqueles que são diretamente emitidos para a atmosfera a partir de várias fontes de emissão, por exemplo, emissões de dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) da queima de carvão em usinas de energia e óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ :  $\text{NO} + \text{NO}_2$ ) do setor de transporte. É provável que a concentração de poluentes primários seja maior perto de suas fontes de emissão, mas dependendo de sua vida química e das condições meteorológicas, eles podem ser transportados por longas distâncias em um curto espaço de tempo. Por sua vez, poluentes secundários são produzidos na atmosfera devido a vários processos físicos e químicos envolvendo constituintes atmosféricos (gases e partículas), incluindo poluentes primários, por exemplo, formação de ozônio ( $\text{O}_3$ ) a partir de  $\text{NO}_x$  e hidrocarbonetos. Além disso, altas concentrações de poluentes secundários podem ocorrer mesmo em locais distantes de

grandes fontes de emissão (VALLERO, 2014; SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015; SAXENA; NAIK, 2018). Assim, utilizando essa classificação descreveremos melhor os poluentes críticos para caracterizar a qualidade do a partir nas próximas seções.

## **2.2.1 Poluentes primários**

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

Apesar de sua onipresença em todas as esferas do globo, a forma mais reconhecível de enxofre na atmosfera é o SO<sub>2</sub>, o qual também é um precursor do aerossol de sulfato - um componente chave do material particulado. O enxofre é emitido para a atmosfera em vários estados de oxidação. Muitos precursores de SO<sub>2</sub> em um estado de oxidação inferior incluindo sulfeto de dimetila, sulfeto de hidrogênio, dissulfeto de carbono e sulfeto de carbonila, contribuem significativamente para o valor global de enxofre. Uma vez liberados na atmosfera, estes precursores são oxidados para produzir SO<sub>2</sub>(WHO 2005; VALLERO, 2014; SAXENA; NAIK, 2018).

As fontes atmosféricas de SO<sub>2</sub> são naturais e também antrópicas, mas, com o passar dos anos, o componente antrópico aumentou de forma impressionante. A principal fonte antropogênica de emissões de dióxido de enxofre é o teor de enxofre dos combustíveis fósseis liberados pela combustão, com contribuições menores de outras atividades industriais, como fundição de metal e fabricação de ácido sulfúrico (SAXENA; NAIK, 2018). As usinas termelétricas a carvão são a maior fonte mundial de dióxido de enxofre, que contribui para a poluição, chuva ácida e problemas de saúde, incluindo doenças pulmonares e respiratórias (GREENBERG et al., 2016; SAYGIN et al., 2017). Devido aos seus profundos impactos na saúde humana e nos ecossistemas aquáticos e terrestres, seja em animais ou plantas, incluindo a chuva ácida, o SO<sub>2</sub> foi regulamentado em usinas de energia e setores de transporte em vários países desenvolvidos e em desenvolvimento (SAXENA; SRIVASTAVA, 2020).

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

NO<sub>x</sub> é composto por monóxido de nitrogênio (NO) e dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), onde o NO<sub>2</sub> é formado a partir da oxidação do NO. NO<sub>x</sub> tem fontes naturais (por exemplo, solos, iluminação) e antropogênicas (por exemplo, escapamento de veículos). Dentre as principais interações químicas causadas por esses compostos estão o fato de que o NO<sub>x</sub> é o principal precursor do O<sub>3</sub> troposférico (relação abordada na seção 2.2.2.1.1) e o NO

converte a hidroperoxila ( $\text{HO}_2$ ) atmosférica em hidroxila ( $\text{OH}$ ), o agente oxidante mais importante na atmosfera terrestre. Assim, o  $\text{NO}_x$  exerce controle fundamental no ciclo químico dos oxidantes atmosféricos (WHO 2005; VALLERO, 2014; SAXENA; NAIK, 2018).

Os  $\text{NO}_x$  têm fontes naturais (por exemplo, solos, iluminação) e antropogênicas (por exemplo, escapamento de veículos), mas são principalmente produzidos quando combustível é queimado em altas temperaturas. A poluição por óxidos de nitrogênio vem de motores de veículos e usinas de energia, e desempenha um papel importante na formação de chuva ácida, neblina, ozônio e poluição fotoquímica (SAXENA; NAIK, 2018). Embora o  $\text{NO}_x$  seja um catalisador útil na química atmosférica, ele tem efeitos prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (SAXENA; SRIVASTAVA, 2020). Os óxidos de nitrogênio também são conhecidos como 'gases de efeito estufa indiretos', uma vez que desempenham um papel significativo no aquecimento global, produzindo ozônio (FINNEY et al., 2016). Por esses motivos foi designado como poluente crítico pela US EPA, tornando obrigatório monitorar e controlar as emissões de  $\text{NO}_x$ .

### **2.2.1.3 Monóxido de Carbono (CO)**

O monóxido de carbono (CO) não é apenas um formidável poluente atmosférico primário, mas também um poluente crucial na química atmosférica regional e global. Como poluente primário é um precursor de importantes gases de efeito estufa,  $\text{O}_3$  e  $\text{CO}_2$ , como apontado por Saxena e Naik (2018). O CO é um dos principais “fossos” do OH atmosférico, o principal agente de limpeza da atmosfera. A oxidação do CO por OH tem múltiplas implicações para a química atmosférica, incluindo o ciclo  $\text{HO}_x$ , a produção de ozônio troposférico e a abundância de gases de efeito estufa. Assim, este composto exerce imenso controle sobre a química atmosférica e o efeito da radiação na atmosfera regional e global (WHO 2005; VALLERO, 2014; SAXENA; NAIK, 2018).

As fontes de CO são onipresentes, pois ele é formado sempre que ocorre a combustão e a queima de produtos à base de carbono; isto inclui a combustão incompleta de combustíveis na indústria, transporte e setores domésticos, queima de plantações e incêndios florestais. Também é formado pela oxidação de metano e compostos orgânicos voláteis (SAXENA; NAIK, 2018). Devido à sua vida útil bastante longa, as emissões de CO em uma região podem influenciar seus níveis de concentração médios em diferentes zonais. Usando medições de CO do sonar infravermelho atmosférico, Warner et al.

(2013) demonstraram que a proporção de mistura de CO no hemisfério norte diminuiu de 2003 a 2015, implicando possíveis diminuições causadas por políticas mais rígidas e acordos globais pela diminuição da poluição atmosférica. Entretanto há incerteza em relação às tendências regionais de CO (JIANG et al., 2017).

#### **2.2.1.4 Material Particulado (PM)**

O material particulado (PM) são minúsculas partículas suspensas na atmosfera que variam em tamanho de algumas centenas de micrômetros a nanômetros. Existem duas categorias principais de PM: as partículas com diâmetro aerodinâmico inferior a 10  $\mu\text{m}$  são chamadas de  $\text{PM}_{10}$  e aquelas com diâmetro aerodinâmico inferior a 2,5  $\mu\text{m}$  são conhecidas como  $\text{PM}_{2,5}$  (WHO 2005; VALLERO, 2008). Eles são emitidos para a atmosfera a partir de fontes naturais (por exemplo, tempestades de poeira) e antropogênicas (transporte e indústria), por meio de uma conversão de gás em partículas (SAXENA; NAIK, 2018). Uma curiosidade desse poluente é que ele pode ser tanto primário quanto secundário, já que compreende diferentes compostos. Os principais constituintes químicos do PM são geralmente íons inorgânicos, por exemplo amônio, sulfato e nitrato. Sal marinho, poeira mineral, carbono orgânico e elementar formam os constituintes menores do PM. Os impactos mais graves do PM são encontrados na forma de mortalidade e morbidade humana, perda de visibilidade e neblina, levando a tráfego mais lento e conseqüentemente maiores emissões veiculares (SAXENA; SRIVASTAVA, 2020). Os impactos climáticos da PM incluem o aquecimento atmosférico e mudança nos padrões de precipitação mediados por aerossóis orgânicos. As principais fontes antropogênicas de PM são pastagens e agricultura queima de resíduos, atividades de construção e demolição, poeira de estradas, combustão de combustíveis (combustíveis fósseis, madeira, etc.), emissões industriais, operações de mineração e extração (SAXENA; NAIK, 2018).

A avaliação de material particulado é uma grande preocupação em todo o mundo e muitas agências de proteção ambiental estão trabalhando para monitorar e avaliar continuamente a poluição do ar proveniente de estações de superfície. Além disso, estas buscam divulgar esses valores para a população através de plataformas amigáveis como a IQAir, que faz o monitoramento constante dos valores de  $\text{PM}_{2,5}$  e os transforma em índices de qualidade do ar para melhor compreensão da população. O motivo dessa, e outras plataformas darem ênfase ao  $\text{PM}_{2,5}$  está vinculado ao fato dele ser considerado,

atualmente, como o mais prejudicial à saúde humana devido à sua prevalência e aos riscos de saúde no longo prazo.

## **2.2.2 Poluentes secundários**

### **2.2.2.1 Ozônio (O<sub>3</sub>) troposférico**

Este é um tipo de gás oxigênio cujas moléculas são feitas de três átomos de oxigênio unidos, em vez dos dois átomos do oxigênio convencional (O<sub>2</sub>). É um gás oxidante reativo e muito tóxico para o homem e a vegetação na superfície, pois oxida os tecidos biológicos (SAXENA; SRIVASTAVA, 2020). Embora o próprio O<sub>3</sub> seja um oxidante, é a principal fonte de OH atmosférico, o agente oxidante mais importante na atmosfera terrestre (SAXENA; NAIK, 2018). Embora o O<sub>3</sub> desempenhe um papel crucial na química atmosférica, atuando como um poluente regional e global devido ao seu tempo de vida e formação durante o transporte de seus precursores, ele também desempenha um papel prejudicial ao meio ambiente, clima, safras e saúde humana. e, portanto, é designado como um poluente crítico pela US EPA e WHO (US EPA, 1990; WHO, 2005).

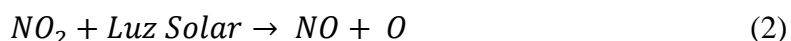
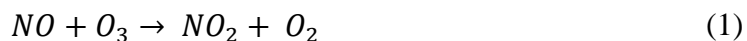
A localização do O<sub>3</sub> determina se ele é essencial ou prejudicial. Quase 90% do ozônio atmosférico da Terra é encontrado na estratosfera, que forma uma camada (conhecida como "camada de ozônio") ao redor da Terra. A maior parte do ozônio restante está na parte inferior da atmosfera, a troposfera. As concentrações estratosféricas de O<sub>3</sub> devem ser protegidas, enquanto as concentrações troposféricas de O<sub>3</sub> devem ser reduzidas (WHO 2005; VALLERO, 2008). Estudos e agências mundiais, como a iniciativa "Base de dados de emissão para pesquisas da atmosfera global" (EDGAR, do inglês *Emission Database for Global Atmospheric Research*) da Comissão Europeia, ressaltam que medições de longo prazo mostram níveis crescentes de O<sub>3</sub> nas últimas décadas principalmente devido a aumentos nas emissões antropogênicas de precursores de ozônio (EUROPEAN COMMISSION, 2020).

#### **2.2.2.1.1 Sistema O<sub>3</sub>/NO<sub>x</sub>**

De acordo com Harrison (2001) e Monks (2003), e como também elucidado pela WHO no seu relatório contendo as diretrizes da qualidade do ar de 2005, NO<sub>x</sub> ocorrem predominantemente na forma de NO, que normalmente compreende elevada porcentagem dos óxidos de nitrogênio de uma fonte de combustão. A principal via de conversão desse composto em NO<sub>2</sub> é por meio da reação com o O<sub>3</sub>, que está presente na atmosfera a partir

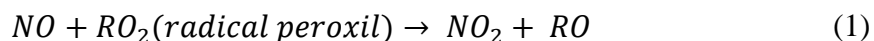


de uma variedade de fontes, incluindo o transporte atmosférico da estratosfera. Há também um caminho pelo qual essa química pode ser revertida, com o  $\text{NO}_2$  se decompondo como resultado da absorção da luz solar para formar  $\text{NO}$  e um átomo de oxigênio ( $\text{O}$ ), que reage com uma molécula de  $\text{O}_2$  para reformar o ozônio. As três reações são as seguintes:



Como cada uma dessas reações é relativamente rápida, um equilíbrio contendo quantidades de todos os três componentes, é rapidamente estabelecido. Uma vez que a reação 2 depende da luz do sol, ela se torna ineficaz à noite e, se houver  $\text{O}_3$  suficiente, a reação 1 pode converter todo o  $\text{NO}$  em  $\text{NO}_2$ , o que frequentemente ocorre em áreas rurais. Em um ambiente altamente poluído, é improvável que haja ozônio suficiente para completar a conversão e as concentrações de ozônio, especialmente à noite no inverno, podem cair a zero.

O ciclo demonstrado nas reações 1 a 3 não produzirá quantidades apreciáveis de  $\text{O}_3$ , uma vez que, assim que se forma na reação 3, pode ser facilmente decomposto na reação 1. A situação é diferente, no entanto, quando há presença de sol forte e hidrocarbonetos quimicamente reativos. Nessa situação, a oxidação dos hidrocarbonetos pode levar à formação de espécies transitórias e altamente reativas conhecidas como radicais peroxi. Em uma atmosfera poluída, os radicais peroxi reagem com o  $\text{NO}$  e o oxidam em  $\text{NO}_2$  como apresentado na reação 4.



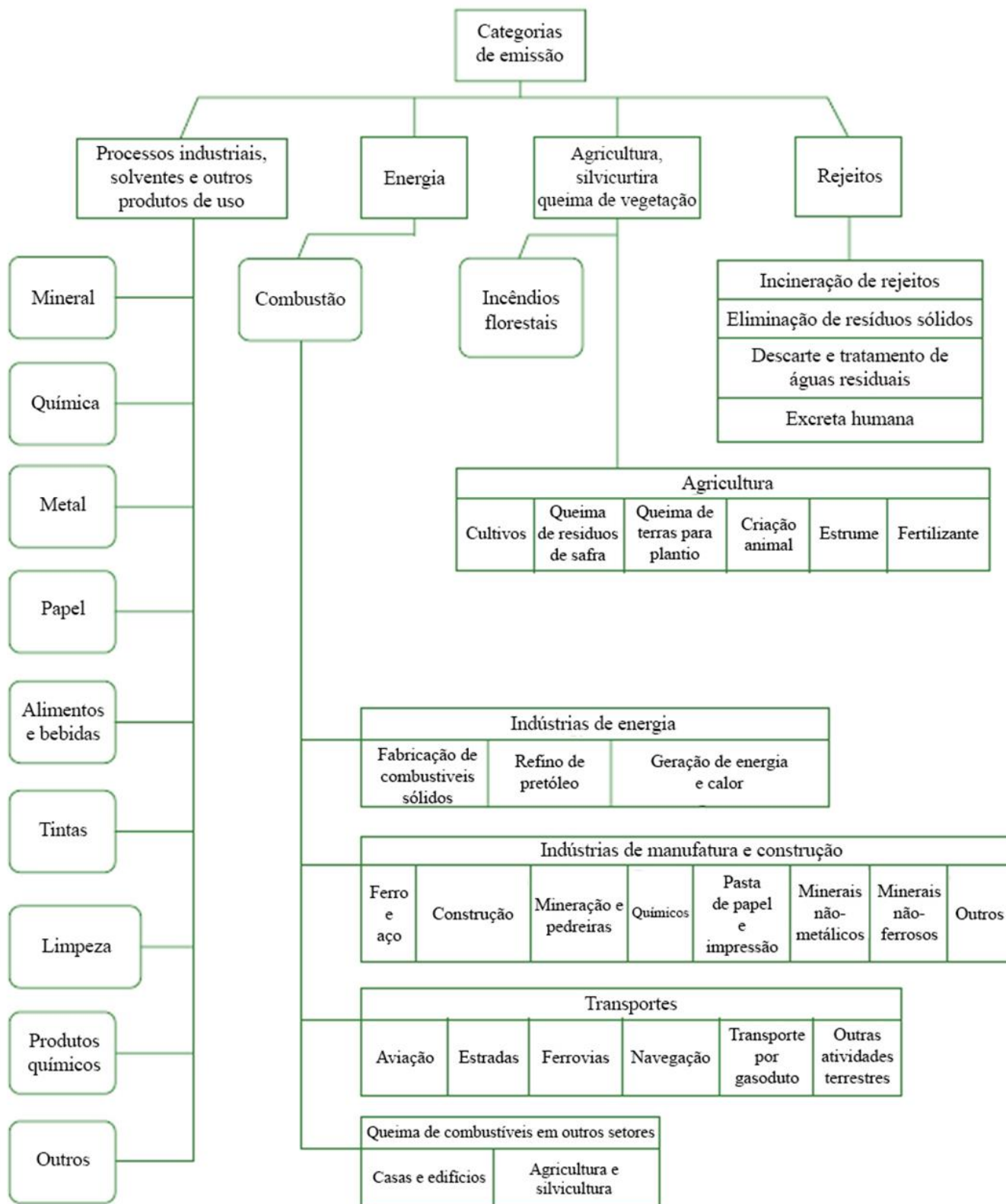
Nesta reação, não há o consumo de uma molécula de  $\text{O}_3$ . Portanto, quando a reação 4 é adicionada às reações 1-3, pode-se facilmente observar que altas concentrações de ozônio podem se acumular, desde que os radicais peroxi continuem a ser criados. A criação de ozônio pode ocorrer em escalas de tempo curtas e longas. Na presença de altas

concentrações de dióxido de nitrogênio e luz solar intensa, altas concentrações de ozônio podem se formar de forma relativamente rápida, levando a uma poluição substancial (SAXENA; NAIK, 2018). Essa relação é melhor conhecida no contexto de grandes cidades e metrópoles, onde as emissões de muitas cidades se combinam para formar uma atmosfera altamente poluída. Entretanto, em cidades pequenas e de médio porte, muitas dúvidas sobre o comportamento desses poluentes ainda permanecem no ar.

### **2.2.3 Fontes dos poluentes atmosféricos**

Os poluentes atmosféricos são advindos de diferentes fontes, essas fontes de emissão podem ser classificadas como naturais (biogênicas e geogênicas) e de origem humana (antropogênica). As fontes biogênicas incluem incêndios florestais e emissões provenientes de organismos, já as fontes geogênicas incluem, por exemplo, erupções vulcânicas e tempestades de areia (WHO, 2005; VALLACK; RYPDAL, 2019). Embora existam centenas de poluentes atmosféricos antropogênicos primários na atmosfera da Terra, suas fontes de emissão podem ser amplamente classificadas em quatro setores, como mostrado por Vallack e Rypdal (2019). O setor de energia, responsável pela combustão e manuseio de combustíveis, é de longe o contribuinte mais notório para a poluição antropogênica do ar. As emissões de várias indústrias, exceto a combustão de combustíveis, constituem o setor de processos industriais, solventes e outros usos de produtos. O setor de agricultura, silvicultura e incêndios florestais compreende todas as atividades agrícolas, incluindo queima de plantações, queima de savana, etc., mas novamente excluindo a combustão de combustível. O setor de resíduos compreende as emissões relacionadas ao armazenamento, coleta e destinação de resíduos. A figura 1 apresenta as quatro categorias de emissão de poluentes atmosféricos em conjunto com seus desdobramentos, figura está adaptada do Manual do Inventário de Emissões de Poluentes Atmosféricos do Fórum Global de Poluição Atmosférica (VALLACK; RYPDAL, 2019).

Figura 1. Principais fontes de emissão de poluentes atmosféricos divididas nos quatro principais setores. categorias de emissão de poluentes atmosféricos. Adaptado de Vallack e Rypdal (2019).



As fontes de poluição antropogênica também podem ser subdivididas de acordo com sua distribuição geográfica. Fontes pontuais compreendendo emissores grandes e geograficamente concentrados, cujas taxas de emissão são grandes o suficiente para serem significativas por si mesmas, mesmo se nenhuma outra fonte estiver presente. Fontes de área sendo coleções de pequenos emissores dispersos geograficamente que não são significativos individualmente, mas são importantes coletivamente. Por fim, fontes de linha compreendendo uma coleção de fontes relativamente pequenas que são distribuídas de maneira aproximadamente uniforme ao longo de uma linha, como uma rodovia ou indústrias ao longo de um rio importante (WHO, 2005; TIWARY; COLLS, 2017).

Além do exposto, uma das principais distinções frequentemente traçadas, como apontada pela WHO (2005) e por autores como Tiwary e Colls (2017), é entre fontes fixas e móveis. Esta é uma distinção bastante importante em que veículos nas diferentes matrizes compreendem as fontes móveis, enquanto as emissões industriais e domésticas compreendem as fontes estacionárias. Na prática, entretanto, a ciência da poluição do ar raramente se preocupa com as fontes móveis individuais, mas com os efeitos agregados, como o de todos os veículos que trafegam em uma estrada em um período de tempo definido.

### **2.2.3.1 Escalas da poluição do ar**

No contexto da discussão das fontes de poluição do ar, é importante considerar a localização geográfica e a distribuição das fontes (WHO, 2005; SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015). A poluição do ar ocorre em uma variedade de escalas espaciais, de extremamente locais ao nível global, e estão ligadas principalmente ao tempo de vida atmosférico de poluentes específicos. A escala local é de até cerca de 5 km da superfície da Terra. A escala urbana estende-se pela ordem de 50 km. A escala regional é de 50 a 500 km. As escalas continentais vão de 500 a vários 1000 km. Claro, a escala global se estende por todo o mundo (SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015).

#### **2.2.3.1.1 Escala local**

Alguns poluentes, em virtude de sua fonte ou de ter um tempo de vida atmosférico muito curto, só são encontrados em concentrações apreciáveis perto de onde são emitidos. Os problemas de poluição do ar local geralmente são caracterizados por um ou diversos grandes emissores, ou um grande número de emissores relativamente pequenos. Em

países menos desenvolvidos, fontes domiciliares e de vizinhança mal controladas, geralmente envolvendo a queima de combustíveis de biomassa, causam poluição local séria. Muitos poluentes diferentes podem ser liberados dessa maneira, incluindo compostos e misturas que podem causar odores. Qualquer fonte no nível do solo produzirá as maiores concentrações perto da fonte, com concentrações geralmente diminuindo com a distância. Este fenômeno é conhecido como gradiente de concentração. Normalmente, os efeitos de liberações acidentais são confinados à escala local (VALLERO, 2014; SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015).

#### **2.2.3.1.2 Escala urbana**

Os problemas de poluição do ar em áreas urbanas podem ser causados por fontes individuais na escala urbana, bem como na escala local. Essa escala está intimamente relacionada aos poluentes primários e secundários, já que nessa escala já é notável o efeito dos poluentes que são formados por meio de reações químicas dos poluentes primários. Além disso, para poluentes que são relativamente não reativos, como monóxido de carbono e particulados, ou reativos de modo mais lento, como dióxido de enxofre, as contribuições de fontes individuais podem se combinar para produzir altas concentrações. A combinação desses fatores resulta em altas concentrações de poluentes atmosféricos em escala urbana (WHO, 2005; VALLERO, 2014; SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015).

Como um exemplo clássico de representação dessa escala podemos evidenciar que poluentes de fontes urbanas, como aqueles gerados pelo tráfego rodoviário, tendem a estar presentes em altas concentrações em toda a cidade e em concentrações significativamente reduzidas nas áreas rurais adjacentes. A figura 2, ilustra a dispersão e o transporte de poluentes do ar emitidos da fonte até o receptor na escala urbana.

Figura 2. Dispersão e transporte da poluição do ar, da fonte até o receptor, na escala urbana.



Fonte: Elaboração própria

#### 2.2.3.1.3 Escala regional

De acordo com Vallero (2014), dois principais fatores contribuem para os problemas de poluição do ar em escala regional: (1) O primeiro é a mistura de poluentes urbanos em escala regional. Muitos grandes centros metropolitanos estão próximos uns dos outros e continuam a crescer. Como resultado, o ar de uma área metropolitana, contendo poluentes secundários formados por reações e poluentes primários, flui para a área metropolitana adjacente. Os poluentes da segunda área são então adicionados a primeira; (2) O segundo é a liberação de poluentes atmosféricos primários de reação relativamente lenta que sofrem reações e transformações durante longos tempos de transporte, tendo assim vida atmosférica de dias ou mesmo semanas. Assim, esses tempos de transporte prolongados resultam em distâncias de transporte em escalas regionais não apenas dos compostos originais, mas de vários subprodutos de transformação.

#### 2.2.3.1.4 Escala global

Alguns poluentes, especialmente aqueles associados aos efeitos do aquecimento global (dióxido de carbono, óxido nítrico e metano), têm vida útil atmosférica de anos e, portanto, podem ser distribuídos por todo continente e, em última instância, globalmente. A maior preocupação em escala continental é o fato que as políticas de poluição do ar de uma nação criam impactos diretos nas nações vizinhas. Já na escala global as maiores preocupações são as mudanças climáticas que são geradas por quantidades excessivas de gases radiantes (comumente conhecidos como gases de efeito estufa), especialmente metano e dióxido de carbono, e os diversos efeitos deletérios a saúde que estão sendo

evidenciados em alguns característicos poluentes globais (VALLERO, 2014; SCHNELLE; DUNN; TERNES, 2015).

#### **2.2.4 Monitoramento da poluição do ar**

Os níveis de poluentes no ar são usualmente mais elevados nas proximidades de fontes específicas de poluição do ar, como estradas, usinas de energia e indústrias em geral e, portanto, a proteção das populações que vivem em tais situações pode exigir medidas especiais para reduzir os níveis de poluição abaixo dos valores de referência. Além disso, em escala global também é necessário haver um monitoramento contínuo dos diferentes poluentes chaves para que assim seja possível assegurar diferentes aspectos da sociedade e do ambiente. Por exemplo, as medições locais da poluição do ar não poderiam ser possíveis em uma escala global devido às diferentes restrições, como custo instrumental, localização geográfica, etc. Assim, recentemente, as observações de satélites são uma ampla frente que fornece cobertura global de alguns poluentes e servem também como um complemento às observações terrestres (TIWARY; COLLS, 2017).

A medição precisa dos poluentes do ar é altamente necessária, ela é extremamente importante para traçarmos parâmetros e tendências, além de ser útil para os formuladores de políticas em escala regional e global, e assim melhorar a qualidade do ar para a proteção deste ambiente sensível sem esperar mais por leis legislativas. Com isso, nas últimas décadas, diferentes instrumentos foram desenvolvidos para medir a poluição do ar. Todos os instrumentos e técnicas de medição de poluentes do ar têm seus próprios méritos, deméritos e limitações. As principais maneiras de amostragem e, conseqüentemente, de obtenção da informação sobre a presença e níveis de concentração desses poluentes, podem ser divididas em amostragem ativa, amostragem passiva e amostragem por sensoriamento remoto (SAXENA; NAIK, 2018).

Na amostragem ativa, é usada uma bomba que puxa o ar por meio de um dispositivo de coleta (como um filtro ou sensor) e é usada principalmente em medições de concentração. É independente da velocidade do vento e pode coletar um grande volume de amostra; no entanto, a taxa de fluxo e a duração da amostragem exata e precisa devem ser quantificadas. Por outro lado, a amostragem passiva não envolve bombeamento, e os poluentes são coletados por meio de seu próprio movimento e difusão, tendo inclusive padrões sobre o número de horas de amostragem referente a cada poluente. A amostragem passiva é uma ferramenta considerada muito econômica, porém

deve-se atentar a sua utilização, pois fatores ambientais podem afetá-la. Amostradores passivos também podem ser adequados para a realização de estudos de triagem simples (TIWARY; COLLS, 2017; SAXENA; NAIK, 2018).

Uma vez que as amostras são coletadas por meio de diferentes métodos (volumétrico, colorimétrico, gravimétrico, fotométrico), diferentes instrumentos são usados em todo o mundo para as medições de diferentes espécies de poluentes atmosféricos que podem ser facilmente acoplados com diferentes técnicas de análise. É importante ressaltarmos que a amostragem de poluentes atmosféricos depende fortemente do objetivo do estudo, local de amostragem, fontes locais de emissão, frequência e duração do período de amostragem. Para a determinação completa das distribuições de poluição do ar e dos impactos relativos das fontes e a operação dos sistemas de alerta, no entanto, são necessários sistemas de monitoramento mais complexos e avançados (TIWARY; COLLS, 2017; SAXENA; NAIK, 2018).

A amostragem por sensoriamento remoto refere-se a medições feitas remotamente sem entrar em contato físico com o objeto de medição. Nessa técnica, as informações sobre os poluentes atmosféricos são obtidas através de estações de monitoramento instaladas ao longo de uma região, ou local, e também através de satélites em órbita no globo. Essas informações usualmente podem ser obtidas através de dispositivos e softwares de acesso ao público. Nas últimas duas ou três décadas, devido ao rápido desenvolvimento dos métodos de sensoriamento remoto, as medições de sensoriamento remoto (principalmente por satélites) tornaram-se uma das ferramentas mais eficazes para medir os poluentes atmosféricos, além de serem consideradas extremamente econômicas para aqueles que trabalham com os dados gerados por esses sistemas. Além disso, esses sistemas ganham destaque pela multiplicidade de informações que estão contidas em suas plataformas (TIWARY; COLLS, 2017; SAXENA; NAIK, 2018).

O uso sinérgico de medições baseadas no solo (ativa, passiva e por sensoriamento remoto, por estações de monitoramento) e em espaços espaciais (por sensoriamento remoto, por satélites) fornece uma plataforma única para um estudo aprofundado da poluição do ar, seu transporte e impactos adversos (TIWARY; COLLS, 2017). Esse conjunto de medições dos poluentes do ar é essencial para formar conclusões precisas frente aos objetivos propostos, sejam eles ações de mitigação em um determinado local ou região ou até mesmo ser útil para formar futuras políticas públicas.



### 2.2.5 Status da poluição do ar no Brasil

Segundo levantamento da WHO, realizado no ano 2016, mais de 90% da população mundial não respira ar de qualidade aceitável, estando assim exposta a riscos diários. Essa exposição resulta em cerca de 11,6% de todas as mortes contabilizadas no mundo, o equivalente a 7 milhões de mortes anuais (WHO, 2018). Como apontado por De Simone et al (2020), em 2018, a Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS) divulgou que a poluição do ar no Brasil é responsável, anualmente, por aproximadamente 51 mil mortes (OPAS, 2018), número muito superior às 32.121 mortes no trânsito que aconteceram no mesmo ano, de acordo com a base de dados do Ministério da Saúde, o DataSUS (BRASIL, 2019). Aliado a isso, o ISS concluiu em estudo recente que, de 2018 até 2025, serão contabilizadas, cerca de 128 mil mortes precoces no Brasil devido a qualidade do ar, e que representarão um custo de aproximadamente R\$ 51,5 bilhões em perda de produtividade. Haverá ainda 69 mil internações públicas a um custo de R\$ 126,9 milhões para o Sistema Único de Saúde (SUS) (ISS, 2019). Entretanto é importante ressaltar que esse estudo não considerava os efeitos da pandemia de Covid-19 em 2020.

No ano de 2020, o Instituto de Recursos Mundiais do Brasil (WRI Brasil, do inglês *World Resources Institute*) lançou um estudo sobre o estado da qualidade do ar no Brasil (DE SIMONE et al., 2020). Este estudo aponta caminhos possíveis para o país avançar no controle da poluição atmosférica, evidencia um relevante acúmulo de produção técnica e científica na área de qualidade do ar, em especial na interface com a saúde, e identifica lacunas relevantes em áreas como economia e implementação de políticas públicas (DE SIMONE et al., 2020).

O Brasil não dispõe de inventários nacionais completos e atualizados das emissões de poluentes atmosféricos pelas diferentes fontes. Entretanto, estimativas de iniciativas como a EDGAR apontam que as principais fontes são o setor de transporte, os processos industriais e a queima de biomassa (EUROPEAN COMMISSION, 2020). A partir de medições geradas por essa iniciativa é possível verificar que para o ano de 2015 (último ano com dados disponíveis para a maioria dos poluentes avaliados) a poluição para os poluentes indicadores da qualidade do ar SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub>, foram 1.71 Mt, 4,09 Mt, 29,03 Mt, 1,73 Mt e 2,67 Mt, respectivamente (EUROPEAN COMMISSION, 2020).

Além dos dados expostos, o Relatório Mundial da Qualidade do Ar de 2019, preparado pela organização suíça IQAir, expôs que o Brasil possuía uma leitura média de  $15,77 \mu\text{g.m}^{-3}$  de  $\text{PM}_{2,5}$ , isso o caracterizou como possuindo uma qualidade do ar considerada “moderada” (IQAIR, 2019). Isso significa que, na média, a qualidade do ar no Brasil não é de um todo prejudicial, mas ao mesmo tempo pode causar problemas para aqueles que são sensíveis a poluentes químicos, bem como para grupos demográficos vulneráveis, como os jovens, idosos e pessoas com doenças respiratórias ou sistema imunológico comprometido. Importante observar que o Brasil é um país muito extenso com climas variados, e assim esses parâmetros apresentam diferenças entre as muitas regiões que abrange. Ademais, o relatório aponta melhorias na qualidade do ar do Brasil. Em 2018, o Brasil apresentou uma leitura média de  $\text{PM}_{2,5}$  de  $16,29 \mu\text{g.m}^{-3}$ , sendo maior do que a média de 2019 (IQAIR, 2019). Embora isso represente apenas um ganho marginal, quando se trata de questões de poluição do ar, qualquer nível de melhoria pode ser visto como um passo positivo na direção certa, particularmente nos últimos anos, quando a poluição do ar se tornou uma preocupação maior para muitos países ao redor do mundo.

Mais recentemente, segundo Vormittag e colaboradores (2021), apenas 1,6% das cidades brasileiras possuem estações de monitoramento da qualidade do ar, sendo que dentre as estações existentes, cerca de 41% são estações de monitoramento privadas, que não possuem divulgação pública de seus dados. Nesse contexto, as cidades envolvidas em nosso estudo não possuem estações ativas de monitoramento da qualidade do ar em sua extensão, havendo apenas estações de caráter privado, das quais os seus dados não são divulgados ao público.

Para ambas as regiões abordadas neste estudo - a região do extremo sul do Rio Grande do Sul (RS) e a capital do estado do Pernambuco (PE), Recife - não existem extensos dados publicados sobre o perfil e a dinâmica da poluição do ar.

A região do extremo Sul do RS serviu como base para uma investigação inicial sobre alguns dos poluentes atmosféricos em estudo desenvolvido por Da Silva Júnior e colaboradores (2020), e demonstrou a importância de se investigar os múltiplos cenários de poluição existentes nesta região interligados por cidades com características distintas entre si. Além deste, apenas outros breves estudos investigaram a poluição do ar na cidade de Rio Grande, devido a influência do grande complexo industrial na qualidade ambiental do município (DE PAULA GARCIA et al. 2010; HONSCHA et al. al. 2019).

Por sua vez, em 2020, o IEMA mostrou que 16 capitais brasileiras não possuíam monitoramento da qualidade do ar, sendo uma delas Recife (IEAM, 2020). Este cenário se mantém o mesmo até então. Esta capital foi incluída em poucos estudos sobre a poluição do ar (DE MIRANDA et al., 2012; SANTOS et al., 2013; DOS SANTOS et al., 2014). Sendo usualmente avaliada pelo fato de ser uma capital, mas não levando em consideração o fato desta cidade ser uma capital tropical, com um possível perfil único de poluição. De Miranda e colaboradores (2012) fizeram um levantamento representativo das concentrações de PM<sub>2.5</sub> em seis capitais brasileiras (São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Curitiba, Recife e Porto Alegre) e verificaram que Recife apresenta os menores níveis de poluição por PM<sub>2.5</sub> destas cidades ( $7.3 \pm 3.1 \mu\text{g.m}^{-3}$ ). Sendo estes níveis de poluição considerados extremamente baixos quando avaliado a densidade populacional e o porte da capital Recife. Reforçando ainda mais a perspectiva e necessidade de uma investigação mais aprofundada que nos permita compreender a dinâmica e a poluição do ar nesta localidade.

Com isso, podemos notar que a temática da poluição do ar é de grande importância para a sociedade brasileira e para as regiões estudadas, principalmente devido aos seus potenciais impactos sociais, econômicos e ambientais. Explorando a fundo, essa questão ganha complexidade a partir de sinergias e sobreposições com grandes desafios contemporâneos da política pública brasileira, como a melhoria da saúde pública, o desenvolvimento econômico sustentável, a redução de queimadas e a mitigação das mudanças climáticas.

### **2.3. Abordagens adicionais utilizadas no estudo**

A avaliação dos poluentes atmosféricos é crucial para entender seu comportamento, distribuição e impacto no meio ambiente e na saúde humana. Normalmente, a análise de poluentes atmosféricos investiga padrões e características individuais de cada poluente atmosférico em um determinado cenário (WHO, 2016). Existem, no entanto, diferentes abordagens que podem ser utilizadas para analisar cenários de poluição do ar. Destas, destacamos a investigação do efeito final de semana dos poluentes do ar, a razão PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> e a ferramenta de *Machine Learning*, como abordagens diretas e robustas que podem fornecer informações cruciais sobre a poluição do ar em vários locais.

### 2.3.1 Efeito final de semana dos poluentes do ar

O efeito final de semana, também conhecido como “efeito dia da semana-fim de semana”, refere-se à observação de que as concentrações de poluentes atmosféricos podem ser diferentes nos finais de semana em comparação com os dias da semana (SILLMAN, 1999). Este fenômeno tem sido observado em inúmeros estudos realizados em áreas urbanas ao redor do mundo, e tem importantes implicações para a qualidade do ar e saúde pública (ELANSKY et al., 2020; SICARD et al., 2020b). A equação utilizada para avaliar este efeito é a seguinte:

$$\text{Efeito Final de semana} = \left( \frac{C_{\text{final de semana}} - C_{\text{dia de semana}}}{C_{\text{dia de semana}}} \right) \times 100\%$$

Onde, C é a concentração de qualquer um dos poluentes do ar que estiver sendo avaliado;  $C_{\text{final de semana}}$  é a concentração média diária do poluente nos dias de final de semana;  $C_{\text{dia de semana}}$  é a concentração média diária do poluente nos dias de semana. Os são apresentados como o percentual de aumento ou diminuição do poluente durante o final de semana. Caso o valor do efeito final de semana for positivo, indica que a concentração de poluentes nos finais de semana é maior do que nos dias de semana, o que é definido como um “efeito final de semana positivo”. Caso o valor do efeito final de semana for negativo, é definido como “efeito final de semana negativo” e indica que a concentração de poluentes nos dias de semana é maior do que nos finais de semana.

A relação das variações entre poluentes atmosféricos e o ciclo semanal de cidades com operação relevante de empreendimentos industriais e intensidade de tráfego foi ilustrada pela primeira vez em grandes cidades dos Estados Unidos (CLEVELAND et al., 1974; LEBRON, 1975). Estudos posteriores com uma abordagem mais aprofundada revelaram a influência das condições climáticas, características da infraestrutura urbana, relevo e outros fatores no efeito de fim de semana (BRÖNNIMANN; NEU, 1997; PASCHALIDOU; KASSOMENOS, 2004; STEPHENS et al. 2008; YOO et al. 2014), e observou que esse efeito se manifesta tanto em processos fotoquímicos atmosféricos quanto em processos de transporte característicos de todos os grandes centros urbanos (YOO et al. 2014; ELANSKY et al. 2020).

Um dos principais impulsionadores do efeito final de semana é a redução do tráfego e da atividade industrial nos finais de semana. Muitas cidades experimentam uma

diminuição significativa no número de veículos nas estradas e nas atividades fabris, com uma redução correspondente nas emissões nos finais de semana. Isso se deve ao fato de que menos pessoas estão se deslocando para o trabalho e há menos demanda por bens e serviços (SILLMAN, 1999). Como resultado, os níveis de poluentes atmosféricos, como  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  e  $\text{PM}_{2.5}$ , tendem a ser mais baixos nos finais de semana. Contudo, este efeito não se limita somente a diminuição nos níveis dos poluentes do ar. Estudos também mostram que os níveis de alguns poluentes, como o  $\text{O}_3$ , tendem a aumentar nos finais de semana, e esse fenômeno é potencializado em metrópoles e cidades com alta densidade populacional (ELANSKY et al. 2020; SICARD et al., 2020b).

A magnitude deste efeito pode variar dependendo do poluente e da localização. Em metrópoles, e grandes centros urbanos, diferentes estudos observam a redução expressiva de diferentes poluentes do ar, mas com conseqüente elevação nos níveis de  $\text{O}_3$  durante o final de semana (MOHTAR et al., 2018; LI et al., 2019; ELANSKY et al. 2020; SICARD et al., 2020). Porém este comportamento não é uma regra e diferentes cidades podem apresentar comportamento de poluentes diferentes. Existem investigações em cidades que encontraram apenas concentrações de poluentes ligeiramente inferiores durante o final de semana, ou até mesmo níveis mais elevados de diversos poluentes durante esse momento da semana (SCHIPA; TANZARELLA; MANGIA, 2008; SICARD et al., 2020). Isso mostra que este efeito também é influenciado por outros fatores, como mudanças nas condições meteorológicas ou diferenças na prevalência de atividades culturais e de lazer (por exemplo, cidades com alta locomoção durante o final de semana devido a questões culturais) que podem gerar poluentes atmosféricos.

Normalmente, o efeito de final de semana é investigado com o ozônio como foco e pouca atenção é dada a outros poluentes atmosféricos (ATKINSON-PALOMBO; MILLER; BALLING JR, 2006; TANG et al. 2008; HURYN; GOUGH, 2014; ZHAO; ZHOU; HAN, 2019; SICARD et al. 2020b). A provável razão para isso é que os cientistas estão preocupados em estudar cenários que agravem uma condição (no caso, níveis elevados de ozônio nos finais de semana) e porque, devido às suas transformações físico-químicas, o ozônio não costuma ser um poluente crítico nas metrópoles e grandes cidades, portanto estudar sua ascensão nos finais de semana pode transformá-lo em um vilão temporário da qualidade do ar. Assim, apesar do efeito de fim de semana ser uma ferramenta eficiente para avaliar diferentes cenários de emissão, seu foco deve abranger a maioria dos critérios de poluentes atmosféricos e servir como um guia na previsão da

qualidade do ar e situações ecológicas extremas (KOO et al. 2012; ELANSKY et al. 2020).

Em cidades de pequeno e médio porte o efeito final de semana da poluição do ar pode ser menos pronunciado devido aos menores níveis de tráfego e atividade industrial nessas áreas (SICARD et al., 2020b). No entanto, ainda é possível que o efeito de fim de semana esteja presente em algum grau, dependendo dos poluentes específicos e das fontes de poluição do ar na área. Os fatores específicos que contribuem para o efeito fim de semana nessas cidades podem variar dependendo das indústrias e sistemas de transporte presentes na área. Por exemplo, uma pequena cidade com um grande número de fábricas pode ter uma diminuição maior da poluição do ar nos finais de semana devido ao funcionamento reduzido dessas instalações. Por outro lado, uma cidade de médio ou grande porte com um sistema de transporte público bem desenvolvido pode ter uma diferença menor nos níveis de poluição do ar nos finais de semana devido ao uso contínuo de ônibus e trens. Em última análise, o efeito final de semana dos poluentes atmosféricos em cidades de pequeno e médio porte pode depender de uma variedade de fatores e deve ser estudado caso a caso (SCHIPA; TANZARELLA; MANGIA, 2008).

É fato que os padrões semanais de poluentes atmosféricos são reconhecidos no contexto de metrópoles e grandes centros urbanos (MOHTAR et al., 2018; LI et al., 2019; ELANSKY et al. 2020; YOUSEFIAN et al. 2020) e há evidências que apontam para a existência de mudanças nesses padrões em contextos rurais (DEBAJE et al., 2006; SCHIPA; TANZARELLA; MANGIA, 2008). Contudo, o conhecimento sobre o comportamento e dinâmica apresentada pelos poluentes atmosféricos em pequenas áreas urbanas ainda são notavelmente inferiores e limitados a poucos estudos.

No Brasil, a avaliação do padrão semanal e dos efeitos de final de semana dos poluentes atmosféricos foram estudados diretamente apenas nas principais metrópoles e em regiões com altos níveis de urbanização, portanto impactadas pela densidade populacional (SILVA JÚNIOR et al., 2009; MARTINS et al., 2015). Silva Júnior e colaboradores (2009) investigaram as diferenças entre os níveis de ozônio e óxidos de nitrogênio durante a semana e finais de semana na cidade de São Paulo, e observaram a existência de um efeito final de semana para ambos os poluentes, com aumento dos níveis de ozônio nos finais de semana para a estação de monitoramento mais próxima ao local com tráfego intenso de veículos e reduções de óxidos de nitrogênio (NO e NO<sub>2</sub>). A mesma tendência também foi observada na cidade do Rio de Janeiro por Martins e colaboradores

(2015), onde todas as estações monitoradas apresentaram aumento na concentração de ozônio nos finais de semana e redução nos níveis de óxidos de nitrogênio. Demonstrando como essas cidades, consideradas metrópoles mundiais, apresentam resultados semelhantes para o comportamento semanal dos poluentes.

A partir do exposto, fica evidente a necessidade de estudos que investiguem cidades pequenas e médias distantes desses grandes centros urbanos e que possivelmente apresentem diferentes comportamentos para os poluentes atmosféricos ao longo das semanas e diferentes estações do ano. Sendo o mesmo também importante para grandes cidades que apresentem características distintas que a diferenciem destas metrópoles mundiais.

### **2.3.2 Razão $PM_{2.5}/PM_{10}$**

Dentre os diversos poluentes presentes no ar, o material particulado (representado majoritariamente por  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$ ) é um dos mais nocivos à saúde humana (WHO, 2021). Essas pequenas partículas podem penetrar profundamente no sistema respiratório, causando uma ampla gama de resultados negativos para a saúde, incluindo doenças respiratórias e cardiovasculares e mortalidade prematura (HARRISON; YIN, 2000; DAVIDSON; PHALEN; SOLOMON, 2005; KIM; KABIR; KABIR, 2015; MUKHERJEE; AGRAWAL, 2017; YANG et al., 2019).

Uma métrica chave recentemente utilizada para identificar a origem principal ou fonte de material particulado é a relação entre a concentração de  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$ , conhecida como razão  $PM_{2.5}/PM_{10}$ . Esta é uma proporção adimensional que pode ser utilizada para caracterizar as principais fontes de poluição por material particulado porque partículas finas ( $PM_{2.5}$ ) e partículas grossas ( $PM_{10}$ ) são, majoritariamente, produzidas a partir de diferentes fontes de emissão (CHAN; YAO, 2008; XU et al., 2017 COSKUNER; JASSIM; MUNIR, 2018; ZHAO et al., 2019).

Por um lado, as principais fontes de  $PM_{10}$  incluem processos naturais, como erosão do solo local e tempestades de areia, além de algumas fontes antropogênicas, como poeira em rodovias, partículas de construção e demolição, fontes mecânicas e processos industriais. Por outro lado, o  $PM_{2.5}$  é composto principalmente por particulados originados a partir da combustão antrópica primária e secundária de produtos e combustíveis fósseis, principalmente originados do tráfego e da produção de energia. Sendo assim, o  $PM_{10}$  é diretamente relacionado a fontes de emissões naturais enquanto o

PM<sub>2.5</sub> está diretamente relacionado a fontes de emissões antrópicas (QUEROL et al., 2004; LI et al., 2004; XU et al., 2017).

Neste contexto, e sabendo que o PM<sub>2.5</sub> compõe a totalidade do PM<sub>10</sub>, proporções mais altas de razão PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> esta atribuída a localidades onde as emissões de particulados por fontes antropogênicas é mais intensa. Em contrapartida, locais com proporções menores desta razão indicam uma maior contribuição das partículas grossas (PM<sub>10</sub>), estando estas majoritariamente relacionadas a fontes naturais (XU et al., 2017; COSKUNER et al., 2018; ZHAO et al., 2019). Portanto, a razão PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> pode fornecer informações cruciais relacionadas ao particulado de diferentes localidades, como sua origem, seu processo de formação e seus efeitos na saúde humana.

A razão PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> varia em escalas temporais e espaciais e é influenciada por condições meteorológicas, mudanças no uso da terra e padrões de emissão locais (CHU; HUANG; LIN, 2015; YÁÑEZ et al., 2017; COSKUNER; JASSIM; MUNIR, 2018; ZHAO et al., 2019). Ele fornece uma indicação realista dos tipos de poluição por material particulado que dominam uma determinada configuração geográfica. As concentrações desses poluentes apresentam forte correlação e a concentração de PM<sub>10</sub> tem sido usado para estimar os níveis de PM<sub>2.5</sub>, uma vez que os amostradores desse poluente são recentes e caras (WHO, 2014). Assim, as relações entre PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> pré-avaliadas podem apoiar a previsão dos níveis de poluição por PM<sub>2.5</sub>, fontes antropogênicas, na ausência de medições diretas desta parcela de particulado.

O estudo da proporção desses dois poluentes e sua razão ainda recebe pouca atenção (ZHAO et al., 2019), e mais explorações são necessárias para identificar a relação intrínseca entre essa medida, sua componentes e parâmetros meteorológicos em diferentes cenários. No Brasil, poucos são os estudos que investigaram a razão PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub>. Estando estes limitados a grande metrópole nacional São Paulo e a cidade de Piracicaba, ambas no estado de São Paulo (SOUZA et al., 2014; PEREIRA et al., 2017). Isto reforça ainda mais a investigação em cidades de pequeno e médio porte, afastadas destes grandes centros urbanos, e também de outras cidades grandes, mas com características distintas de poluição e cenários de emissões.

### **2.3.3 Análises preditivas usando *Machine Learning***

*Machine Learning* é uma técnica de inteligência artificial que envolve o uso de algoritmos que permitem que unidades computacionais aprendam e façam previsões ou



decisões com base em uma sequência de dados. Basicamente, essa técnica envolve o uso de modelos matemáticos para identificar padrões e relação entre os dados, tornando-os capazes de realizar previsões e decisões sem necessidade de programação explícita para os possíveis resultados (BELLINGER et al., 2017).

A principal vantagem da aplicação desta técnica é sua capacidade de processar grandes quantidades de dados e identificar padrões complexos que podem ser difíceis ou impossíveis de serem detectados por análise manual. Isso leva a uma maior precisão nas previsões e/ou decisões e pode auxiliar a identificar padrões, de outra forma, passariam despercebidos (BELLINGER et al., 2017). Outra vantagem é a capacidade que esta técnica tem de aprender com seus erros e melhorar com o tempo. Conforme mais dados são coletados e processados, a precisão das previsões feitas pelos algoritmos pode ser aprimorada, tornando os modelos mais confiáveis (HARISHKUMAR et al., 2020).

Contudo, um dos principais desafios atrelados ao uso desta técnica é a necessidade de grandes quantidades de dados, de alta qualidade, para treinar os modelos. Se os dados usados para treinar os modelos forem de baixa qualidade ou tendenciosos, os resultados produzidos pelos modelos também serão imprecisos ou tendenciosos. Além disso, para determinadas áreas, a complexidade dos modelos pode dificultar a compreensão de como as decisões estão sendo tomadas e a interpretação dos resultados (LI et al., 2016; BELLINGER et al., 2017) .

No contexto de estudos acerca da poluição do ar, o *Machine Learning* é uma ferramenta valiosa utilizada para avaliar, compreender e estudar o comportamento dos poluentes do ar em relação a diversos fatores, tais como parâmetros meteorológicos. Uma das principais aplicações desta técnica em estudos de poluição do ar é no desenvolvimento de modelos preditivos (LI et al., 2016; BELLINGER et al., 2017; ADITYA et al., 2018; HARISHKUMAR et al., 2020). Esses modelos podem ser treinados em dados históricos de qualidade do ar, parâmetros meteorológicos e outros fatores relevantes e, em seguida, usados para fazer previsões sobre o comportamento futuro dos poluentes do ar. Essas previsões podem auxiliar na tomada de decisões por parte das autoridades competentes, além também de apontar focos de ação necessário.

Em geral, *Machine Learning* é uma ferramenta poderosa com potencial para revolucionar a forma como estudamos e entendemos a poluição do ar. Embora existam desafios associados a esta técnica as suas vantagens, em termos de processamento de grandes quantidades de dados e de fazer previsões precisas, superam em muitos esses

desafios. Dessa forma, o uso desta técnica, em conjunto a um banco de dados com alta qualidade e precisão de informação, é um aliado extremamente poderoso que é recomendado em múltiplas aplicações e estudos que avaliem poluentes atmosféricos.

## **2.4. Poluição do ar e a saúde humana**

### **2.4.1 Efeitos da poluição atmosférica na saúde humana**

Um dos maiores enigmas com que a humanidade está lutando hoje é a poluição do ar. A poluição é definida como a introdução no meio ambiente de substâncias prejudiciais aos seres humanos e ao meio ambiente. Hoje em dia, a qualidade do ar está se deteriorando significativamente, principalmente por causa da rápida industrialização e urbanização que podem afetar a saúde humana e o meio ambiente. Embora a revolução industrial tenha sido um grande sucesso em termos de tecnologia, sociedade e prestação de serviços múltiplos, também introduziu a produção de enormes quantidades de poluentes emitidos para a atmosfera que são prejudiciais à saúde humana (MANISALIDIS et al., 2020). Sem dúvida, a poluição ambiental global é considerada um problema de saúde pública internacional com múltiplas facetas. Preocupações sociais, econômicas, legislativas e hábitos de vida estão relacionados a esse grande problema.

O impacto da qualidade do ar na saúde humana está em um estágio alarmante, onde nove em cada dez pessoas respiram ar poluído, o que totaliza até 7 milhões de mortes em 2018, exclusivamente devido à exposição ao ar poluído (WHO, 2018). Os seres vivos estão expostos à poluição do ar todos os dias, alguns mais e outros menos dependendo de seu estilo de vida e status socioeconômico (RÜCKERL et al., 2011). O efeito da qualidade do ar tem impacto direto na saúde humana, pois, em média, uma pessoa inala cerca de 500 milhões de litros de ar (12.000–16.000 litros de ar por dia) (SAXENA; SONWANI, 2019). A figura 3 apresenta um breve esquema de como a emissão de poluentes no ar pode levar até um efeito na saúde.

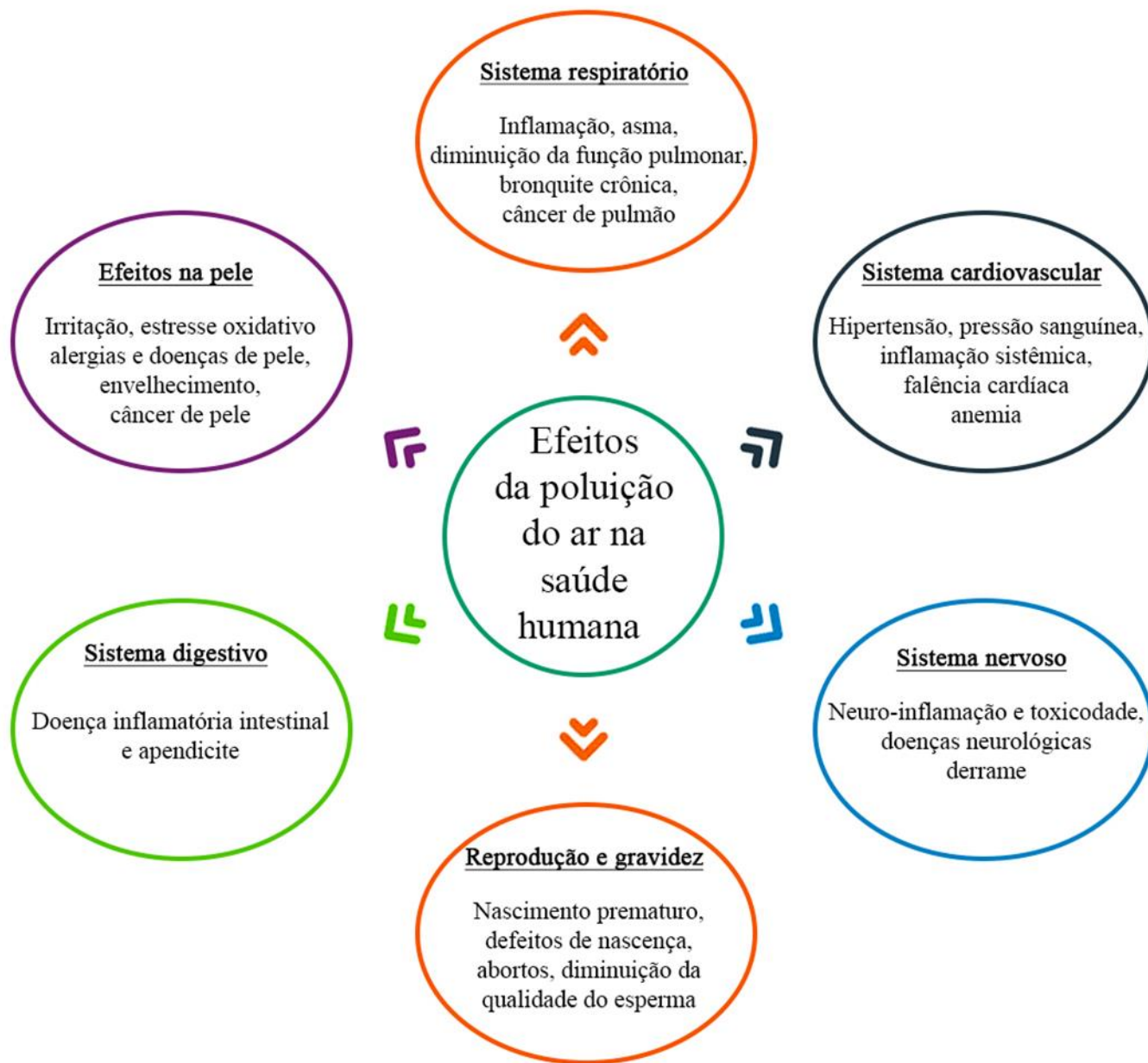
Figura 3. Progressão da emissão dos poluentes do ar até o desfecho em um efeito na saúde.  
Adaptado de ISS (2019)



Os poluentes indicadores da qualidade (abordados na seção 2.2.1 e 2.2.2) representam uma séria ameaça aos organismos vivos. Nesse sentido, nosso interesse é principalmente focar nesses poluentes, visto que estão relacionados a problemas mais extensos e graves de saúde humana. O PM penetra no sistema respiratório por inalação, causando doenças respiratórias e cardiovasculares, disfunções reprodutivas e do sistema nervoso central e câncer. Apesar de o ozônio na estratosfera ter papel protetor contra a irradiação ultravioleta, é prejudicial quando em alta concentração ao nível do solo,

afetando também o sistema respiratório e cardiovascular. Além disso, óxidos de nitrogênio, dióxido de enxofre e monóxido de carbono são considerados poluentes atmosféricos prejudiciais a diferentes aspectos das saúdes dos seres humanos, onde o monóxido de carbono pode até provocar envenenamento direto quando inalado em níveis elevados (MANISALIDIS et al., 2020). Segundo relatórios da WHO (2018) e da OPAS (2019), e também de acordo com Saxena e Srivastava (2020), as doenças que ocorrem a partir das substâncias acima mencionadas incluem: Problemas respiratórios, como doença pulmonar obstrutiva crônica (DPOC), asma, bronquiolite e também câncer de pulmão; Eventos cardiovasculares, como hipertensão, infarto do miocárdio, insuficiência cardíaca, inflamação sistêmica, disfunção endotelial vascular e anemia; Efeitos deletérios diretos e indiretos no sistema nervoso, como neuro inflamação, disfunções no sistema nervoso central, derrame, estresse oxidativo e neurotoxicidade; Deturpações no sistema digestivo, como doença inflamatória intestinal e apendicite; Efeitos na pele, como dermatite, eczema e irritações na pele; e por fim, pode afetar a fertilidade, reprodução e a gravidez, podendo prejudicar o desenvolvimento geral do feto. A figura 4 resume o efeito da poluição do ar nos diferentes sistemas e órgãos do corpo humano. Importante ressaltar também que o material particulado e a má qualidade do ar entraram para o hall de substâncias carcinogênicas associadas ao desenvolvimento de câncer de pulmão e bexiga (IARC, 2013). Ademais, Manan et al. (2018) demonstrou em sua revisão sistemática, incluindo mais de 20 estudos, que a poluição do ar apresenta um risco excessivo de causar internações hospitalares pelos mais diversos efeitos a saúde.

Figura 4. Resumo da multiplicidade de efeito da poluição do ar na saúde humana.



Fonte: Elaboração própria

A poluição do ar afeta principalmente a saúde daqueles que vivem em grandes áreas urbanas, onde as emissões dos meios de transportes são as que mais contribuem para a degradação da qualidade do ar. Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, o problema é mais sério devido à superpopulação e urbanização descontrolada, juntamente com o desenvolvimento da industrialização. Isso leva a uma má qualidade do ar,

especialmente em países com disparidades sociais e falta de informações sobre a gestão sustentável do meio ambiente (MANNUCCI; FRANCHINI, 2017).

O risco de se adquirir doenças relacionadas a qualidade do ar também é determinado pela suscetibilidade e vulnerabilidade do indivíduo. Os fatores que afetam a vulnerabilidade individual incluem idade, gênero, raça, níveis educacionais e socioeconômicos, status nutricional, acesso aos serviços de saúde, localização e tipo de moradia, combustíveis usados para cozinhar e ocupação. Outro grupo de fatores que favorecem doenças relacionadas à qualidade do ar são biológicos, como suscetibilidade genética (GOUVEIA; FLETCHER, 2000; WHO, 2006; Academy of Science of South Africa et al., 2019). Populações particularmente sensíveis à poluição atmosférica incluem bebês ainda no útero, crianças, idosos e pessoas com doenças crônicas pré-existentes (WHO 2018; Academy of Science of South Africa et al., 2019).

No Brasil, estudos nacionais recentes apontaram diferentes impactos na saúde por diferentes tipologias de fontes de emissões, como a queima de combustíveis fósseis para geração de energia no transporte (VORMITTAG et al., 2018; LEIRIÃO et al., 2020), processos industriais (CORÁ et al., 2020); atividades agrossilvopastoris associadas a queimadas e incêndios florestais (SILVA et al., 2016; ALVES, 2020). Esse panorama revelam um acúmulo de conhecimento e evidências que devem ser levados em consideração para embasar ações de controle da poluição e gestão da qualidade do ar no país.

As estratégias atuais para melhorar a qualidade do ar requerem atenção majoritariamente para dois tópicos, o primeiro é a identificação dos possíveis riscos e impactos à saúde humana levando em consideração a exposição de uma população de estudo a concentração presente de determinado(s) poluente(s), e o segundo é a uma estimativa do valor econômico dos benefícios obtidos com as alterações que sejam propostas. Essas estratégias são definidas por agências internacionais como a WHO e a US EPA, e são reconhecidas como avaliação de risco a saúde humana (HHRA, do inglês *Human Health Risk Assessment*) (1) e avaliação de impacto a saúde (HIA, do inglês *Health Impact Assessment*) (2) (FEHR et al., 2014; WHO, 2016; US EPA, 2016; US EPA, 2019).

## 2.4.2 Avaliação de risco a saúde humana (HHRA)

Um perigo para a saúde pode ser definido como uma fonte de risco para a saúde ou bem-estar humano (WHO 2016). A US EPA (2016) define a HHRA como o processo de estimar a natureza e a probabilidade de efeitos adversos à saúde em humanos que podem ser expostos a contaminantes/poluentes em meios ambientais, agora ou no futuro. Em nosso estudo este perigo são os poluentes do ar.

A avaliação de risco a saúde dos poluentes do ar visa estimar os riscos de exposição passada, atual ou futura à poluição do ar e de mudanças na exposição que podem resultar de políticas planejadas ou outras modificações da qualidade do ar (WHO, 2016). Esta avaliação pode ser quantitativa ou qualitativa; geralmente avalia (1) a quantidade de poluição do ar presente, ou seja, as concentrações de poluentes, (2) a quantidade de contato (exposição) da população-alvo, e (3) o quão prejudicial a concentração é para a saúde humana, ou seja, os riscos para a saúde resultantes à população exposta (WHO, 2010). A fim de conhecer as questões relacionadas à saúde devido aos poluentes atmosféricos, várias ferramentas e métodos têm sido aplicados por diferentes pesquisadores em nível regional e global. As estimativas fornecidas por uma avaliação de risco de poluentes do ar têm por objetivo informar os achados a formuladores de políticas e/ou de outras partes interessadas.

Nesse contexto, a US EPA produziu diferentes equações para calcular o risco a saúde humana relacionado a contaminantes, incluindo poluentes do ar. Dentre os conhecimentos que são importantes para o cálculo desse risco estão os seguintes parâmetros: a concentração do poluente no ar; o tempo de exposição; o peso corporal; a média da taxa de inalação e do tempo de exposição; além de valores de referências que podem ser encontrados em documentos fornecidos pela US EPA e/ou outras organizações. Estes cálculos fornecem valores de risco a saúde, causado pelos poluentes analisados, que possibilitam interpretação de acordo com a problemática que está sendo abordada (US EPA, 2016; US EPA, 2019).

Os riscos à saúde de poluentes atmosféricos avaliados por cálculos de estimativa (usando valores ou equações e métodos de software) não são tão precisos quanto a função de estudos epidemiológicos. Assim, como pontuado pela WHO (2016) em seu documento com os princípios gerais da avaliação de risco aos poluentes do ar, devemos sempre estar atento para as limitações e incertezas levados em conta na avaliação de risco à saúde humana. Como esses métodos são baseados em valores fornecidos por organizações de

diferentes lugares com diferentes condições ambientais, eles não são perfeitos, mas esses resultados são úteis para pesquisadores garantirem uma avaliação mais aprofundada do risco relacionado à exposição aos poluentes atmosféricos. Além disso, os fatores que são usados para estimativas de saúde ajudam os órgãos governamentais a definir padrões regulatórios para reduzir a exposição das pessoas a poluentes do ar e avaliação de possíveis problemas de saúde.

Como uma ferramenta analítica, uma avaliação de risco a saúde para poluentes atmosféricos pode ser usada como parte de uma avaliação abrangente dos impactos na saúde causados por políticas, programas e projetos que afetam as condições ambientais, sendo essa avaliação abrangente considerada a avaliação de impacto na saúde.

### **2.4.3 Avaliação de impacto a saúde (HIA)**

A HIA é uma ferramenta de apoio a decisões, ela é usada em muitos países para prever desfechos positivos e negativos na saúde a partir de políticas, programas e projetos (FAKHRI et al. 2014). A WHO define HIA como “uma combinação de procedimentos, métodos e ferramentas pelos quais uma política, programa ou projeto pode ser julgado quanto aos seus potenciais efeitos sobre a saúde de uma população e a distribuição desses efeitos dentro da população” (WHO, 1999). A HIA tem como marco inicial o documento chamado ‘Consenso de Gotemburgo’, publicado em 1999, pela WHO, que teve como objetivo a padronização de técnicas, etapas e análises de efeitos à saúde, possíveis de serem replicadas e aplicadas internacionalmente. Apenas para critério de diferenciação, enquanto uma HHRA tende a examinar perigos específicos e seus efeitos na saúde humana, uma HIA tem uma perspectiva mais ampla (WHO, 2016).

A metodologia da HIA engloba a identificação de dados, a predição e a avaliação das possíveis mudanças nos riscos à saúde (podendo ser tanto negativas como positivas), causadas por projetos a serem implantados ou já em execução. Essa avaliação é descrita como um processo sistemático baseado em dados e métodos de análise confiáveis, que consideram informações e contribuições das partes interessadas e afetadas a fim de definir os efeitos potenciais de um projeto, ou conjunto de ações, sobre a saúde de uma população e sua distribuição, fornecendo recomendações para o gerenciamento e o monitoramento dos efeitos (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 2011)

O principal objetivo da HIA é fornecer informações no intuito de influenciar nas decisões sobre os projetos propostos, de modo que integrem, efetivamente, a prevenção



de agravos e doenças e a proteção e promoção da saúde. Outra importante função da HIA está em cooperar para o desenvolvimento de projetos e políticas públicas saudáveis, pois consiste em um método estruturado para determinar e melhorar as consequências sobre a saúde dos projetos e políticas de outros setores (WHO, 2016).

Os primeiros países a elaborarem documentos sobre as práticas da HIA foram Canadá e Reino Unido, mas atualmente já são inúmeros os países que possuem guias de HIA. Entretanto, em revisão recente sobre o tema, desenvolvida por Abe e Miraglia (2018), os autores apontaram que a HIA não é institucionalizada em nenhum país da América Latina. Ademais, em 2014, foi publicado um guia de referência à HIA pelo Ministério da Saúde do Brasil (PADILHA et al., 2014), mostrando que a divulgação e aplicação dessa metodologia é apoiada pelos órgãos públicos federais, apesar de não haver institucionalização.

Dentro desse contexto, a revisão de Abe e Miraglia (2017), também apontou que há poucas publicações que envolvam a aplicação da HIA no Brasil e América Latina, ao contrário do que costuma ser encontrado em países desenvolvidos. Além disso, também discutem que a análise de impactos à saúde é realizada de forma superficial em licenciamentos ambientais e em políticas públicas nacionais, demonstrando a necessidade de formas mais detalhadas e robustas de análises nesses locais.

A HIA de poluentes do ar é realizada para que os impactos positivos e negativos à saúde sejam considerados de forma equilibrada nas políticas, programas e projetos. Usualmente, os custos da ausência de medidas e legislações efetivas para proteger e promover a saúde da população, frente a esses poluentes, recaem sobre a comunidade atingida e em cada indivíduo. Por isso, o ideal é que a HIA seja conduzida antes da implantação do projeto, quando as considerações à saúde poderão influenciar concretamente na tomada de decisões. Entretanto, apesar de já existirem políticas públicas no Brasil quanto a poluição do ar (como abordado na seção 2.1.1), é notável que melhorias precisam ser feitas, e a melhor maneira de se obter uma prospecção futura de efeitos na saúde e diminuição de gastos gerados por políticas públicas mais restritivas é a partir de uma HIA, como realizado por Abe e Miraglia (2016) no estado de São Paulo, Brasil.

Com isso, a HIA da poluição do ar pode gerar a diminuição de gastos e efeitos adversos à saúde, decorrentes de projetos e políticas públicas no Brasil. Por fim, essa inovação na análise sistêmica de impactos a saúde causado pelos poluentes do ar pode

poupar muitas vidas e incapacitações, além dos recursos financeiros adjacentes, e, consequentemente, melhorar a qualidade de vida da população.

## **2.5. COVID-19 e seus efeitos na poluição do ar**

### **2.5.1 COVID-19: a pandemia do século XXI**

Em dezembro de 2019, vários pacientes de Wuhan, República Popular da China, desenvolveram pneumonia e insuficiência respiratória que lembrava a epidemia de SARS de 2003 (WMHC, 2019). No início de janeiro de 2020, um novo beta-coronavírus foi isolado de amostras de fluido de lavagem bronco alveolar (ZHOU et al., 2020). Mais tarde esse vírus foi denominado SARS-CoV-2 (do inglês, *Severe acute respiratory syndrome coronavirus 2*), que significa coronavírus 2 da síndrome respiratória aguda grave. Em fevereiro de 2020, a WHO designou a doença COVID-19, que significa doença do coronavírus 2019 (WHO, 2020). O vírus se espalhou primeiro na China (YU et al., 2020) e depois para vários países da Ásia antes de chegar ao Irã e à Itália, onde causou grandes surtos. Durante as primeiras 11 semanas da pandemia, quase dois terços dos primeiros casos nos países afetados foram em pessoas que viajaram recentemente de apenas três países afetados (China, Irã ou Itália), mostrando como as viagens internacionais de alguns países com substancial transmissão de SARS-CoV-2 pode ter semeado surtos em todo o mundo (DAWOOD et al, 2020).

A transmissão pessoa-a-pessoa do SARS-CoV-2 foi estabelecida semanas após a identificação dos primeiros casos (CHAN et al., 2020). Pouco depois, foi sugerido que indivíduos assintomáticos provavelmente seriam responsáveis por uma proporção substancial de todas as transmissões SARS-CoV-2 (NISHIURA et al., 2020). Estudos iniciais indicaram que a carga viral podia ser elevada 2 a 3 dias antes do início dos sintomas e quase metade de todas as infecções secundárias devem ser causadas por pacientes pré-sintomáticos (HE et al., 2020). Um fator chave na transmissibilidade do SARS-CoV-2 é o alto nível de eliminação viral no trato respiratório superior (WÖLFEL et al., 2020). Sendo assim, o SARS-CoV-2 é transmitido predominantemente por meio de gotículas contendo vírus por meio de espirros, tosse ou quando as pessoas interagem umas com as outras por algum tempo nas proximidades (geralmente menos de um metro) (CHAN et al., 2020).

Apesar de alguns sucessos iniciais na contenção, o SARS-CoV-2 finalmente se consolidou na Europa e na América do Norte durante os primeiros dois meses de 2020: na Itália no final de janeiro, no estado de Washington no início de fevereiro, seguido por Nova York no final daquele mês (WOROBNEY et al., 2020). No Brasil, verificou-se que houve mais de 100 introduções internacionais de vírus, com 76% das cepas brasileiras caindo em três clados que foram introduzidos da Europa entre 22 de fevereiro e 11 de março de 2020 (CANDIDO et al., 2020).

Até o momento desta escrita, o SARS CoV-2 se espalhou por todos os cantos do mundo. Milhões de pessoas foram diagnosticadas com infecção por SARS-CoV-2 e milhões morreram de COVID-19. Nem todos os casos, em particular os assintomáticos, foram diagnosticados e o verdadeiro número de infecções e mortes é provavelmente muito maior do que divulgado mundialmente.

### **2.5.2 Medidas para o contingenciamento da COVID-19 no Brasil**

O insuficiente conhecimento científico sobre o novo coronavírus, sua alta velocidade de disseminação e capacidade de provocar mortes em populações vulneráveis, geraram incertezas sobre quais seriam as melhores estratégias a serem utilizadas para o enfrentamento da epidemia em diferentes partes do mundo. Dentre as possibilidades uma estratégia ganhou destaque por sua eficiência histórica em evitar contaminações de diferentes vírus, o confinamento e distanciamento social. Felizmente, o mundo foi poupado de um SARS-CoV-2 de livre circulação. Pois, embora os economistas alertassem que o desemprego poderia ultrapassar os níveis alcançados durante a Grande Depressão da década de 1930 (THE GUARDIAN, 2020), no início, quase todos os governos mundiais consideraram salvar centenas de milhares de vidas mais importante do que evitar uma recessão econômica massiva. Primeiro na China, seis semanas depois na Itália e outra uma semana depois na maioria dos países da Europa Ocidental, e depois nos Estados Unidos e em muitos outros países do mundo, experimentos sem precedentes de dimensões gigantescas foram iniciados: ordenando regiões inteiras ou toda a nação para o confinamento. Na primeira semana de abril de 2020, 4 bilhões de pessoas em todo o mundo estavam sob alguma forma de confinamento e distanciamento social - mais da metade da população mundial (KAMPS; HOFFMANN, 2021).

No Brasil, as emergências nacionais de saúde pública são definidas pelo Ministério da Saúde como eventos que representam riscos à saúde pública e que ocorrem

em situações de surtos ou epidemias (em decorrência de agentes inesperados ou reintrodução de doenças erradicadas ou com alta gravidade), desastres e falta de atendimento à população, que vão além da capacidade de resposta do estado. Nesse contexto, o Brasil declarou a COVID-19 como emergência de saúde pública no dia 3 de fevereiro, e em 6 de fevereiro o país aprovou a lei nº 13.979, com medidas e diretrizes destinadas a proteger a comunidade e lidar com a emergência decorrente do SARS-CoV-2 (BRASIL, 2020a), incluindo: isolamento; quarentena; notificação compulsória, estudo epidemiológico ou investigação; exumação, necropsia, cremação e gestão de cadáveres; restrição excepcional e temporária de entrada e saída do país; requisição de bens e serviços a pessoas singulares e coletivas, sendo neste caso garantido o subsequente pagamento de justa indenização.

O primeiro caso de coronavírus no Brasil e na América do Sul foi registrado no dia 26 de fevereiro de 2020 em São Paulo (CRODA et al., 2020). Em seguida a este fato o número de casos aumentou no território nacional, e várias medidas foram tomadas. No dia 13 de março, o Ministério da Saúde e profissionais das secretarias estaduais de saúde de todo o país anunciaram recomendações para prevenir a disseminação da doença, conforme previamente determinado no Decreto nº 356 de 11 de março de 2020 (BRASIL, 2020c) e na lei nº 13.979 (BRASIL, 2020a). O Ministério da Saúde reconheceu que a transmissão comunitária estava ocorrendo em todo o país no dia 20 de março, como uma medida estratégica para garantir um esforço coletivo de todos os brasileiros para reduzir a transmissão do vírus. A implementação de medidas não farmacológicas, incluindo distanciamento físico e quarentena, exigia a determinação por parte do Ministério da Saúde, o que não ocorreu de imediato (CRODA et al., 2020).

Frente a emergência eminente, todos os estados do Brasil foram estimulados a adaptar o plano de contingenciamento nacional de acordo com sua infraestrutura e características regionais, bem como a prever ações de combate à doença em seus territórios (BRASIL, 2020b). Deste modo, diferentes medidas e abordagens foram adotadas em cada região brasileira. Neste cenário, o estado do RS desenvolveu um modelo regente para todas as cidades do estado, enquanto o estado de PE permitiu que cada cidade direcionasse os seus planos de ações individualmente.

### **2.5.2.1 Medidas adotadas pelo estado do Rio Grande do Sul**

Dentro desse contexto de medidas adotadas para conter a disseminação da pandemia de COVID-19 o estado do RS recebe destaque. O RS é o estado mais ao sul do território brasileiro e é o sexto estado mais populoso do país, possuindo aproximadamente 11,4 milhões de habitantes de acordo com o último censo (IBGE 2013). No estado, medidas temporárias de prevenção ao contágio pela COVID-19 foram instauradas pelo decreto estadual nº 55.115 de 12 de março de 2020 (RIO GRANDE DO SUL, 2020b). Dentre as medidas de prevenção ficaram instaurados tópicos referentes ao isolamento, quarentena, notificação e restrição de atividades tidas como não-essenciais. Posteriormente, no dia 19 de março de 2020, fica instaurado, pelo decreto nº 55.128, o estado de calamidade pública em todo território estadual para fins de prevenção e de enfrentamento à pandemia (RIO GRANDE DO SUL, 2020c).

Após essa sequência de decretos e o consecutivo aumento dos casos de COVID-19 vinculado a preocupação com a capacidade do sistema de saúde nas diferentes regiões do estado e a necessidade do equilíbrio econômico, o governo estadual notou que precisava de uma ferramenta de gestão que garantisse uma melhor administração das regiões frente a pandemia. Assim, no dia 10 de maio de 2020, a partir do decreto estadual nº 55.240, o governo estadual institui o Modelo de Distanciamento Controlado (MDC) para fins de prevenção e gestão no enfrentamento à epidemia causada pelo SARS-CoV-2 (RIO GRANDE DO SUL, 2020a).

#### **2.5.2.1.1 Modelo de distanciamento controlado (MDC) do estado do Rio Grande do Sul**

O MDC consiste em um sistema que, por meio do uso de metodologias e tecnologias que permitam o constante monitoramento da evolução da epidemia causada pelo novo SARS-CoV-2 e das suas consequências sanitárias, sociais e econômicas, estabelece, com base em evidências científicas e em análise estratégica das informações, um conjunto de medidas destinadas a preveni-las e a enfrentá-las de modo gradual e proporcional, observando segmentações regionais do sistema de saúde e segmentações setorializadas das atividades econômicas, tendo por objetivo a preservação da vida e a promoção da saúde pública e da dignidade da pessoa humana, em equilíbrio com os valores sociais do trabalho e da livre iniciativa e com a necessidade de se assegurar o

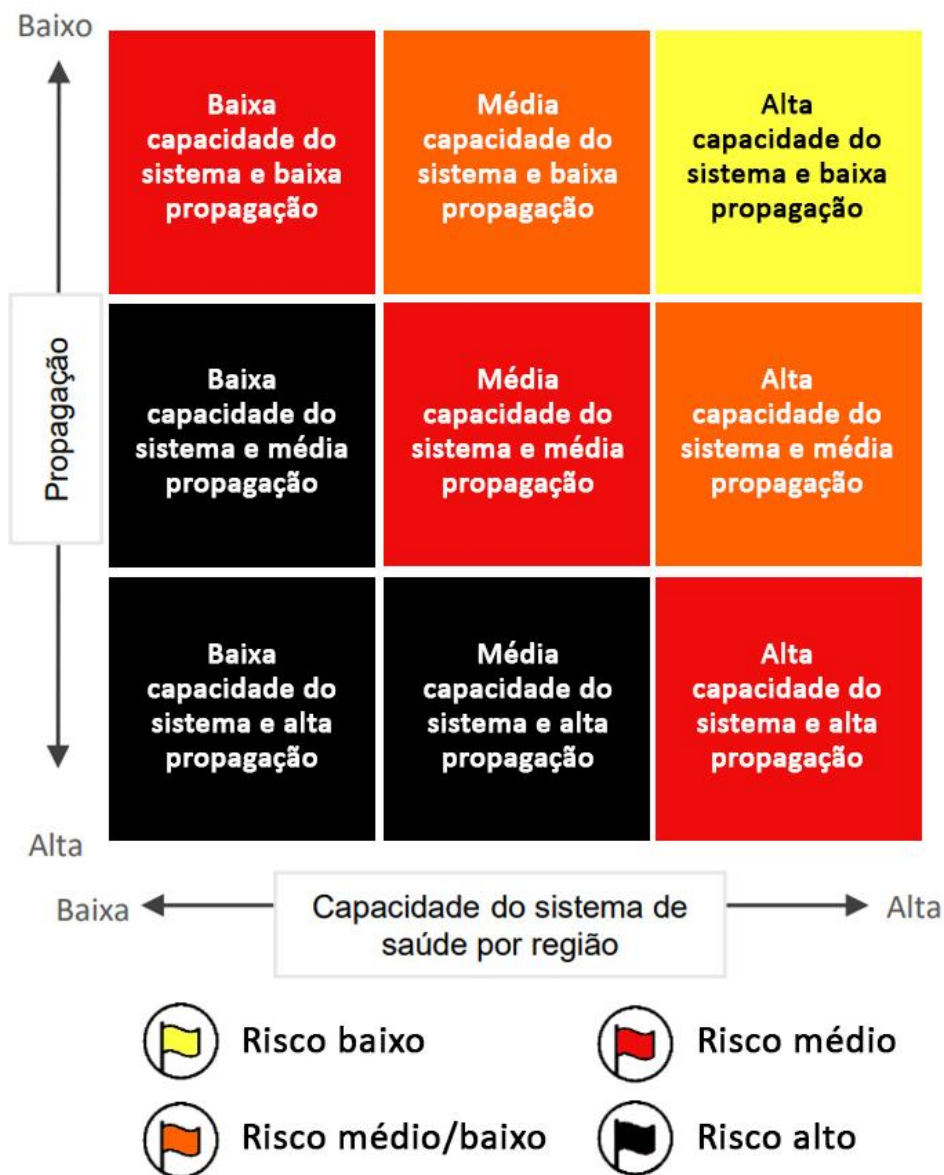
desenvolvimento econômico e social da população do estado do RS (RIO GRANDE DO SUL, 2020c). Em resumo, é uma estratégia mista, modulada e pactuada para equilibrar prioridade à vida com retomada econômica.

Nesse sistema o monitoramento da evolução da epidemia é feito com a avaliação de onze indicadores destinados a mensurar a propagação da COVID-19 e a capacidade de atendimento do sistema de saúde. O resultado da mensuração dos indicadores é classificado, conforme o escore, em quatro bandeiras, correspondentes às cores Amarela, Laranja, Vermelha e Preta, as quais serão utilizadas para a aplicação, gradual e proporcional, de um conjunto de medidas destinadas à prevenção e ao enfrentamento da epidemia. Essas medidas, de acordo com a coloração da bandeira, afetam todas as atividades econômicas em algum grau. Sendo essas medidas pouco restritivas na cor amarela e extremamente restritivas na cor preta, garantindo assim a contenção das atividades e o distanciamento social conforme a necessidade de cada região (RIO GRANDE DO SUL, 2020c). Importante ressaltar que no MDC o estado do RS é dividido em 21 regiões de acordo com o acesso ao sistema de saúde, e que a implementação da coloração da bandeira equivale para toda região (incluindo todas cidades do entorno). A figura 5 apresenta as divisões regionais utilizadas no MDC do RS, com destaque para a região que compreende os municípios do extremo sul do RS, alguns dos quais estão incluídos no estudo. Por sua vez, a figura 6, adaptada da apresentação do governo do estado do RS, demonstra a lógica por trás da atribuição da coloração da bandeira em alguma região.

O uso do MDC surgiu buscando gerar impactos positivos na gestão da pandemia de COVID-19. Mas seu uso também pode gerar impactos positivos na qualidade do ar na região no qual está sendo administrado. Isso pode ocorrer pois, como apontado por órgãos governamentais (ESA, 2020; NASA, 2020) e diferentes estudos mundiais (BERMAN et al., 2020; DANTAS et al., 2020; MARTELLETTI; MARTELLETTI, 2020; MUHAMMAD et al., 2020; NAKADA; URBAN, 2020; SHARMA et al., 2020; SICARD et al., 2020a; TAVELLA; DA SILVA-JÚNIOR, 2020; TOBÍAS et al., 2020), a implementação de medidas de contingenciamento e de distanciamento social causa a diminuição da emissão de poluentes no ar, podendo levar a uma consequente melhora na qualidade do ar. Entretanto uma análise profunda deve ser feita para confirmar essa hipótese.



Figura 6. Coloração das bandeiras adotadas no MDC e a lógica por trás de sua atribuição.



Fonte: Elaboração própria

### 2.5.2.1 Medidas adotadas no estado de Pernambuco e na capital Recife

O PE é um estado localizado na região nordeste do Brasil, é o sétimo estado mais populoso do país, possuindo aproximadamente 9,3 milhões de habitantes de acordo com o último censo (IBGE 2013). Neste estado a COVID-19 teve seu primeiro caso confirmado em 12 de março de 2020, a primeira transmissão local em 14 de março e de



transmissão comunitária em 17 de março. O primeiro caso de óbito pela doença foi documentado no dia 25 de março (PERNAMBUCO, 2020b). Durante este período, diferentes medidas de enfrentamento foram adotadas pelo governo do estado de PE. Este criou um plano de convivência com a COVID-19 separando o estado em 11 diferentes macrorregiões e o plano de retomada das atividades normais envolvia 11 etapas de convívio e reabertura, baseadas em indicadores de saúde (PERNAMBUCO, 2020a).

Neste cenário, a capital do estado, a cidade de Recife teve destaque. Desde o dia 10 de março de 2020 a capital já havia desenvolvido um plano municipal de contingência para tentar frear a disseminação da COVID-19 na cidade nos seus estágios iniciais (RECIFE, 2020a). Entretanto, a velocidade e a imprevisibilidade do vírus fizeram com que a cidade decretasse estado de calamidade pública no dia 20 de março de 2020, após uma sequência de casos identificados (RECIFE, 2020b). Recife foi um dos primeiros lugares do Brasil a sofrer os efeitos devastadores da Pandemia de COVID-19, incluindo lotação máxima de leitos em unidades de terapia intensiva e alto número de óbitos, no primeiro semestre de 2020 (SOUZA et al., 2020).

Contudo, conforme a pandemia foi avançando, e diferentes medidas foram sendo instauradas, a prefeitura de Recife desenvolveu um plano de convivência com a COVID-19 para buscar equilibrar o desenvolvimento de atividades econômicas em conjunto com medidas protetivas a saúde pública local (RECIFE, 2020c). Este plano, através da análise de diferentes indicadores, previa a retomada gradual e planejada das atividades econômicas e relaxamento das medidas de distanciamento por meio fases. De acordo com o plano, a abertura por fases permite reduzir o impacto de cada abertura em particular, medindo os efeitos e readeguando a infraestrutura para permitir a abertura da próxima fase ou, se for o caso, voltar atrás e replanejar a primeira abertura (RECIFE, 2020c). Este plano foi seguido ao longo da pandemia de COVID-19. A partir de setembro de 2020 intensificou-se o relaxamento das medidas de contenção na cidade, e em outubro inúmeras atividades de lazer que causavam aglomerações, até então proibidas, já estavam liberadas (i.e., eventos corporativos, comércio ambulante, eventos sociais, parques de diversões, cinemas e teatros).

### 2.5.3 Os efeitos das medidas de contingenciamento e distanciamento social na poluição do ar

A disseminação da COVID-19 resultou em medidas de contingenciamento e distanciamento social em praticamente todos os países do mundo. Para achatar a curva da epidemia, governos em todo o mundo responderam a essa crise com medidas de contingenciamento, que incluíram o fechamento de empresas e o distanciamento social, que tiveram consequências regionais sem precedentes. Essas ações tiveram um grande impacto no dia a dia dos cidadãos e consequências negativas para a economia, educação, cultura e turismo, mundial (MUHAMMAD et al., 2020) e também no Brasil. Como resultado indireto das medidas de contenção adotadas por governos em todo o mundo, agências espaciais globais (ESA 2020; NASA 2020) e pesquisadores (BERMAN et al., 2020; DANTAS et al., 2020; MARTELLETTI; MARTELLETTI, 2020; MUHAMMAD et al., 2020; NAKADA; URBAN, 2020; SHARMA et al., 2020; SICARD et al., 2020a; TAVELLA; DA SILVA-JÚNIOR, 2020; TOBÍAS et al., 2020) reportaram dados e divulgaram informações sobre as reduções dos principais poluentes atmosféricos em diferentes regiões do mundo, principalmente por causa de a redução extrema nas principais fontes de poluição do ar (emissões veiculares, para geração de energia e indústrias), levando a uma possível melhora na qualidade do ar. Além disso, no início da pandemia e das medidas de distanciamento social no Brasil, o Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN) apontou a diminuição no nível de alguns poluentes primários no ar de São Paulo (IPEN, 2020).

Estudos realizados no início das medidas de contingenciamento e distanciamento social marcaram alterações características na qualidade do ar. O padrão mais amplamente relatado é uma redução nos níveis de  $\text{NO}_2$  e um conseqüente aumento nos níveis de ozônio ( $\downarrow \text{NO}_2$ ,  $\uparrow \text{O}_3$ ) (BAO; ZHANG, 2020; DANTAS et al. 2020; HE et al. 2020; MAHATO et al. 2020; NAKADA et al. 2020; TOBÍAS et al. 2020), que quase sempre estão associados à redução de outros poluentes como compostos orgânicos voláteis,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ , CO e  $\text{SO}_2$ . Esses resultados, assim como diversos outros relatórios e pesquisas ao redor do mundo, mostraram que, no curto prazo, as concentrações de poluentes primários foram reduzidas devido às restrições de tráfego e à diminuição das atividades econômicas. No entanto, de um ponto de vista mais amplo, deve-se atentar que os níveis de ozônio, um poluente secundário de grande preocupação, aumentaram ou permaneceram inalterados (ADWIBOWO 2020).

Na América Latina os primeiros relatórios da qualidade do ar, durante as restrições, foram publicados por Dantas et al. (2020) e por Nakada e Urban (2020). Ambos apontando as tendências destacadas acima, sendo que o primeiro foi realizado na cidade do Rio de Janeiro e o segundo em São Paulo. Posteriormente, cidades como Buenos Aires e Quito também foram avaliadas. Nestas destacou-se que os níveis de  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$  e CO diminuíram (ZAMBRANO-MONSERRATE; RUANO, 2020; ROCHA et al., 2020). Na cidade do México, por sua vez, a pandemia não teve o mesmo efeito na qualidade do ar quando comparado com as outras grandes cidades. Nela, as reduções dos poluentes do ar foram modestas e não houve redução na concentração de  $O_3$ . Levantando dúvidas sobre as características e dinâmicas desses poluentes em diferentes regiões.

Ademais, duas considerações são importantes de serem observadas quanto aos estudos realizados sobre a poluição do ar e as medidas adotadas para diminuir a disseminação da COVID-19: (1) a grande maioria deles, se não todos (nos estágios iniciais), foram realizados avaliando grandes cidades e centros urbanos, que conseqüentemente possuem elevadas taxas de poluentes, levando a uma configuração e dinâmica característica para esses poluentes; (2) foram realizadas usando dados obtidos de satélites através de monitoramento remoto ou de amostradores ativos, como estações automáticas. Frente a isso, restaram ainda muitas dúvidas sobre o possível comportamento desses poluentes durante a pandemia em cidades de pequeno/médio porte e em áreas distantes das regiões metropolitanas. É importante levar em consideração que essas regiões, ao menos no Brasil, não possuem estações de monitoramento contínuo, sendo necessário o uso de amostradores passivos (devido aos menores custos) e/ou o uso da tecnologia para obtenção dessa informação a partir de softwares que obtém seus dados de satélites.

### **3. Objetivos**

#### **3.1. Geral**

Avaliar o impacto da pandemia da COVID-19 sobre a dinâmica e comportamento dos principais poluentes atmosféricos em cidades brasileiras de pequeno, médio e grande porte.

#### **3.2. Específicos**

- Realizar levantamento bibliográfico e uma análise crítica para identificar tendências, parâmetros e contextos das avaliações mundiais sobre a poluição do ar diante das medidas adotadas para conter a pandemia de COVID-19;
- Investigar o impacto das medidas de distanciamento social e da posterior retomada das atividades sobre os poluentes do ar em diferentes cidades brasileiras de pequeno, médio e grande porte e;
- Avaliar a melhora em indicadores de saúde frente a redução dos níveis de ozônio na cidade de Rio Grande, decorrentes da adoção de medidas de distanciamento social.

#### 4. Referências Bibliográficas

ABE, Karina Camasmie; MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri. Health impact assessment of air pollution in São Paulo, Brazil. **International journal of environmental research and public health**, v. 13, n. 7, p. 694, 2016.

ABE, Karina Camasmie; MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri. Avaliação de Impacto à Saúde (AIS) no Brasil e América Latina: uma ferramenta essencial a projetos, planos e políticas. **Interface-Comunicação, Saúde, Educação**, 2017.

ACADEMY OF SCIENCE OF SOUTH AFRICA et al. Air Pollution and Health - A Science-Policy Initiative. **Ann Glob Health**, v.85, 2019.

ADITYA, C. R. et al. Detection and prediction of air pollution using machine learning models. **International Journal of Engineering Trends and Technology (IJETT)**, v. 59, n. 4, p. 204-207, 2018.

ADWIBOWO, Andrio. Trends of Southeast Asian urban NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, and SO<sub>2</sub> concentrations during COVID 19 social distancing and forecast period. 2020.

ALVES, Lise. Surge of respiratory illnesses in children due to fires in Brazil's Amazon region. **The Lancet. Respiratory medicine**, v. 8, n. 1, p. 21-22, 2020.

ANDRADE, Maria de Fatima et al. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. **Atmospheric environment**, v. 159, p. 66-82, 2017.

ATKINSON-PALOMBO, Carol M.; MILLER, James A.; BALLING JR, Robert C. Quantifying the ozone “weekend effect” at various locations in Phoenix, Arizona. **Atmospheric Environment**, v. 40, n. 39, p. 7644-7658, 2006.

BAO, Rui; ZHANG, Acheng. Does lockdown reduce air pollution? Evidence from 44 cities in northern China. **Science of the Total Environment**, v. 731, p. 139052, 2020.

BELLINGER, Colin et al. A systematic review of data mining and machine learning for air pollution epidemiology. **BMC public health**, v. 17, p. 1-19, 2017.

BERMAN, Jesse D.; EBISU, Keita. Changes in US air pollution during the COVID-19 pandemic. **Science of the Total Environment**, v. 739, p. 139864, 2020.

BRASIL. **Resolução nº 5, de 15 de junho de 1989**. Dispõe sobre o Programa Nacional de Controle da Poluição do Ar – PRONAR. Diário Oficial da união. Órgão: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1989. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=81>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL. **Resolução nº 3, de 28 de junho de 1990**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar, previstos no PRONAR. Diário Oficial da união. Órgão: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional do Meio Ambiente, 1990. Disponível em: [http://www.ibram.df.gov.br/images/resol\\_03.pdf](http://www.ibram.df.gov.br/images/resol_03.pdf). Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL. **Resolução nº 491, de 19 de novembro de 2018**. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. Diário Oficial da união. Órgão: Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Saúde Brasil 2018 uma análise de situação de saúde e das doenças e agravos crônicos: desafios e perspectivas**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância de Doenças e Agravos Não Transmissíveis e Promoção da Saúde – Brasília: Ministério da Saúde, 2019.

BRASIL. **Lei Nº 13.979, de 6 de fevereiro de 2020**. Dispõe sobre as medidas para enfrentamento da emergência de saúde pública de importância internacional decorrente do coronavírus responsável pelo surto de 2019. 2020a. Disponível em:

[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2020/lei/L13979.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L13979.htm). Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL. **Protocolo de Tratamento do Novo Coronavírus (2019-nCoV)**. Ministério da Saúde. 2020b. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2020/fevereiro/05/Protocolo-de-manejo-clinico-para-o-novo-coronavirus-2019-ncov.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL. **Portaria Nº 356, 11 de março de 2020**. Dispõe sobre a regulamentação e operacionalização do disposto na Lei nº 13.979, de 6 de fevereiro de 2020, que estabelece as medidas para enfrentamento da emergência de saúde pública de importância internacional decorrente do coronavírus (COVID-19). 2020c. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-n-356-de-11-de-marco-de-2020-247538346>. Acesso em: 30 abr. 2021.

BRÖNNIMANN, Stefan; NEU, Urs. Weekend-weekday differences of near-surface ozone concentrations in Switzerland for different meteorological conditions. **Atmospheric Environment**, v. 31, n. 8, p. 1127-1135, 1997.

CANDIDO, Darlan S. et al. Evolution and epidemic spread of SARS-CoV-2 in Brazil. **Science**, v. 369, n. 6508, p. 1255-1260, 2020.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **CETESB - 50 anos de histórias e estórias**. Governo do Estado de São Paulo, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/blog/2018/12/27/um-livro-com-50-anos-de-historia-e-estorias/>

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade do Ar, Histórico**. 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/ar/>. Acesso em: 30 abr. 2021.

CHAN, Chak K.; YAO, Xiaohong. Air pollution in mega cities in China. **Atmospheric environment**, v. 42, n. 1, p. 1-42, 2008.

CHAN, Jasper Fuk-Woo et al. A familial cluster of pneumonia associated with the 2019 novel coronavirus indicating person-to-person transmission: a study of a family cluster. **The lancet**, v. 395, n. 10223, p. 514-523, 2020.

CHINAZZI, Matteo et al. The effect of travel restrictions on the spread of the 2019 novel coronavirus (COVID-19) outbreak. **Science**, v. 368, n. 6489, p. 395-400, 2020.

CHU, Hone-Jay; HUANG, Bo; LIN, Chuan-Yao. Modeling the spatio-temporal heterogeneity in the PM10-PM2.5 relationship. **Atmospheric Environment**, v. 102, p. 176-182, 2015.

CLEVELAND, W. S<sup>†</sup> et al. Sunday and workday variations in photochemical air pollutants in New Jersey and New York. **Science**, v. 186, n. 4168, p. 1037-1038, 1974.

CORÁ, Bianca; LEIRIÃO, Luciana Ferreira Leite; MIRAGLIA, Simone Georges El Khouri. IMPACTO DA POLUIÇÃO DO AR NA SAÚDE PÚBLICA EM MUNICÍPIOS COM ELEVADA INDUSTRIALIZAÇÃO NO ESTADO DE SÃO PAULO. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)**, v. 55, n. 4, p. 498-509, 2020.

COSKUNER, Gulnur; JASSIM, Majeed S.; MUNIR, Said. Characterizing temporal variability of PM2.5/PM10 ratio and its relationship with meteorological parameters in Bahrain. **Environmental Forensics**, v. 19, n. 4, p. 315-326, 2018.

COSTA, D. et al. Life Cycle Assessment of a shale gas exploration and exploitation project in the province of Burgos, Spain. **Science of the Total Environment**, v. 645, p. 130-145, 2018.

CRODA, Julio et al. COVID-19 in Brazil: advantages of a socialized unified health system and preparation to contain cases. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 53, 2020.



DA SILVA-JÚNIOR, Flavio Manoel Rodrigues et al. Air quality in cities of the extreme south of Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 15, n. 1, p. 61-67, 2020.

DANTAS, Guilherme et al. The impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 729, p. 139085, 2020.

DAVIDSON, Cliff I.; PHALEN, Robert F.; SOLOMON, Paul A. Airborne particulate matter and human health: a review. **Aerosol Science and Technology**, v. 39, n. 8, p. 737-749, 2005.

DAWOOD, Fatimah S. et al. Observations of the global epidemiology of COVID-19 from the prepandemic period using web-based surveillance: a cross-sectional analysis. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 20, n. 11, p. 1255-1262, 2020.

DEBAJE, S. B. et al. Weekend ozone effect over rural and urban site in India. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 6, n. 3, p. 322-333, 2006.

DE MIRANDA, Regina Maura et al. Urban air pollution: a representative survey of PM 2.5 mass concentrations in six Brazilian cities. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 5, p. 63-77, 2012.

DE SIMONI, W. et al. **O Estado da Qualidade do Ar no Brasil**. São Paulo, Brasil: WRI Brasil, 2020.

DIFFENBAUGH, Noah S. et al. The COVID-19 lockdowns: a window into the Earth System. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 9, p. 470-481, 2020.

DOS SANTOS, Luis HM et al. Analysis of atmospheric aerosol (PM<sub>2.5</sub>) in Recife city, Brazil. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 64, n. 5, p. 519-528, 2014.

DUTHEIL, Frédéric; BAKER, Julien S.; NAVEL, Valentin. COVID-19 as a factor influencing air pollution?. **Environmental pollution**, v. 263, p. 114466, 2020.

ELANSKY, N. F. et al. Weekly patterns and weekend effects of air pollution in the Moscow megacity. **Atmospheric Environment**, v. 224, p. 117303, 2020.

ESA – European Space Agency. Coronavirus lockdown leading to drop in pollution across Europe [Online]. 2020. Disponível em: [https://www.esa.int/Applications/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus\\_lockdown\\_leading\\_to\\_drop\\_in\\_pollution\\_across\\_Europe](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe). Acesso em: 30 abr. 2021.

EUROPEAN COMMISSION. **Emission Database for Global Atmospheric Research (EDGAR), release version 56.0**. Europa, 2020. Disponível em: <http://edgar.jrc.ec.europa.eu>. Acesso em: 30 abr. 2021

FAKHRI, Ali et al. Investigating underlying principles to guide health impact assessment. **International journal of health policy and management**, v. 3, n. 1, p. 17, 2014.

FEHR R. et al. **Health in Impact Assessments: Opportunities not to be missed**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2014.

FINNEY, D. L. et al. Response of lightning NO<sub>x</sub> emissions and ozone production to climate change: Insights from the Atmospheric Chemistry and Climate Model Intercomparison Project. **Geophysical Research Letters**, v. 43, n. 10, p. 5492-5500, 2016.

GREENBERG, Nili et al. Different effects of long-term exposures to SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> air pollutants on asthma severity in young adults. **Journal of toxicology and environmental health, Part A**, v. 79, n. 8, p. 342-351, 2016.

GOUVEIA, Nelson; FLETCHER, Tony. Time series analysis of air pollution and mortality: effects by cause, age and socioeconomic status. **Journal of Epidemiology & Community Health**, v. 54, n. 10, p. 750-755, 2000.

GUTIERREZ, Fabiane Bretanha et al. Is There Something in the Air? Sources, Concentrations and Ionic Composition of Particulate Matter (PM 2.5) in an Industrial Coastal City in Southern Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 5, p. 1-10, 2020.

HALE, Thomas et al. Oxford COVID-19 government response tracker (OxCGRT). **Last updated**, v. 8, p. 30, 2020.

HARISHKUMAR, K. S. et al. Forecasting air pollution particulate matter (PM2. 5) using machine learning regression models. **Procedia Computer Science**, v. 171, p. 2057-2066, 2020.

HARRISON, R. M.; YIN, Jianxin. Particulate matter in the atmosphere: which particle properties are important for its effects on health?. **Science of the total environment**, v. 249, n. 1-3, p. 85-101, 2000.

HARRISON R. M. Chemistry and climate change in the troposphere. Em: Harrison RM, ed. **Pollution: causes, effects and control**. Cambridge, Royal Society of Chemistry, 2001.

HE, Xi et al. Temporal dynamics in viral shedding and transmissibility of COVID-19. **Nature medicine**, v. 26, n. 5, p. 672-675, 2020.

HE, Guojun et al. The short-term impacts of COVID-19 lockdown on urban air pollution in China. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 12, p. 1005-1011, 2020.

HURYN, Steven M.; GOUGH, William A. Impact of urbanization on the ozone weekday/weekend effect in Southern Ontario, Canada. **Urban Climate**, v. 8, p. 11-20, 2014.

IARC - International Agency for Research on Cancer. **Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths**. Lyon: WHO, v. 122, 2013.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2013**. 2013.

IEMA - Instituto de Energia e Meio Ambiente. 1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. 2014. Disponível em: <http://energiaeambiente.org.br/produto/1o-diagnostico-da-rede-monitoramento-da-qualidade-do-ar-no-brasil>. Acesso em: 30 abr. 2021.

IEMA - Instituto de Energia e Meio Ambiente: Plataforma da qualidade do ar. 2020. Disponível em: <https://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>. Acesso em: 10 jan. 2022.

IPEN – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. **Imagens de satélite confirmam redução na poluição de São Paulo [Online]**. 2020. Disponível em: [https://www.ipen.br/portal\\_por/portal/interna.php?secao\\_id=39&campo=14118](https://www.ipen.br/portal_por/portal/interna.php?secao_id=39&campo=14118). Acesso em: 30 abr. 2021.

ISS - Instituto Saúde e Sustentabilidade. Análise do monitoramento de qualidade do ar no Brasil. 2019. Disponível em: [https://www.saudeesustentabilidade.org.br/wp-content/uploads/2019/06/An%C3%A1lise-do-Monitoramento-de-Qualidade-do-Ar-no-Brasil\\_ISS.pdf](https://www.saudeesustentabilidade.org.br/wp-content/uploads/2019/06/An%C3%A1lise-do-Monitoramento-de-Qualidade-do-Ar-no-Brasil_ISS.pdf). Acesso em: 30 abr. 2021.

IQAIR. The 2019 World Air Quality Report. Switzerland, 2019. Disponível em [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUK\\_Ewiz3fTsuOfwAhUJILkGHbidCwUQFjAMegQIBBAD&url=https%3A%2F%2Fwww.iqair.com%2Fworld-most-polluted-cities%2Fworld-air-quality-report-2019-en.pdf&usg=AOvVaw0yaaUNPwkrZZLLidiPTdX5](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUK_Ewiz3fTsuOfwAhUJILkGHbidCwUQFjAMegQIBBAD&url=https%3A%2F%2Fwww.iqair.com%2Fworld-most-polluted-cities%2Fworld-air-quality-report-2019-en.pdf&usg=AOvVaw0yaaUNPwkrZZLLidiPTdX5) . Acesso em: 30 abr. 2021.

JIANG, Zhe et al. A 15-year record of CO emissions constrained by MOPITT CO observations. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 7, p. 4565-4583, 2017.

KAMPS, Bernd Sebastian; HOFFMANN, Christian. **COVID Reference**. Steinhauser Verlag, 6th edition, 2021.

KIM, Ki-Hyun; KABIR, Ehsanul; KABIR, Shamin. A review on the human health impact of airborne particulate matter. **Environment international**, v. 74, p. 136-143, 2015.

KOO, Bonyoung et al. Impact of meteorology and anthropogenic emissions on the local and regional ozone weekend effect in Midwestern US. **Atmospheric environment**, v. 57, p. 13-21, 2012.

LEBRON, Felipe. A comparison of weekend-weekday ozone and hydrocarbon concentrations in the Baltimore-Washington metropolitan area. **Atmospheric Environment (1967)**, v. 9, n. 9, p. 861-863, 1975.

LEIRIÃO, Luciana Ferreira Leite et al. Environmental and public health effects of vehicle emissions in a large metropolis: Case study of a truck driver strike in Sao Paulo, Brazil. **Atmospheric Pollution Research**, v. 11, n. 6, p. 24-31, 2020.

LI, Zheng et al. Sources of fine particle composition in New York City. **Atmospheric Environment**, v. 38, n. 38, p. 6521-6529, 2004.

LI, Xiang et al. Deep learning architecture for air quality predictions. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 22408-22417, 2016.

LI, Rui et al. Air pollution characteristics in China during 2015–2016: Spatiotemporal variations and key meteorological factors. **Science of the total environment**, v. 648, p. 902-915, 2019.

MAHATO, Susanta; PAL, Swades; GHOSH, Krishna Gopal. Effect of lockdown amid COVID-19 pandemic on air quality of the megacity Delhi, India. **Science of the Total Environment**, v. 730, p. 139086, 2020.

MANAN, Norfazillah Ab; AIZUDDIN, Azimatun Noor; HOD, Rozita. Effect of air pollution and hospital admission: a systematic review. **Annals of global health**, v. 84, n. 4, p. 670, 2018.

MANISALIDIS, Ioannis et al. Environmental and health impacts of air pollution: a review. **Frontiers in public health**, v. 8, 2020.

MANNUCCI, Pier Mannuccio; FRANCHINI, Massimo. Health effects of ambient air pollution in developing countries. **International journal of environmental research and public health**, v. 14, n. 9, p. 1048, 2017.

MARTELLETTI, Luigi; MARTELLETTI, Paolo. Air pollution and the novel Covid-19 disease: a putative disease risk factor. **SN comprehensive clinical medicine**, v. 2, n. 4, p. 383-387, 2020.

MARTINS, Eduardo M. et al. Understanding ozone concentrations during weekdays and weekends in the urban area of the city of Rio de Janeiro. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 26, p. 1967-1975, 2015.

MOHTAR, Anis Asma Ahmad et al. Variation of major air pollutants in different seasonal conditions in an urban environment in Malaysia. **Geoscience Letters**, v. 5, n. 1, p. 1-13, 2018.

MONKS P. Tropospheric photochemistry. Em: Hewitt CN, Jackson A, eds. **Handbook of atmospheric science, principles and applications**. Oxford, Blackwell, 2003.

MOTTA, Ronaldo Serôa da; MENDES, Ana Paula Fernandes. Custos de saúde associados à poluição do ar no Brasil. 1994.

MUHAMMAD, Sulaman; LONG, Xingle; SALMAN, Muhammad. COVID-19 pandemic and environmental pollution: A blessing in disguise?. **Science of the total environment**, v. 728, p. 138820, 2020.

MUKHERJEE, Arideep; AGRAWAL, Madhoolika. World air particulate matter: sources, distribution and health effects. **Environmental chemistry letters**, v. 15, p. 283-309, 2017.

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**, v. 730, p. 139087, 2020.

NASA - National Aeronautics and Space Administration. Airborne Nitrogen Dioxide Plummets Over China [Online]. 2020. Disponível em: <https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china>. Acesso em: 30 abr. 2021.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL et al. Improving Health in the United States: The Role of Health Impact Assessment. Washington DC: The National Academies Press; 2011.

NISHIURA, Hiroshi; LINTON, Natalie M.; AKHMETZHANOV, Andrei R. Serial interval of novel coronavirus (COVID-19) infections. **International journal of infectious diseases**, v. 93, p. 284-286, 2020.

OPAS - Organização Pan-Americana da Saúde. **Não polua o meu futuro! O impacto do ambiente na saúde das crianças**. Brasília, DF, 2018. Disponível em: <https://iris.paho.org/handle/10665.2/49123>. Acesso em: 30 abr. 2021.

PADILHA, J. B. D. et al. Avaliação de impacto à saúde (AIS): metodologia adaptada para aplicação no Brasil. **Brasília: Ministério da Saúde**, 2014.

PASCHALIDOU, A. K.; KASSOMENOS, P. A. Comparison of air pollutant concentrations between weekdays and weekends in Athens, Greece for various meteorological conditions. **Environmental Technology**, v. 25, n. 11, p. 1241-1255, 2004.

PEREIRA, Guilherme Martins et al. Particulate pollutants in the Brazilian city of São Paulo: 1-year investigation for the chemical composition and source apportionment. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 17, n. 19, p. 11943-11969, 2017.

PERNAMBUCO, Brasil. **Pernambuco Contra o Coronavírus**. Secretaria de Saúde – Governo do Estado, Pernambuco, 2020a. Disponível em: <https://www.pecontracoronavirus.pe.gov.br/#medidas>. Acesso em: 20 de abr. 2022.

PERNAMBUCO, Brasil. **Decreto Estadual nº 49.055, de 31 de maio de 2020**. Sistematiza as regras relativas às medidas temporárias para enfrentamento da emergência de saúde pública de importância internacional decorrente do novo coronavírus, Diário Oficial do Estado, 2020b.

QUEROL, Xavier et al. Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. **Atmospheric environment**, v. 38, n. 38, p. 6547-6555, 2004.

RECIFE, PE, Brasil. **Plano Municipal de Contingência COVID-19**. Versão 1.4. Recife, 10 de março de 2020. 1ª edição – Recife, Pernambuco, 2020a. Disponível em: [https://www2.recife.pe.gov.br/sites/default/files/plano\\_de\\_contingencia\\_de\\_recife\\_coronavirus\\_covid-19\\_10.03.20.pdf](https://www2.recife.pe.gov.br/sites/default/files/plano_de_contingencia_de_recife_coronavirus_covid-19_10.03.20.pdf). Acesso em: 20 abr. 2022.

RECIFE, PE, Brasil. **Decreto Municipal nº 33.551, de 20 de março de 2020**. Decreta estado de emergência pública no âmbito territorial do Município de Recife para fins de prevenção e de enfrentamento à pandemia causada pela COVID-19. Gabinete do Prefeito, 2020b.

RECIFE, PE, Brasil. **Um modelo de convivência com a COVID-19**. Recife, junho de 2020. 1ª edição – Recife, Pernambuco, 2020c. Disponível em: <https://novocoronavirus.recife.pe.gov.br/wp-content/uploads/2020/06/DADO-Apresentacao-v7-12-6-final.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2022.



RIO GRANDE DO SUL, Brasil. **Decreto Estadual nº 55.240, de 10 de maio de 2020**. Institui o Sistema de Distanciamento Controlado para fins de prevenção e de enfrentamento à epidemia causada pelo novo Coronavírus (COVID-19) no âmbito do Estado do Rio Grande do Sul, reitera a declaração de estado de calamidade pública em todo o território estadual e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, 2020a.

RIO GRANDE DO SUL, Brasil. **Decreto Estadual nº 55.115, de 12 de março de 2020**. Dispõe sobre medidas temporárias de prevenção ao contágio pelo COVID-19 (novo Coronavírus). Diário Oficial do Estado, v. 19, 2020b.

RIO GRANDE DO SUL, Brasil. **Decreto Estadual nº 55.128, de 19 de março de 2020**. Declara estado de calamidade pública em todo o território do Estado do Rio Grande do Sul para fins de prevenção e de enfrentamento à epidemia causada pelo COVID-19 (novo Coronavírus), e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, v. 20, 2020c.

ROCHA, L. Por la cuarentena, la contaminación del aire bajó a la mitad en la ciudad de Buenos Aires. Infobae. 2020.

RÜCKERL, Regina et al. Health effects of particulate air pollution: a review of epidemiological evidence. **Inhalation toxicology**, v. 23, n. 10, p. 555-592, 2011.

SANTOS, T. O. et al. Quantificação de elementos químicos associados ao tráfego de veículos em bromélias atmosféricas transplantadas na Região Metropolitana do Recife. **Scientia Plena**, v. 9, n. 8 (b), 2013.

SAXENA, Pallavi; NAIK, Vaishali. **Air pollution: sources, impacts and controls**. CAB International, 2018.

SAXENA, Pallavi; SONWANI S. Primary criteria air pollutants: environmental health effects. Em: *Criteria air pollutants and their impact on environmental health*. Springer, Singapore, pp 49–82, 2019.

SAXENA, Pallavi; SRIVASTAVA, Anju. **Air Pollution and Environmental Health**. Springer Singapore, 2020.

SAYGIN, Mustafa et al. To investigate the effects of air pollution (PM10 and SO2) on the respiratory diseases asthma and chronic obstructive pulmonary disease. **Turkish thoracic journal**, v. 18, n. 2, p. 33, 2017.

SCHIPA, Ilenia; TANZARELLA, Annalisa; MANGIA, Cristina. Differences between weekend and weekday ozone levels over rural and urban sites in Southern Italy. **Environmental monitoring and assessment**, v. 156, n. 1, p. 509-523, 2009.

SCHNELLE JR, Karl B.; DUNN, Russell F.; TERNES, Mary Ellen. **Air pollution control technology handbook**. CRC press, 2015.

SHARMA, Shubham et al. Effect of restricted emissions during COVID-19 on air quality in India. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138878, 2020.

SICARD, Pierre et al. Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. **Science of the Total Environment**, v. 735, p. 139542, 2020a.

SICARD, Pierre et al. Ozone weekend effect in cities: Deep insights for urban air pollution control. **Environmental Research**, v. 191, p. 110193, 2020b.

SILLMAN, Sanford. The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. **Atmospheric Environment**, v. 33, n. 12, p. 1821-1845, 1999.

SILVA, Pâmela Rodrigues de Souza et al. High risk of respiratory diseases in children in the fire period in Western Amazon. **Revista de saude publica**, v. 50, p. 29, 2016.

SILVA JÚNIOR, et al. Weekend/weekday differences in concentrations of ozone, nox, and non-methane hydrocarbon in the metropolitan area of São Paulo. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 24, p. 100-110, 2009.

SOUZA, Davi Z. et al. Composition of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> collected at urban sites in Brazil. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 14, n. 1, p. 168-176, 2014.

SOUZA, Wayner Vieira de et al. Cem dias de COVID-19 em Pernambuco, Brasil: a epidemiologia em contexto histórico. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 36, 2020.

STEPHENS, S. et al. Weekly patterns of México City's surface concentrations of CO, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> and O<sub>3</sub> during 1986–2007. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, n. 17, p. 5313-5325, 2008.

TANG, WenYuan et al. Study of ozone “weekend effect” in Shanghai. **Science in China Series D: Earth Sciences**, v. 51, n. 9, p. 1354-1360, 2008.

TIWARY, Abhishek; COLLS, Jeremy. **Air pollution: measurement, modelling and mitigation**. CRC Press, 2017.

THE GUARDIAN. “Unemployment in US and UK 'may be worse than in Great Depression’”. The Guardian; United Kingdom, 2020. Disponível em: <https://www.theguardian.com/world/2020/apr/03/coronavirus-uk-business-activity-plunges-to-lowest-ebb-since-records-began>. Acesso em: 30 abr. 2021.

TOBIÁS, Aurelio et al. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. **Science of the Total Environment**, v. 726, p. 138540, 2020.

US EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Amendments to the Clean Air Act. US (42 U. S. C. 7401 et seq.), National Ambient Air Quality Standards. 1990.

US EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Human Health Risk Assessment [Online]. 2016. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/human-health-risk-assessment>. Acesso em: 30 abr. 2021.

US EPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos. Guidelines for Human Exposure Assessment. (EPA/100/B-19/001). Washington, D.C.: Risk Assessment Forum, 2019.

VALLACK, Harry William; RYPDAL, Kristin. The Global Atmospheric Pollution Forum Air Pollutant Emission Inventory Manual. Version 6.0 May 2019 revision. 2019.

VALLERO, Daniel. **Fundamentals of air pollution**. Academic press, 2014.

VORMITTAG, Evangelina MPA et al. Assessment and valuation of public health impacts from gradual biodiesel implementation in the transport energy matrix in Brazil. **Aerosol and Air Quality Research**, 2018.

VORMITTAG, Evangelina da Motta et al. Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 35, p. 7-30, 2021.

XU, Gang et al. Spatial and temporal variability of the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in Wuhan, Central China. **Aerosol and Air Quality Research**, v. 17, n. 3, p. 741-751, 2017.

WARNER, J. et al. Tropospheric carbon monoxide variability from AIRS under clear and cloudy conditions. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 13, n. 24, p. 12469-12479, 2013.

WHO - World Health Organization. **Air quality guidelines for Europe**. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 1987.

WHO - World Health Organization. **WHO's Ambient Air Pollution database-Update 2014**. Geneva, Switzerland, 2004.

WHO - World Health Organization. **Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, and sulfur dioxide**. Geneva, 2006.

WHO – World Health Organization. **WHO human health risk assessment toolkit: chemical hazards**. IPCS harmonization project document; no.8. Geneva, 2010.

WHO - World Health Organization. **Health risk assessment of air pollution: General principles**. WHO Regional Office for Europe, 2016.

WHO - World Health Organization. **Burden of disease from the joint effects of household and ambient Air pollution for 2016**. Geneva, 2018.

WHO - World Health Organization. **Statement on the Second Meeting of the International Health Regulations (2005) Emergency Committee Regarding the Outbreak of Novel Coronavirus (2019-nCoV)**. 2020.

WHO - World Health Organization. **WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide**. Geneva, 2021.

WMHC. **Wuhan Municipal Health and Health Commission's briefing on the current pneumonia epidemic situation in our city**. 2019. Disponível em: <http://wjw.wuhan.gov.cn/front/web/showDetail/2019123108989>. Acesso em: 30 abr. 2021.

WÖLFEL, Roman et al. Virological assessment of hospitalized patients with COVID-2019. **Nature**, v. 581, n. 7809, p. 465-469, 2020.

WOROBAY, Michael et al. The emergence of SARS-CoV-2 in Europe and North America. **Science**, v. 370, n. 6516, p. 564-570, 2020.

YÁÑEZ, Marco A. et al. Urban airborne matter in central and southern Chile: Effects of meteorological conditions on fine and coarse particulate matter. **Atmospheric environment**, v. 161, p. 221-234, 2017.

YANG, Yang et al. Short-term and long-term exposures to fine particulate matter constituents and health: a systematic review and meta-analysis. **Environmental pollution**, v. 247, p. 874-882, 2019.

YOO, J.-M. et al. Spatiotemporal variations of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub>, and VOCs) with land-use types. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 15, n. 18, p. 10857-10885, 2015.

YOUSEFIAN, Fatemeh et al. Temporal variations of ambient air pollutants and meteorological influences on their concentrations in Tehran during 2012–2017. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-11, 2020.

YU, Xiaoqi et al. Retrospective detection of SARS-CoV-2 in hospitalized patients with influenza-like illness. **Emerging microbes & infections**, v. 9, n. 1, p. 1470-1473, 2020.

ZAMBRANO-MONSERRATE, Manuel A.; RUANO, María Alejandra. Has air quality improved in Ecuador during the COVID-19 pandemic? A parametric analysis. **Air Quality, Atmosphere & Health**, v. 13, n. 8, p. 929-938, 2020.

ZHAO, Xiuling; ZHOU, Weiqi; HAN, Lijian. Human activities and urban air pollution in Chinese mega city: An insight of ozone weekend effect in Beijing. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 110, p. 109-116, 2019.

ZHAO, Danting et al. PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratios in eight economic regions and their relationship with meteorology in China. **Advances in Meteorology**, v. 2019, 2019.

ZHOU, Peng et al. A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin. **nature**, v. 579, n. 7798, p. 270-273, 2020.

## 5. Manuscritos

Tabela 3. Quadro contendo informações individuais dos manuscritos desenvolvidos.

Item	Status de publicação	Ano
<b>Manuscrito 1</b>	Publicado	2020
Covid-19 and Air Pollution: What do we know so far? Vittalle – Revista de Ciências da Saúde <a href="https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522">https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522</a>		
<b>Manuscrito 2</b>	Publicado	2021
Unexpected Reduction in Ozone Levels in a Mid-size City During the COVID-19 Lockdown International Journal of Environmental Health Research <a href="https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526">https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526</a>		
<b>Manuscrito 3</b>	Publicado	2021
Watch out for trends: Did ozone increased or decreased during the COVID-19 pandemic? Environmental Science and Pollution Research <a href="https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w">https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w</a>		
<b>Manuscrito 4</b>	Publicado	2021
Dinâmica dos Poluentes atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande do Sul para controle da Pandemia de COVID-19 Revista Virtual de Química <a href="https://doi.org/10.21577/1984-6835.20220007">https://doi.org/10.21577/1984-6835.20220007</a>		
<b>Manuscrito 5</b>	Publicado	2023
Weekend Effect of Air Pollutants in Small and Medium-sized Cities: The Role of Policies Stringency to COVID-19 Containment? Atmospheric Pollution Research <a href="https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662">https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662</a>		

---

<b>Manuscrito 6</b>	Publicado	2021
Comportamento dos Poluentes do Ar Durante e Após lockdown em uma cidade de médio porte		
Vittalle – Revista de Ciências da Saúde		
<a href="https://doi.org/10.14295/vittalle.v33i3.13663">https://doi.org/10.14295/vittalle.v33i3.13663</a>		

---

<b>Manuscrito 7</b>	Publicado	2022
Better Understanding the Behavior of Air Pollutants at Shutdown Times – Results of a Short Full Lockdown		
International Journal of Environmental Health Research		
<a href="https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310">https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310</a>		

---

<b>Manuscrito 8</b>	Revisão 2	2023
Exploring the Interruption-Recovery Pattern of Air Pollutants During the COVID-19 Pandemic in Southern Brazil: An Analysis of the New Normal		
Water, Air, & Soil Pollution		

---

<b>Manuscrito 9</b>	Revisão 2	2023
Weekend Effect of Air Pollutants in a Tropical Brazilian Metropolis		
Water, Air, & Soil Pollution		

---

<b>Manuscrito 10</b>	Submetido	2023
Footprints of COVID-19 on PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> ratio in a Brazilian Tropical Metropolis		
Water, Air, & Soil Pollution		

---



### **5.1. Covid-19 and Air Pollution: What do we know so far?**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 04/06/2020, na revista Vittalle – Revista de Ciências da Saúde: No Impact Factor, Qualis B4 em Medicina II.

DOI: <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>

As normas podem ser acessadas no endereço: <https://periodicos.furg.br/-vittalle/about/submissions>

## 1 **Covid-19 and Air Pollution: What do we know so far?**

## 2 **Covid -19 e Poluição do Ar: O que sabemos até agora?**

3

### 4 **Abstract**

5 Covid-19, a disease caused by the Severe Acute Respiratory Syndrome coronavirus (SARS-  
6 CoV-2), was declared a Pandemic in February 2020 and by the end of April more than 200,000  
7 people had died from it. In an attempt to reduce viral transmission, governments around the  
8 world have imposed restrictions on internal mobility and lockdown measures. Almost instantly,  
9 news of air pollution reduction traveled as fast as the wind and local and regional studies are  
10 starting to be conducted to show this more detailed picture. Moreover, in midst of this scenario,  
11 researches concerning the possible association between the spread and lethality of Covid-19  
12 and levels of air pollution also starts to appear, mainly because the current situation appears to  
13 be very similar in China and European countries. This brief review aims to address the studies  
14 already published on this topic and discuss future directions for the scientific community.

15

16 **Key-words:** Severe Acute Respiratory Syndrome coronavirus; Atmospheric pollution; China;  
17 Lockdown.

18

### 19 **Resumo**

20 A Covid-19, uma doença causada pelo coronavírus da Síndrome Respiratória Aguda Grave  
21 (SARS-CoV-2), foi declarada uma pandemia em fevereiro de 2020 e, no final de abril, mais de  
22 200.000 pessoas já haviam morrido. Na tentativa de reduzir a transmissão viral, governos de  
23 todo o mundo impuseram restrições à mobilidade interna e medidas de bloqueio. Quase  
24 instantaneamente, notícias sobre a redução da poluição do ar viajaram tão rápido quanto o vento  
25 e estudos locais e regionais estão começando a ser realizados para mostrar esse quadro mais

26 detalhado. Além disso, em meio a esse cenário, pesquisas sobre a possível associação entre a  
27 disseminação e a letalidade do Covid-19 e os níveis de poluição do ar também começam a  
28 aparecer, principalmente porque a situação atual parece ser muito semelhante na China e nos  
29 países europeus. Esta breve revisão visa abordar os estudos já publicados sobre este tópico e  
30 discutir orientações futuras para a comunidade científica.

31

32 **Palavras-chave:** coronavírus da Síndrome Respiratória Aguda Grave; Poluição atmosférica;  
33 China; Confinamento.

34

### 35 **1. Introduction**

36 The new Severe Acute Respiratory Syndrome coronavirus (SARS-CoV-2) disease  
37 (Covid-19) has taken the world to a state of attention and precaution never seen before. The  
38 outbreak of Covid-19 is an ongoing global epidemic event which started in Wuhan, China, in  
39 late 2019. This outbreak was firstly declared as a Public Health Emergency of International  
40 Concern on 30 January and then it was officially confirmed as Pandemic on 11 February<sup>1</sup>. As  
41 of April 26<sup>th</sup>, 2020, there have been 2,965,711 confirmed cases and 205,656 deaths reported  
42 globally<sup>2</sup>.

43 As a measure to try to stop the spread of the virus, governments around the world began  
44 to implement actions, such as, social distancing, stopping activities considered non-essential,  
45 reducing or stopping public transportation, among others, which led countries to almost a  
46 complete lockdown<sup>3</sup>. As a consequence of this lockdown, space agencies as National  
47 Aeronautics and Space Administration (NASA) and European Space Agency (ESA), have been  
48 reporting a sharp drop in levels of air pollution in multiple regions across the globe<sup>4,5,6</sup>.

49 Since the study by Cui et al<sup>7</sup>, during the SARS outbreak in 2002, there is an assumption  
50 that air pollution may be linked in some way to a higher degree of viral infections. In the case

51 of Covid-19, early studies concluded that among the risk factors are older age, history of  
52 smoking, respiratory tract problems, hypertension and heart disease<sup>8,9,10</sup>. Apart from age and  
53 smoking factors, exposures to high levels of air pollutants are associated with the development  
54 of hypertension<sup>11</sup>, heart and cardiovascular diseases<sup>12,13</sup> and, also, different respiratory  
55 problems<sup>14,15,16</sup>.

56 In light of the above, with the new coronavirus outbreak, some new researches have  
57 been carried out involving air pollution with different issues of the Covid-19 disease, be it for  
58 reasons of dissemination, lethality or other outcomes. Thus, the aim of this study was to review  
59 and discuss studies that involve the relation between air pollution and Covid-19, either at the  
60 global, regional or local level.

61

## 62 2. Methodology

### 63 2.1 Search Strategy and Data Collection

64

65 The review was conducted based on a search in the database MEDLINE (United States  
66 National Library of Medicine), on April 20, 2020. The search terms used were: "COVID-19"  
67 OR "SARS-CoV-2" OR "severe acute respiratory syndrome coronavirus 2" AND "pollution"  
68 OR "contamination" OR "air pollution". The search strategy aimed to find published studies  
69 from any country and language. Original articles, short communications, editorials or letters to  
70 editor were included in the study, as long as they addressed the theme of environmental  
71 pollution and Covid-19. Studies addressing contamination in a hospital setting were excluded.

72 The first phase of the screening was carried out by reading the title and abstract of the  
73 papers considering the inclusion criteria. All articles not excluded in the first evaluation were  
74 read in full-text for inclusion in the study. All articles were independently assessed by two  
75 researchers (RAT and FMRSJ) and the data were extracted in a similar way.

76 Data extraction was performed independently, and the following information were  
77 recorded from each selected article: title, date of submission, acceptance and/or publication,  
78 country studied, type of study, objective, data and results, conclusion and reference.

79

### 80 3. Results

81

82 Thirty-six studies were extracted from the search on MEDLINE and after the first  
83 evaluation, 30 articles were excluded. In the second stage, the 6 articles were read in full-text  
84 and all included in this review, as they met the inclusion criteria adopted in the research. A brief  
85 summary of the studies is included in Table 01.

86 The studies that addressed the relationship between air pollution and COVID-19 focused  
87 on 5 countries (China, Italy, Spain, Germany and France). Papers were accepted for publication  
88 between March 24 and April 9, 2020 and the average time between submission and acceptance  
89 was nine days (ranging from 0 to 35 days). The central themes of the papers include: the relation  
90 between air pollution and the spread and lethality of Covid-19<sup>17,18,19</sup> and reduction of air  
91 pollution due to quarantine/lockdown<sup>20,21,22</sup>.

92 **Table 1. Brief summaries of papers found on Air Pollution and Covid-19**

<b>Study</b>	<b>Date</b>	<b>Country</b>	<b>Type</b>	<b>Objective</b>	<b>Data and results</b>	<b>Conclusion</b>	<b>Reference</b>
Can atmospheric pollution be considered a cofactor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy?	Submitted: March 22, 2020.  Accepted: March 24, 2020.	Italy	Full length article	The aim of the study is to address the possible correlation between the high lethality rates of SARS-CoV-2 and the levels of air pollutants in the northern region of Italy.	The article is based on findings from other studies that report that the severe conditions of Covid-19 are related to hyperactivation of the innate immune system, changing numerous cytokines and growth factors. At the same time, authors reveal that air pollution increases the chance of developing chronic respiratory problems and that prolonged exposure to pollution leads to a chronic inflammatory stimulus, involving cytokines that are also stimulated during the worsening of COVID-19. It should be noted that the region of Lombardy, most affected by COVID-19, is the most polluted region in Italy and one of the most polluted in Europe.	The article concludes that air pollution can be a cofactor for the high lethality rates of SARS-CoV-2 in northern Italy, although it also highlights factors such as the age structure of the affected population, the great differences between Italian regional health systems, capacity of intensive care units in the region and the prevention policies adopted by the government have played a major role in the spread and fatality of SARS-CoV-2, presumably even more than air pollution itself.	<sup>17</sup>



COVID-19 as a factor influencing air pollution?	Submitted: March 5, 2020.  Published: April 9, 2020.	China	Letter to the Editor	Address the impacts of Covid-19 on reducing air pollution in China and more extensively around the world.	The authors present data and images collected from NASA and ESA satellites regarding the concentration of NO <sub>2</sub> and CO <sub>2</sub> and reveal a 30% decrease in NO <sub>2</sub> in Central China, but also with a decrease in their levels in other parts of China and around the world. In turn, CO <sub>2</sub> levels have decreased by 25% in China and 6% worldwide. Furthermore, the letter presented conservative models that estimate a 6% reduction in the mortality rate due to the reduction of air pollution, thus preserving approximately 100 thousand lives in China alone.	Researchers suggest that the reduction of atmospheric pollution resulting from the quarantine carried out by China and other countries will substantially reduce the number of deaths due to this reason in the world. Countries must make their predictions just as China did.	20
Air Pollution and the Novel Covid-19 Disease: a Putative Disease Risk Factor	Accepted: April 3, 2020.  Published: April 15, 2020.	Italy and China	Full length article	The purpose of the article is to propose that air pollution can facilitate the spread of SARS-CoV-2.	The article is based on findings from other studies that report an association between air pollution and the lethality of other epidemics caused by respiratory viruses, such as SARS and MERS. Another aspect commented on is the role of	The scenarios shown in China and Italy reveal a possible relationship between air pollution and the number of Covid-19 cases. However, they address that epidemiological studies	18



					atmospheric particulate matter as a carrier of the virus, due to traveling greater distances and increasing its survival time in favorable climate conditions.	must be carried out to prove this theory.
Assessing nitrogen dioxide (NO <sub>2</sub> ) levels as a contributing factor to coronavirus (COVID-19) fatality	Submitted: April 7, 2020.  Accepted: April 8, 2020.  Published: April 11, 2020.	Italy, Spain, France and Germany	Short Communication	The aim of this study is to assess the contribution of a long-term exposure to NO <sub>2</sub> on coronavirus fatality.	The study highlights NO <sub>2</sub> as a key component among air pollutants for the development of several diseases. The results show the existence of a relationship between high levels of NO <sub>2</sub> , together with a low regional dispersion of this compound in the troposphere, and mortality by COVID-19 in a study that evaluated 66 administrative regions in Italy, Spain, France and Germany. As a main finding, almost 80% of deaths in these 4 countries occurred in areas with a NO <sub>2</sub> concentration greater than 100 µmol/m <sup>2</sup> .	The results indicate that long-term exposure to this pollutant may be one of the most important contributors to the high fatality caused by the SARS-CoV-2 virus in the regions assessed and perhaps worldwide.

Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic	Submitted: April 5, 2020.  Accepted: April 5, 2020.  Published: April 11, 2020.	Spain	Full length article	The aim of the study was to assess the changes in air quality during the implementation of the lockdown measures in the city of Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic.	After two weeks of lockdown, urban air pollution decreased with substantial differences among pollutants. There was a 47 to 51% reduction in the concentration of NO <sub>2</sub> and from 28 to 31% for PM <sub>10</sub> . However, it was not possible to verify a trend in the levels of sulfur (SO <sub>2</sub> ) and the concentration of O <sub>3</sub> , in turn, increased during the period.	The changes produced in the air quality during the lockdown were characterized. NO <sub>2</sub> and PM <sub>10</sub> levels decreased in Barcelona. However, the authors did not intend to attribute specifically, neither quantifying the effects of the lockdown since other factors might have influenced the changes, such as meteorology and long transport of pollutant. Also, an in-deep analysis is required to obtain this information accurately.	21
Severe air pollution events not avoided by reduced anthropogenic activities during COVID-19 outbreak	Submitted: February 25, 2020.  Accepted:	China	Full length article	The study sought to investigate the cause of severe air pollution events even in the context of mobility restrictions in China using a multi-scale air quality model,	The Community Multi-scale Air Quality mode was used to simulate 3 different scenarios based on the reduction of anthropogenic activities in ten cities in China. Case 3, where it was expected to reduce transportation and industry, was	Unfavorable weather conditions prevented a further sharp reduction in PM <sub>2.5</sub> levels during the mobility restriction period in China.	22

---

March 5,  
2020.

considering that there  
was a reduction in  
emissions directly from  
sources.

the model most similar to the  
real data obtained for these  
cities. Still, the real scenario of  
reduction of atmospheric  
pollution was less than expected,  
due to meteorological  
conditions, such as reduced wet  
deposition, low winds speed and  
high humidity and temperature,  
which favored the PM2.5  
permanence.

Published:

March 23,  
2020.

#### 95 4. Discussion

96

97 The novel coronavirus disease, caused by SARS-CoV-2, is in the midst of  
98 worldwide panic and global health concern since December 2019. With this emerging  
99 battle against this highly lethal virus, World Health Organization has strategized actions  
100 that include interruption of human-human contact, isolate patients at early stages, address  
101 crucial mysteries about the virus and accelerate research. At this juncture, it is  
102 tremendously vital to find and understand possible factors that are linked to the spread,  
103 contamination and lethality of this virus. In this regard, air pollution has been receiving  
104 attention, not only because of sharp drop in levels of air pollution around the globe, but  
105 also because previous studies with SARS virus (SARS-CoV) suggested that high air  
106 pollution might facilitate the spread of the virus<sup>7</sup>. Furthermore, it is important to note that  
107 recent research has shown many similarities between SARS-CoV-2 and SARS-CoV<sup>23</sup>.

108 Air pollutants are compounds present in the atmospheric matrix that may occur  
109 from anthropogenic activities (mostly fossil fuel combustion from vehicles and power  
110 plants) and natural processes. The main atmospheric pollutants evaluated in the studies  
111 present in this review were nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>), sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), ozone (O<sub>3</sub>) and  
112 particulate matter with a diameter less than 10 and 2.5 (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>). World Health  
113 Organization have set health-based Air Quality Standards for air pollutants due to the  
114 high evidence that these could lead to several outcomes that impact health<sup>24,25</sup>.

115 In this sense, knowing the importance of air quality for maintaining quality of life  
116 and given the scenario of this recent pandemic where we have more questions than  
117 answers, we intend to discuss two main points involving the relation between air pollution  
118 and Covid-19 (air pollution and disease spread and severity, and the reduction of air  
119 pollution in lockdown scenarios) and provide input for future directions.

120

121 *4.1 Air pollution and Covid-19 spread and fatality*

122

123 According to Huang et al<sup>26</sup> the infections caused by the virus vary and can range  
124 from being mild (i.e., not showing any symptoms) to more severe, which in some cases  
125 can lead to hospitalization, followed by an acute respiratory distress syndrome (ARDS)  
126 and death.

127

128 ARDS is a dramatic event whose treatment is usually only supportive, requiring  
129 mechanical ventilation. Regardless of the etiology, a hyper-activation of immune innate  
130 system is thought to have a paramount role in this condition<sup>27</sup>. In this context, Conticini  
131 et al<sup>17</sup> pointed that similar evidences have been reported in patients affected by severe  
132 viral pneumoniae such as SARS<sup>28</sup> and MERS<sup>29</sup> and an immune dysregulation is thought  
133 to be responsible of a worse outcome in patients affected by Covid-19. In addition, both  
134 Conticini et al<sup>17</sup> and Ogen<sup>19</sup> highlights that air pollution represents one of the most well-  
135 known causes of prolonged inflammation, eventually leading to an innate immune system  
136 hyper-activation<sup>30,31,32,33,34</sup>. Moreover, the main risk factors for Covid-19 to evolve from  
137 mild to more severe are older age, history of smoking, impaired respiratory system,  
138 hypertension and heart disease<sup>8,9,10</sup>. Other studies suggest that diabetes should also be  
139 considered a risk factor<sup>35</sup>. With that is mind, some concern is developed, mainly because  
140 apart from age and smoking habits, both hypertension<sup>11</sup>, impairments in the respiratory  
141 system<sup>14,15,16</sup>, heart disease<sup>12,13</sup>, diabetes<sup>11</sup> are comorbidities that have a relation, already  
142 described, with chronic exposure to high levels of air pollutants. However, since  
143 prolonged exposure to air pollutants could induce persistent modifications of the immune  
144 system and lead to the development of health problems, short-term changes in air quality  
may not be sufficient to alter this damaging circle, affirm Conticini et al<sup>17</sup>. On the other

145 hand, Cui et al<sup>7</sup> studying the relationship between air pollution and the severity of SARS  
146 showed that the association between the rate of air pollution in short-term exposures and  
147 the mortality rate was even stronger than at the same rate considering long-term  
148 exposures. In this sense, considering that prolonged exposure (and perhaps severe  
149 exposure in the short term) can compromise the immune system and the respiratory tract,  
150 it is reasonable to believe that residents of polluted areas around the world can live with  
151 high rates of lethality by Covid-19 in their regions.

152 Diseases, or comorbidities, possibly developed by air pollution that predispose  
153 humans to viral infections are not the only problem that directly relates this issue to  
154 Covid-19. As discussed by Martelletti & Martelletti<sup>18</sup>, in his study carried out in the  
155 northern region of Italy, there is a "visible" correlation between elevated concentration of  
156 air pollutants and the high spread and mortality rate of Covid-19. In this context, he  
157 suggests that air pollutants are most likely direct to facilitate the longevity of virus  
158 particles in favorable climate conditions and become more aggressive in an immune  
159 system already aggravated by these harmful substances. The author bases his hypothesis  
160 in the study performed by Cui et al<sup>7</sup>, during the SARS outbreak, and a recent SIMA  
161 (Società Italiana di Medicina Ambientale) analysis of Covid-19 diffusion in Italy<sup>36</sup>, in  
162 which it propose that the atmospheric particulate matter exercises a carrier action along  
163 with the virus. The authors point out that the connection made by them needs further  
164 investigation due to the lack of data and causality, but, they report that China has faced a  
165 near identical situation to Italy with its epicenter of the Covid-19 pandemic, where  
166 elevated concentrations of air pollutants were present in the regions mostly affected. In  
167 this context, similar situations seem to be repeating throughout the world, in other regions  
168 such as New York, USA, and São Paulo, Brazil.

169           Although the transmission pathways most associated with SARS-CoV-2 are via  
170 touching infected surfaces (carrying the virus through the mouth, nose, or eyes) and  
171 transmission via droplets containing virus exhaled through the respiratory tract of the  
172 infected patient, the contribution of other pathways, including environmental pathways,  
173 should be further investigated. These routes include the inhalation of atmospheric  
174 particles contaminated with the virus and this can be extensively dangerous in developing  
175 countries that experience high levels of atmospheric particulate matter<sup>37</sup>.

176           In addition to what has been exposed so far, when assessing air pollution, it is  
177 important to take into account not only the concentration, chemical and physical profile  
178 of the substances that compose it, but also analyze its spatial distribution and the  
179 atmosphere conditions, performed by Ogen<sup>19</sup>. Results of his study shows that almost 80%  
180 of all fatal cases in Italy, France, Spain and Germany were in five regions located in north  
181 of Italy and central Spain. Additionally, the same five regions show the highest NO<sub>2</sub>  
182 concentrations combined with downwards airflow which prevents an efficient dispersion  
183 of air pollution. In line with what has already been discussed, these results amplify the  
184 suggestion that the long-term exposure to air pollutants may be one of the contributors to  
185 the high fatality and spread rate caused by the SARS-CoV-2 in these regions and maybe  
186 across the whole world. Hence, poisoning our environment means poisoning our own  
187 body and when it experiences a chronic respiratory stress, its ability to defend itself from  
188 infections is limited.

189

#### 190 *4.2 Covid-19 and reduction of air pollution*

191

192           As a measure to curb the spread of Covid-19's within its borders, governments  
193 around the world began to adopt increasingly restrictive containment actions to mitigate

194 the effects of the disease and consecutively enable their health systems to act without  
195 extrapolating their capacity. Cases isolation, contact tracing, and quarantine and  
196 mitigation measures, including general lockdown and social (or personal) distancing, are  
197 among the main actions.

198         Containment actions have caused many of the main sources of air pollution to be  
199 extremely reduced (i.e. vehicle emissions, factory production). As a result, global space  
200 agencies have been presenting data and disseminating information about the reduction of  
201 the main air pollutants in different regions of the world<sup>4,5,6</sup>. It is important to highlight the  
202 use of ESA Sentinel-5 Precursor space-borne satellite in providing this information,  
203 mainly because most of the studies present in this review use or interpret its results based  
204 on data generated by this satellite.

205         The studies by Dutheil et al<sup>20</sup>, Tobias et al<sup>21</sup> and Wang et al<sup>22</sup>, were the studies  
206 found in this review that verified and discussed the decrease in air pollution. Two of them  
207 were based on results from China and one in Barcelona. Tobias et al<sup>21</sup> showed that there  
208 was a high decrease in the concentration of NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub> and SO<sub>2</sub>, during the study. The  
209 greatest decrease was observed in the concentration of NO<sub>2</sub>, a compound characterized  
210 by being emitted through combustion processes, such as urban traffic and industrial  
211 operations, activities directly affected by the lockdown. However, there was an  
212 unexpected increase in the concentration of O<sub>3</sub>, and this probably occurred due to lower  
213 titration of O<sub>3</sub> by nitrogen oxides (NO) and the decrease of NO<sub>x</sub> in a volatile organic  
214 compound limited environment. Similar decreases were seen in China, as demonstrated  
215 by the images approached by Dulthein et al<sup>20</sup> and the simulations carried out by Wang<sup>22</sup>.  
216 However, it is important to note how weather changes influence air pollution and how  
217 their data against Covid-19 and lockdown should be interpreted. Both Tobias<sup>21</sup> and  
218 Wang<sup>22</sup> reported that other factors might have influenced the changes, such as



219 meteorology and regional and long transport of pollutant. Implying that further analysis  
220 are required to obtain this information accurately.

221 As mentioned before, the decrease in air pollution due to quarantine possibly does  
222 not decrease the fatality of Covid-19 cases, since increased exposure to air pollutants can  
223 lead to the development of health problems that weaken an individual's organism, leaving  
224 it more vulnerable to a more severe outcome from Covid-19, and a decrease in exposure  
225 to these contaminants does not generate an immediate improvement in health. However,  
226 the study by Dulthein et al<sup>20</sup> raises a possible paradox regarding the issues of fatality in  
227 Covid-19, because yes, this disease is plaguing the world and leaving a high number of  
228 deaths wherever it goes, on the other hand the decrease in pollution may be saving more  
229 lives than Covid-19 is taking. This assumption is made based on studies that use  
230 calculations to predict the number of fatalities, as well as public health expenses, resulting  
231 from the level of atmospheric pollution in a given region<sup>16,25</sup>. However, despite the  
232 possibility that the lockdown, with its consequent decrease in air pollution, is saving lives,  
233 this does not diminish the frightening scenario that Covid-19 presents to the world,  
234 thereby evidencing the need for further actions by governments and responsible agencies  
235 in assessing air pollution as a very likely cofactor for high number of fatalities in the face  
236 of the pandemic that we are experiencing.

237

#### 238 *4.3 Future directions*

239

240 Whilst China, European countries and perhaps the USA are emerging from the  
241 critical period of this pandemic, the uncertainties related to the countries of the southern  
242 hemisphere, which are underdeveloped and extremely polluted, only increase the urgency  
243 for responses to this enigmatic virus. Obviously, clinical, epidemiological and therapeutic

244 concerns are advancing more quickly and find greater attention from newspapers,  
245 websites and the crowded lines of prestigious journals, but environmental concern cannot  
246 be neglected for a number of reasons that include the vulnerability of populations living  
247 in extremely polluted areas, without access to drinking water and sanitation, the  
248 possibility that environmental matrices such as water, sewage and air are important  
249 vehicles in the transmission of SARS-CoV-2 and lastly, the positive and measurable  
250 consequences to the environment resulting from the blockade actions to avoid the rapid  
251 spread of the virus in urban areas.

252         The first concern is that studies conducted in different parts of the world must be  
253 performed and (please) have room in scientific journals, because one thing that this virus  
254 has taught everyone is that it is extremely versatile, mutable, and brings local and regional  
255 particularities that when well understood can be the difference between people's life and  
256 death. Regarding the relation with air pollution, the hypotheses raised by the studies  
257 included in this review need to be thoroughly tested in further researches that contemplate  
258 different scenarios, but conducted with sufficient scientific rigor to provide concrete  
259 evidence. If the connection between air pollution and the severity of Covid-19 cases is  
260 proven, we dare suggesting that people living in environments with extremely polluted  
261 air should be part of the risk group, together with the elderly, bearer of chronic non-  
262 communicable diseases, immunosuppressed patients and those with respiratory problems,  
263 since this condition would debilitate the person as much as the other factors already  
264 reported that increase the risk of complications to this disease.

265         Given the lack of knowledge about the totality of the transmission routes of  
266 SARS-CoV-2, considering that other respiratory viruses use air as a means of  
267 propagation<sup>38</sup> and savvy that the survival of SARS-CoV-2 in the environment exceeds  
268 the scale of days<sup>37</sup>, it is reasonable to believe that this matrix can be a vehicle for

269 transporting and transmitting the virus. If this is confirmed, the use of protective masks  
270 and extra care when leaving the house to go to the bakery will be constant scenes in our  
271 daily lives.

272 Mitigating the discussion, a positive side of this pandemic has been the constant  
273 reports of improvements in environmental quality in different parts of the world due to  
274 the reduction of urban mobility and industrial activities. Dutheil and his collaborators<sup>20</sup>,  
275 in their letter to the editor of the journal *Environmental Pollution*, present an impressive  
276 number of approximately 100,000 lives being preserved in China due to restrictive  
277 mobility measures. This calculus should be extended to all parts of the world, especially  
278 considering that the virus has been acting in large metropolises of the western world and  
279 measures of social isolation are already being taken since February or March 2020.

280 If, on the one hand, at the end of the pandemic the world will have a sad number  
281 of losses due to the severity of the infection, on the other hand, the number of lives  
282 preserved with social isolation, both by decreasing the transmission speed of the virus  
283 and by reducing air pollution will bring humanity hopes for a more harmonious  
284 relationship with the environment.

285

## 286 References

287

- 288 1. World Health Organization [Internet]. Coronavirus disease (COVID-19) - events  
289 as they happen; 2020 [Accessed 2020 Apr 26]. Available from:  
290 [https://www.who.int/emergencies/diseases/novel-coronavirus-2019/events-as-](https://www.who.int/emergencies/diseases/novel-coronavirus-2019/events-as-they-happen)  
291 [theyhappen](https://www.who.int/emergencies/diseases/novel-coronavirus-2019/events-as-they-happen).
- 292 2. Worldometer [Internet]. COVID-19 Coronavirus pandemic; 2020 [Accessed 2020  
293 Apr 26]. Available from: <https://www.worldometers.info/coronavirus/>.

- 294 3. Signorelli C, Scognamiglio T, Odone A. COVID-19 in Italy: impact of  
295 containment measures and prevalence estimates of infection in the general  
296 population. *Acta Bio-medica: Atenei Parmensis*. 2020; 91(3-S): 175-179.
- 297 4. ESA [Internet]. Coronavirus lockdown leading to drop in pollution across Europe;  
298 2020 [Accessed 2020 Apr 26]. Available at:  
299 [https://www.esa.int/Applications/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe)  
300 [5P/Coronavirus lockdown leading to drop in pollution across Europe](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe).
- 301 5. NASA [Internet]. Airborne Nitrogen Dioxide Plumets Over China; 2020a  
302 [Accessed 2020 Apr 26]. Available from:  
303 [https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-](https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plumets-over-china)  
304 [plumets-over-china](https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plumets-over-china).
- 305 6. NASA [Internet]. NASA Satellite Data Show 30 Percent Drop In Air Pollution  
306 Over Northeast U.S; 2020b [Accessed 2020 Apr 26]. Available from:  
307 [https://www.nasa.gov/feature/goddard/2020/drop-in-air-pollution-over-](https://www.nasa.gov/feature/goddard/2020/drop-in-air-pollution-over-northeast)  
308 [northeast](https://www.nasa.gov/feature/goddard/2020/drop-in-air-pollution-over-northeast).
- 309 7. Cui Y, Zhang ZF, Froines J, Zhao J, Wang H, Yu SZ, Detels R. (2003). Air  
310 pollution and case fatality of SARS in the People's Republic of China: an ecologic  
311 study. *Environmental Health*. 2003; 2(1), 15.
- 312 8. Chen M, Fan Y, Wu X, Zhang L, Guo T, Deng K, et al. Clinical characteristics  
313 and risk factors for fatal outcome in patients with 2019-coronavirus infected  
314 disease (COVID-19) in Wuhan, China. *The Lancet*. 2020.
- 315 9. Liu W, Tao ZW, Wang L, Yuan ML, Liu K, Zhou L, et al. Analysis of factors  
316 associated with disease outcomes in hospitalized patients with 2019 novel  
317 coronavirus disease. *Chinese medical journal*. 2020.

- 318 10. Wu C, Chen X, Cai Y, Zhou X, Xu S, Huang H, et al. Risk factors associated with  
319 acute respiratory distress syndrome and death in patients with coronavirus disease  
320 2019 pneumonia in Wuhan, China. *JAMA internal medicine*. 2020.
- 321 11. Shin S, Bai L, Oiamo TH, Burnett RT, Weichenthal S, Jerrett M, et al. Association  
322 between road traffic noise and incidence of diabetes mellitus and hypertension in  
323 Toronto, Canada: a population-based cohort study. *Journal of the American Heart*  
324 *Association*. 2020; 9(6), e013021.
- 325 12. Pope III CA, Burnett RT, Thurston GD, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Godleski  
326 JJ. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution:  
327 epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease.  
328 *Circulation*. 2004; 109(1), 71-77.
- 329 13. Gan WQ, Davies HW, Koehoorn M, Brauer M. Association of long-term  
330 exposure to community noise and traffic-related air pollution with coronary heart  
331 disease mortality. *American journal of epidemiology*. 2012; 175(9), 898-906.
- 332 14. Chen TM, Kuschner WG, Gokhale J, Shofer S. Outdoor air pollution: nitrogen  
333 dioxide, sulfur dioxide, and carbon monoxide health effects. *The American*  
334 *journal of the medical sciences*. 2007; 333(4), 249-256.
- 335 15. Beelen R, Hoek G, van Den Brandt PA, Goldbohm RA, Fischer P, Schouten LJ,  
336 et al. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch  
337 cohort (NLCS-AIR study). *Environmental health perspectives*. 2008; 116(2), 196-  
338 202.
- 339 16. Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, et al. Long-  
340 term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review.  
341 *Environmental health*. 2013; 12(1), 43.

- 342 17. Conticini E, Frediani B, Caro D. Can atmospheric pollution be considered a co-  
343 factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy?.  
344 *Environmental Pollution*. 2020; 114465.
- 345 18. Martelletti L, Martelletti P. Air pollution and the novel Covid-19 disease: a  
346 putative disease risk factor. *SN Comprehensive Clinical Medicine*. 2020; 1-5.
- 347 19. Ogen Y. Assessing nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) levels as a contributing factor to the  
348 coronavirus (COVID-19) fatality rate. *Science of the Total Environment*. 2020;  
349 138605.
- 350 20. Dutheil F, Baker JS, Navel V. COVID-19 as a factor influencing air pollution?.  
351 *Environmental Pollution*. 2020.
- 352 21. Tobías A, Carnerero C, Reche C, Massagué J, Via M, Minguillón MC, et al.  
353 Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into  
354 the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of The Total Environment*. 2020; 138540.
- 355 22. Wang P, Chen K, Zhu S, Wang P, Zhang H. Severe air pollution events not  
356 avoided by reduced anthropogenic activities during COVID-19 outbreak.  
357 *Resources, Conservation and Recycling*. 2020; 158, 104814.
- 358 23. Petrosillo N, Viceconte G, Ergonul O, Ippolito G, Petersen E. COVID-19, SARS  
359 and MERS: are they closely related?. *Clinical Microbiology and Infection*. 2020.
- 360 24. World Health Organization. WHO Air quality guidelines for particulate matter,  
361 ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: global update 2005: summary of risk  
362 assessment (No. WHO/SDE/PHE/OEH/06.02). *Geneva: World Health*  
363 *Organization*. 2006.
- 364 25. Abe KC, Miraglia SGEK. Health impact assessment of air pollution in São Paulo,  
365 Brazil. *International journal of environmental research and public health*. 2016;  
366 13(7), 694.

- 367 26. Huang C, Wang Y, Li X, Ren L, Zhao J, Hu Y, et al. Clinical features of patients  
368 infected with 2019 novel coronavirus in Wuhan, China. *The Lancet*. 2020;  
369 395(10223), 497-506.
- 370 27. Aisiku IP, Yamal JM, Doshi P, Benoit JS, Gopinath S, Goodman JC, et al. Plasma  
371 cytokines IL-6, IL-8, and IL-10 are associated with the development of acute  
372 respiratory distress syndrome in patients with severe traumatic brain injury.  
373 *Critical care*. 2016; 20(1), 288.
- 374 28. Wong CK, Lam CWK, Wu AKL, Ip WK, Lee NLS, Chan HIS, et al. Plasma  
375 inflammatory cytokines and chemokines in severe acute respiratory syndrome.  
376 *Clinical & Experimental Immunology*. 2004; 136(1), 95-103.
- 377 29. Min CK, Cheon S, Ha NY, Sohn KM, Kim Y, Aigerim A, et al. Comparative and  
378 kinetic analysis of viral shedding and immunological responses in MERS patients  
379 representing a broad spectrum of disease severity. *Scientific reports*, 2016; 6(1),  
380 1-12.
- 381 30. Pope III CA, Bhatnagar A, McCracken JP, Abplanalp W, Conklin DJ, O'Toole T.  
382 Exposure to fine particulate air pollution is associated with endothelial injury and  
383 systemic inflammation. *Circulation research*. 2016; 119(11), 1204-1214.
- 384 31. Che L, Jin Y, Zhang C, Lai T, Zhou H, Xia L, et al. Ozone-induced IL-17A and  
385 neutrophilic airway inflammation is orchestrated by the caspase-1-IL-1 cascade.  
386 *Scientific reports*. 2016; 6(1), 1-11.
- 387 32. Perret JL, Bowatte G, Lodge CJ, Knibbs LD, Gurrin LC, Kandane-Rathnayake R,  
388 et al. The Dose-Response association between nitrogen dioxide exposure and  
389 serum interleukin-6 concentrations. *International journal of molecular sciences*.  
390 2017; 18(5), 1015.

- 391 33. Kurai J, Onuma K, Sano H, Okada F, Watanabe M. Ozone augments interleukin-  
392 8 production induced by ambient particulate matter. *Genes and Environment*.  
393 2018; 40(1), 14.
- 394 34. Tsai DH, Riediker M, Berchet A, Paccaud F, Waeber G, Vollenweider P. Effects  
395 of short-and long-term exposures to particulate matter on inflammatory marker  
396 levels in the general population. *Environmental Science and Pollution Research*.  
397 2019; 26(19), 19697-19704.
- 398 35. Fang L, Karakiulakis G, Roth, M. Are patients with hypertension and diabetes  
399 mellitus at increased risk for COVID-19 infection?. *The Lancet*. 2020; Respiratory  
400 Medicine.
- 401 36. Setti L, Passarini F, De Gennaro G, Di Gilio A, Palmisani J, Buono P, et al.  
402 Position Paper Relazione circa l'effetto dell'inquinamento da particolato  
403 atmosferico e la diffusione di virus nella popolazione. *SIMA-Società Italiana di*  
404 *Medicina Ambientale*; 2020.
- 405 37. Qu G, Li X, Hu L, Jiang G. An Imperative Need for Research on the Role of  
406 Environmental Factors in Transmission of Novel Coronavirus (COVID-19).  
407 2020.
- 408 38. Chen G, Zhang W, Li S, Zhang Y, Williams G, Huxley R, et al. The impact of  
409 ambient fine particles on influenza transmission and the modification effects of  
410 temperature in China: a multi-city study. *Environment international*. 2017; 98,  
411 82-88.



## **5.2. Unexpected Reduction in Ozone Levels in a Mid-size City During the COVID-19 Lockdown**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 07/04/2021, na revista International Journal of Environmental Health Research: 4.477 Impact Factor.

DOI: <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526>

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.tandfonline.com/action/authorSubmission?show=instructions&journalCode=cije20>

1 **Unexpected reduction in ozone levels in a mid-size city during the**  
2 **COVID-19 lockdown**

3 Ronan Adler Tavella<sup>a</sup>, Caroline Lopes Feijo Fernandes<sup>a</sup>, Julia Oliveira  
4 Penteado<sup>a</sup>, Rodrigo de Lima Brum<sup>a</sup>, Paula Florencio Ramires<sup>a</sup>, Laiz  
5 Coutelle Honscha<sup>a</sup>, Marina dos Santos<sup>a</sup>, Lisiane Martins Volcão<sup>a</sup>, Ana  
6 Luíza Muccillo-Baisch<sup>a</sup>, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>a\*</sup>

7 <sup>a</sup> *Programa de Pós Graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina,*  
8 *Universidade Federal do Rio Grande - FURG.*

9 \* corresponding author: Flávio Manoel Rodrigues da Silva Júnior

10 [f.m.r.silvajunior@gmail.com](mailto:f.m.r.silvajunior@gmail.com)

11 Universidade Federal do Rio Grande - FURG. Rua Visconde de Paranaguá 102 Centro,  
12 CEP 96203-900, Rio Grande-RS, Brazil.

13 The current study evaluated ozone levels through passive samplers installed in 4  
14 different points in a medium-sized city (Rio Grande, Brazil) with naturally low  
15 NO<sub>2</sub> levels during a week of COVID-19 lockdown. Additionally, we evaluated  
16 the consequences of this response with regard to human health risk assessment  
17 and reduction of hospital admissions and ozone-related deaths. The reduction in  
18 ozone levels, one month after the implementation of containment measures,  
19 varied between 26 and 64% (average of 44%), in the different studied sites. The  
20 reduction of human mobility during the pandemic reduced the levels of ozone in  
21 Rio Grande city and consequently will bring benefits to health services in the  
22 municipality. This unexpected reduction in O<sub>3</sub> levels must be related to the low  
23 “natural” levels of NO<sub>2</sub> in the city, which make the contribution of other  
24 precursors important for the fluctuation of O<sub>3</sub> levels.

25 Keywords: air pollution, SARS-Cov-2, ozone, passive sampling

## 26 **Introduction**

27 The COVID-19 pandemic has substantially affected society, causing changes in social  
28 relationships, health care and economic structures. To flatten the epidemic curve,  
29 governments around the world responded to this crisis with “stay at home” measures  
30 that included business closures and social distancing, which have had unprecedented  
31 regional consequences. This scenario, although frightening, has been repeated in several  
32 countries where researchers have shown, in addition to the reduction of the spread of the  
33 virus, a direct relation between social isolation and the reduction of air pollutants and  
34 changes in air quality (Berman and Ebisu 2020; Nakada and Urban 2020; Sharma et al.  
35 2020; Sicard et al. 2020; Tavella and Júnior 2020; Zambrano-Monserrate and Ruano  
36 2020).

37 In Brazil, the first case of coronavirus was confirmed in February 2020, and it  
38 was followed by a consequent spread of the disease to all its states (Ministério da Saúde  
39 2020). In view of the global scenario, the Brazilian federal government established, by  
40 federal decree-law No. 13.979 of 2020, an action plan with measures to address the  
41 public health emergency. In early March, as the disease spread throughout the country,  
42 these measures were implemented; thus, population mobility was reduced since the  
43 recommendation was to stay at home. In the city of Rio Grande, located in the state of  
44 Rio Grande do Sul, measures of containment and social distancing began on March 19,  
45 2020. This city has approximately 211,005 inhabitants (IBGE 2013) and approximately  
46 129,485 vehicles (Denatran 2019). This city has already served as a scenario for studies  
47 that investigated the influence of the industrial complex on the environmental quality of  
48 the municipality (Da Silva Júnior et al. 2019; De Paula Garcia et al. 2010; Gutierrez et  
49 al. 2020; Honscha et al. 2019; R. et al. 2010).

50           Among the air pollutants capable of causing damage to human health, ground-  
51 level ozone (O<sub>3</sub>) is considered one of the most harmful (World Health Organization  
52 2013). This pollutant is associated with negative effects on the respiratory and  
53 cardiovascular systems (Valavanidis et al. 2013; Sicardi et al. 2016; Kilburg-Basnyat et  
54 al. 2018). Tropospheric O<sub>3</sub> formation occurs when nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>) and volatile  
55 organic compounds (VOCs) react in the atmosphere in the presence of sunlight. The  
56 latter can be released into the environment by anthropogenic actions, such as through  
57 the burning of fossil fuels or fuel volatilization (Zhang et al. 2019). The measurement of  
58 O<sub>3</sub> concentration in the atmosphere can be performed using active methods, which  
59 usually have high maintenance costs, passive methods or satellites. In this regard,  
60 passive methods stand out because they allow a better simultaneous assessment of  
61 several sites and have low costs and quick responses, while other methods are not as  
62 effective in this type of evaluation.

63           Recent studies have reported air quality alterations associated with social  
64 distancing measures. The most widely reported pattern is a reduction in NO<sub>2</sub> levels and  
65 a consequent increase in ozone levels (↓ NO<sub>2</sub>, ↑ O<sub>3</sub>) (Bao and Zhang 2020; Briz-Redón  
66 et al. 2021; Dantas et al. 2020; He et al. 2020; Mahato et al. 2020; Nakada et al. 2020;  
67 Tobías et al. 2020), which are almost always associated with the reduction of other  
68 pollutants such as PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, CO and SO<sub>2</sub>. Even so, few studies indicate an absence  
69 of changes in O<sub>3</sub> levels (Adwibowo 2020) or even a local reduction in this pollutant  
70 (Freitas et al. 2020; Zambrano-Monserrate et al. 2020), but they do not discuss the  
71 reasons for these different results. Studies indicated that hot weather temperature, which  
72 was believed to cause a decrease in the spread of the virus, had no direct relationship  
73 with this factor (Briz-Redón and Serrano-Aroca 2020a; Briz-Redón and Serrano-Aroca  
74 2020b).

75           The studies published to date were carried out in large cities and/or metropolitan  
76 regions with intense activities and vehicle traffic and, consequently, high levels of NO<sub>2</sub>.  
77 As a result, there are doubts about the behavior of this gas during the pandemic in  
78 small/medium-sized cities and in areas far from metropolitan regions.

79           Thus, the aim of this study was to monitor the O<sub>3</sub> concentration in the  
80 atmosphere of the city of Rio Grande, Brazil (a mid-sized city) through passive air  
81 samplers during the period of containment and social distancing caused by COVID-19.  
82 Additionally, we performed a human health risk assessment and health impact  
83 assessment related to this pollutant of the inhabitants and health systems of the region.

84

## 85 **Methodology**

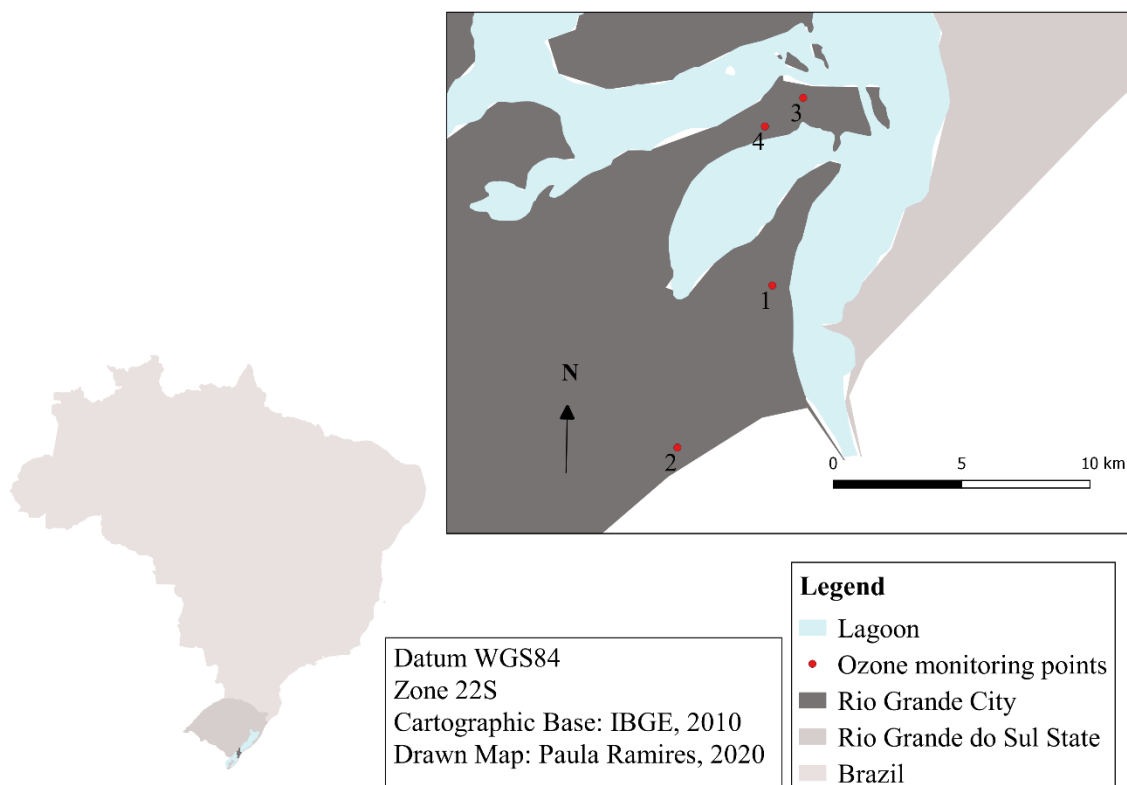
86 **Study area:** The study was conducted in the city of Rio Grande, located in the state of  
87 Rio Grande do Sul, in southern Brazil. According to the last Brazilian census (IBGE  
88 2013), this city has approximately 211,005 inhabitants and is located in a lowland and  
89 flooded area; thus, the climate is considered humid subtropical.

90           The sampling was performed from April 21 to April 26, 2020, in a period that  
91 included a municipal decree to close nonessential trade and services and a government  
92 appeal for the population to remain at home to reduce the transmission of the virus. This  
93 period was approximately one month after the implementation of containment measures  
94 and social distancing.

95           Representative urban areas were chosen for the field experiments: Site 1: access  
96 way to the industrial complex - Barra (32°06'40.7"S and 52°06'45.9"W); Site 2:  
97 Cassino Beach (32°10'41.7"S and 52°09'07.3"W); Site 3: Tamandaré Park, situated at  
98 24 May Street (32°02'01.6"S and 52°05'59.9"W), Site 4: Buarque de Macedo Avenue  
99 (32°02'44.1"S and 52°06'56.9"W) (Figure 1). The sampling sites were chosen for the

100 following reasons: Barra is the main access to the industrial and port area of the city;  
 101 Buarque de Macedo Avenue has the most vehicular movement in the central region of  
 102 the city and is characterized by intense commerce; Tamandaré Park is close to the main  
 103 bus terminal; and Cassino Beach represents an important recreational area in the region.  
 104 The joint analysis of these locations makes it possible to draw a complete profile of the  
 105 reduction of air pollutants in the city. Sampling was performed in duplicate from the  
 106 main road at each collection point. The filters were installed on lampposts, where the  
 107 highways were located.

108 Figure 1. Map of sampling points.



109

110

111 ***Ozone concentration and meteorological parameters:*** O<sub>3</sub> measurements were  
 112 performed according to Scheeren and Adema (1996), and cellulose filters (37 mm,  
 113 Energética, Rio de Janeiro, Brazil) were used as diffusive surfaces in a sampler that was

114 placed in lampposts at a height of 2 meters. The cellulose filters were soaked twice with  
115 200  $\mu\text{L}$  of absorbent solution and previously prepared in a dark place to prevent light  
116 degradation. After this period, filters were placed in dark open (bottom) plastic supports  
117 and placed at monitoring areas for 24 h for 5 days. The filters were changed daily and  
118 analyzed. The blank filters were acquired using filters under the same conditions as  
119 those exposed but without contact with the atmosphere, and they remained inside a  
120 closed bag. Finally, the filters were diluted in water according to the procedure, and  
121 their solution was analyzed on a spectrophotometer at 620 nm (Perkin-Elmer Lambda  
122 35, São Paulo, Brazil).

123 Different meteorological parameters were measured during the days of the study,  
124 including temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ); thermal sensation ( $^{\circ}\text{C}$ ); atmospheric pressure (mb); wind  
125 speed ( $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ); wind direction; precipitation (mm); sky; UV index (1 of 10); sunrise;  
126 sunset; and air quality index. All data were obtained from the Weather Channel (The  
127 Weather Channel 2020).

128

129 ***Health risk assessment:*** The possible adverse effects arising from human exposure to  
130  $\text{O}_3$  were obtained through the health risk assessment. A health risk assessment is a  
131 predictive measurement that takes into account existing exposure data to measure the  
132 impact of exposure to a particular pollutant on human health (Morakinyo et al. 2017). In  
133 our study, this assessment was performed for the inhalation and dermal routes following  
134 the EPA model (US EPA 2009; USEPA 2001). The risk was calculated for children (6  
135 years), adults (30 years) and the elderly (60 years). The parameters used to estimate the  
136 risk are listed in Table 1. Health risk assessment involves two main stages: exposure  
137 assessment and risk assessment.

138

Table 1. Parameters used to calculation of health risk assessment.

<b>Parameters</b>	<b>Units or Reference value</b>
<b>C - Concentration of the contaminant</b>	mg.kg <sup>-1</sup>
<b>EF - Exposure frequency of dermal</b>	350 days.year <sup>-1</sup>
<b>EF - Exposure frequency of inhalation</b>	250 days.year <sup>-1</sup>
<b>AF - Skin adherence fator</b>	0.07 mg.cm <sup>-2</sup> (adults and elderly) and 0.2 mg.cm <sup>-2</sup> (children)
<b>SA – Surface area of the skin for dermal contact</b>	1,0367 cm <sup>2</sup> (adults and elderly) and 4,783 cm <sup>2</sup> (children)
<b>ET - Exposure time</b>	24 hours.day <sup>-1</sup>
<b>ED - Exposure duration</b>	Years (age)
<b>CF - Conversion factor</b>	10 <sup>-6</sup> kg.mg <sup>-1</sup>
<b>BW - Body weight</b>	70 kg (adults and elderly) and 15 kg (children)



<b>AT - Average time for non-carcinogenic</b>	Days (ED x 365 days)
<b>ABS - Dermal absorption</b>	0.1 (without unity)
<b>CA - Concentration of substance in air</b>	$\mu\text{g.m}^{-3}$
<b>RfDd - Reference dose of dermal toxicity</b>	$3.0 \times 10^{-4} \text{ mg.kg}^{-1}$
<b>RfC - Reference dose for inhalation toxicity</b>	$1.5 \times 10^{-5} \text{ mg.m}^{-3}$
<b>ADD dermal - Dose of exposure dermal of the contaminant</b>	$\text{mg.kg}^{-1}.\text{day}^{-1}$
<b>EC - Concentration of exposure inhalation of the contaminant</b>	$\mu\text{g.m}^{-3}$
<b>HQ - Hazard Quotient</b>	Without unity

---

142 *Exposure assessment:* The inhalation (EC) and dermal (ADD) exposure for exposed  
 143 children, adults and the elderly were calculated using Equations 1 and 2:

$$144 \quad EC (\mu g \cdot m^{-3}) = \frac{CA \times EF \times ET \times ED}{AT} \quad (1)$$

$$145 \quad ADD (mg \cdot kg^{-1} \cdot day^{-1}) = \frac{C \times SA \times AF \times EF \times ABS \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (2)$$

146 *Risk assessment:* The EC and ADD values were used to assess the risk using the hazard  
 147 quotient (HQ) for each evaluated route (inhalation and dermal) as well as the hazard  
 148 index (HI). The HQ is measured by the ratio between EC or ADD and the  
 149 corresponding reference dose (RfC for inhalation and RfD<sub>dermal</sub> for the dermal route)  
 150 (see Equations 3 and 4). The HI is measured by the sum of the HQs from all exposure  
 151 routes (see Equation 5). Risk was considered when the HI value was greater than 1 (HI  
 152 > 1), indicating that there was a potential risk to the health of the exposed population.

$$153 \quad HQ = \frac{EC}{RfC} \quad (3)$$

$$154 \quad HQ = \frac{ADD_{dermal}}{RfD_{dermal}} \quad (4)$$

$$155 \quad HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (5)$$

### 156 ***Health impact assessment (HIA)***

157 *Choice of health endpoints of the HIA:* Health parameters were chosen based on the  
 158 availability of the functional response concentration (FRC) in the literature. According  
 159 to Anderson (2004), for hospitalization, O<sub>3</sub> presents a relative risk when related to  
 160 problems in the respiratory system, whereas in terms of deaths, this compound presents  
 161 a relative risk related to death from problems in the circulatory system and from all  
 162 nonexternal causes (Anderson et al., 2004; Abe and El Khouri Miraglia, 2016). Thus,

163 the HIA was calculated for the impacts of short-term exposure to O<sub>3</sub> on avoidable  
 164 hospitalizations for people ages 15 to 64 and >64 years, deaths from all nonexternal  
 165 causes and circulatory system problems. In addition, the avoided costs with  
 166 hospitalizations were calculated.

167 *Population and health condition:* Information on the population of Rio Grande and their  
 168 health conditions was collected through the database of the Brazilian public health  
 169 system (DATASUS) and referred to 2018. Mortality data were selected through the  
 170 main causes of death for city residents. Furthermore, the data collected on  
 171 hospitalization were from public and private hospitals.

172 *Exposure assessment to the HIA:* To assess the exposure level, information on the O<sub>3</sub>  
 173 concentrations collected from each site in the city was used. Based on the results, two  
 174 scenarios were created, one with a low reduction in the O<sub>3</sub> concentration and the other  
 175 with a high reduction, following the approach of Abe and El Khouri Miraglia (2016).  
 176 The site that had the smallest difference between the historical and daily averages of O<sub>3</sub>  
 177 concentration was considered the scenario with a low reduction, while the site that had  
 178 the greatest difference was considered the scenario with a high reduction.

179 *Calculation of health impacts:* A standard methodology was applied as described by  
 180 Pascal et al. (2013) and Abe and Miraglia (2016). The health benefits that may result  
 181 from the decrease in observed levels of atmospheric O<sub>3</sub> were evaluated. For this, short-  
 182 term exposure was estimated, and the impact on health was calculated using Equation 6  
 183 (the parameters used in the equation are described in Table 2):

$$184 \quad \Delta y = y_0(1 - e^{-\beta \Delta x}) \quad (6)$$

185 *Economic evaluation of hospitalization:* Regarding morbidity costs, hospitalization  
 186 expenses were calculated, in which the standard cost of the disease approach was  
 187 determined as presented by Abe and Miraglia (2016). The method combines the direct

188 and indirect costs of each hospitalization to form a unique economic value. The direct  
 189 costs of hospitalizations due to problems in the respiratory system were considered  
 190 based on the average cost per day and an average hospital stay. Data on hospitalization  
 191 costs and the average number of hospitalization days in the city of Rio Grande were  
 192 obtained through the DATASUS database for 2018. The economic evaluation of  
 193 hospitalization was estimated using Equation 7 (the parameters used in the equation are  
 194 described in Table 2):

$$195 \quad Ch = Vi \times Nd \times Nc \quad (7)$$

196

197 Table 2. Parameters used to calculation of Health Impact Assessment.

<b>Symbol</b>	<b>Parameter</b>
$\Delta y$	The decrease in the annual number of hospitalizations or deaths associated with the reduction of pollutant concentrations.
$y_0$	Baseline health outcome, in annual number of deaths or hospitalizations.
$\beta$	Coefficient of the concentration response function.
$\Delta x$	Decrease in the pollutant concentration in a specific scenario, shown in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
<b>Ch</b>	Cost of hospitalization
<b>Vi</b>	Unit value of a daily admission
<b>Nd</b>	Average number of admission days due to a certain disease
<b>Nc</b>	Number of cases due to a certain disease

198

199

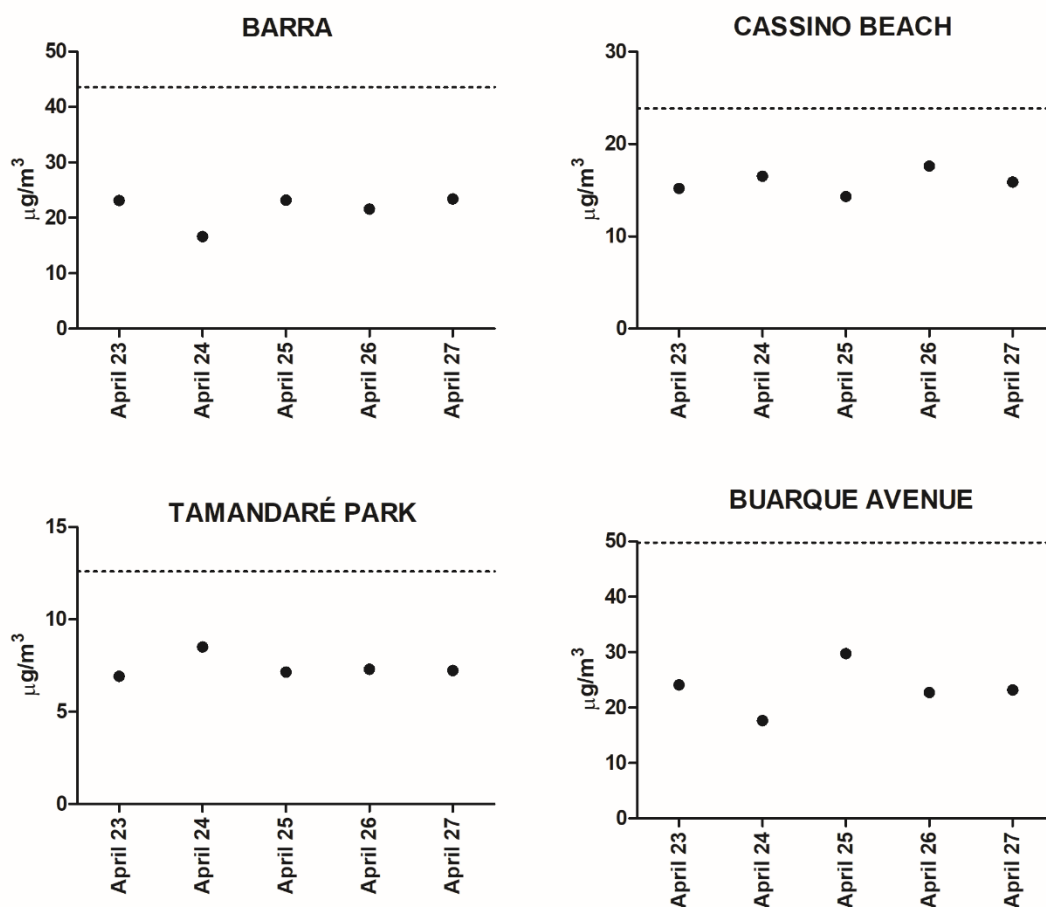
## 200 **Results**

201 *Ozone concentration and meteorological parameters:* Historical and daily average O<sub>3</sub>  
202 concentrations ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) at the four sites are shown in Figure 2. A severe reduction in  
203 atmospheric O<sub>3</sub> levels was observed at the four investigated sites. The reductions at the  
204 Barra site ranged from 46 to 61%, with an average reduction of 50% (43.58 to 21.58  
205  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ); at Buarque Avenue, the range was from 40 to 65%, with an average reduction  
206 of 52% (49.79 to 23.5  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ); and in Tamandaré Park, the range was from 32 to 45%,  
207 with an average reduction of 41% (12.59 to 7.4  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ). At Cassino Beach, the reduction  
208 ranged from 26 to 40%, with an average reduction of 33% (23.86 to 15.9  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ).

209 During the O<sub>3</sub> monitoring period, the following averages of meteorological  
210 parameters were reported: the temperature was 22°C; thermal sensation was 20°C;  
211 atmospheric pressure was 1018 mb; wind speed was 4.72  $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ ; wind direction prevailing  
212 was east-northeast (ENE); precipitation was 1.8 mm; sky was partly cloudy; the mean  
213 UV index was 1 (1 of 10); sunrise was at 6:55; sunset was at 18:58; and the air quality  
214 index was good.

215 Figure 2. Daily average and historical average of O<sub>3</sub> concentration in the  
216 evaluated sites. The dashed line represents the historical average (2018 and 2019) of O<sub>3</sub>  
217 for the same period of the year (April), at each sampling point.

218



219

220

221 **Health risk assessment:** The results of the health risk assessment are shown as the  
 222 mean of the 4 sampling sites and range (min-max) for each parameter (Table 3). The HI  
 223 (hazard index) values were lower on the investigated days than those reported from  
 224 historical monitoring. However, in both scenarios (current or previous), the HI was less  
 225 than 1, indicating low risk. The inhalation route was the route with the greatest  
 226 contribution to the HI; however, among children, the cutaneous route had a higher HQ  
 227 than that of adults.

228 Table 3. Hazard Quotient and Hazard Index, current and historical, for the ozone  
 229 concentration in Rio Grande city.

Sites	HQ of current inhalation	HQ of historic inhalation	HQ of current dermal	HQ of Historic dermal	HI Current	HI Historic
<b>Adult (24 age)</b>						
<b>Mean</b>	0.04	0.07	$1.70 \times 10^{-7}$	$3.23 \times 10^{-7}$	0.04	0.074
<b>Minimum</b>	0.02	0.03	$7.37 \times 10^{-8}$	$1.25 \times 10^{-7}$	0.017	0.029
<b>Maximum</b>	0.05	0.11	$2.33 \times 10^{-7}$	$4.95 \times 10^{-7}$	0.054	0.114
<b>Children (6 age)</b>						
<b>Mean</b>	0.04	0.07	$1.04 \times 10^{-6}$	$1.98 \times 10^{-6}$	0.04	0.074
<b>Minimum</b>	0.02	0.03	$4.53 \times 10^{-7}$	$7.69 \times 10^{-7}$	0.017	0.029
<b>Maximum</b>	0.05	0.11	$1.43 \times 10^{-6}$	$3.04 \times 10^{-6}$	0.054	0.114
<b>Elder (60 age)</b>						
<b>Mean</b>	0.04	0.07	$3.68 \times 10^{-7}$	$6.98 \times 10^{-7}$	0.04	0.074
<b>Minimum</b>	0.02	0.03	$1.59 \times 10^{-7}$	$2.71 \times 10^{-7}$	0.017	0.029
<b>Maximum</b>	0.05	0.11	$5.06 \times 10^{-7}$	$1.07 \times 10^{-6}$	0.054	0.114

230

231 **Health impact assessment (HIA):** To determine the health impacts resulting from  
232 decreased O<sub>3</sub> levels, two scenarios were considered, one with a reduction of 5,17 µg.m<sup>-3</sup>  
233 (small reduction, Tamandaré Park) and the other with a reduction of 26,29 µg.m<sup>-3</sup> (high  
234 reduction, Buarque de Macedo Avenue) in the O<sub>3</sub> concentration. Both scenarios are  
235 described in Table 4. The reduction in hospitalizations related to complications in the  
236 respiratory system included, in the higher reduction, 1 person aged between 14 and 64  
237 years old and 5 people aged over 64 years old. When considering the number of deaths  
238 related to nonexternal causes, this number went from 2 people in the low reduction  
239 scenario to almost 15 people in the scenario with a higher reduction. Moreover, the  
240 decrease in hospitalization expenses, considering only hospitalizations due to  
241 respiratory problems, varied between R\$ 26,078.44 and R\$ 132,003.71 in the scenarios

242 of lower and higher O<sub>3</sub> reductions, respectively. This estimate was given from the total  
243 number of hospitalized patients, the average cost per hospitalization and the average  
244 hospitalization time.



245 Table 4. Health impact assessment, potential health and economic benefits from reduced ozone levels.

Scenarios	Hospitalizations between 14 to 64 years		Hospitalizations above 64 years		Deaths (circulatory system)		Deaths (all non-external causes)		Decrease in hospitalization expenses
	Annual number of cases avoided	Annual number of cases avoided per 100,000	Annual number of cases avoided	Annual number of cases avoided per 100,000	Annual number of deaths avoided	Annual number of deaths avoided per 100,000	Annual number of deaths avoided	Annual number of deaths avoided per 100,000	
<b>Reduction of 05.17 <math>\mu\text{g.m}^{-3}</math></b>  <b>(low reduction)</b>	0.21	0.14	1.10	5.62	1.05	0.50	2.91	1.39	R\$ 26,078.44
<b>Reduction of 26.29 <math>\mu\text{g.m}^{-3}</math></b>  <b>(high reduction)</b>	1.05	0.72	5.59	28.43	5.29	2.52	14.77	7.04	R\$ 132,003.71

## 247 **Discussion**

248 ***Reduction of ozone levels:*** As an indirect result of the containment measures adopted  
249 by governments worldwide, global space agencies (ESA 2020; NASA 2020) and  
250 researchers (Berman et al. 2020; Briz-Redón et al, 2021; Martelletti and Martelletti  
251 2020; Nakada and Urban 2020; Sharma et al. 2020; Sicardi et al. 2020; Tobías et al.  
252 2020; Zambrano-Montserrate and Ruano 2020) have been reporting data and  
253 disseminating information about the reductions of the main air pollutants in different  
254 regions of the world, mainly because of the extreme reduction in the main sources of air  
255 pollution (i.e., vehicle emissions, factory production). In this regard, the studies that  
256 evaluated the reduction of air pollution in view of the containment measures of COVID-  
257 19 were performed using data obtained from satellites (Dutheil et al. 2020; Martelletti  
258 and Martelletti 2020) or data from active samplers, such as automatic stations (Nakada  
259 and Urban 2020; Sharma et al. 2020; Sicardi et al. 2020; Tobías et al. 2020; Zambrano-  
260 Montserrate and Ruano 2020). However, to the best of our knowledge, our study  
261 deserves attention because it is the first to perform measurements during the pandemic  
262 with passive samplers. Thus, it was possible to obtain a characteristic and daily profile  
263 for a location and consider different sampling sites and their peculiarities rather than  
264 only a single sampling site for a large region.

265         In this sense, one month after the implementation of containment measures, the  
266 city of Rio Grande had a decrease of approximately 44% in the levels of O<sub>3</sub> in the air.  
267 However, these results are opposite those obtained by different studies that evaluated O<sub>3</sub>  
268 concentrations in cities during the pandemic. Most of these surveys found an increase in  
269 O<sub>3</sub> concentrations after the implementation of social distancing measures that,  
270 consecutively, caused a decrease in vehicular pollution (Nakada and Urban 2020;  
271 Sharma et al. 2020; Sicardi et al. 2020; Tobías et al. 2020; Zambrano-Montserrate and

272 Ruano 2020). This pollution, in turn, was considered the main generator (in cities) of  
273 NO<sub>x</sub> compounds that are also responsible for O<sub>3</sub> degradation. Due to this divergence  
274 between our results and what was found by other authors, it is important to highlight  
275 some conditions that could explain the differences and magnitude in our findings: (1)  
276 the profile of atmospheric pollutants and meteorological conditions in the studied  
277 region; (2) Rio Grande is a medium-sized city with low vehicular flow when compared  
278 to the locations of the other studies and with commonly low NO<sub>2</sub> levels; and (3) the O<sub>3</sub>  
279 concentrations in the air were assessed only one month after the start of the containment  
280 measures and by passive sampling from the absorption of O<sub>3</sub> for periods of 24 h.

281 First, although there are no extensive published data on the profile and dynamics  
282 of air pollution in the city of Rio Grande, there are studies in regions close to the study  
283 area that demonstrate the absence of a strong negative correlation between NO<sub>x</sub> and O<sub>3</sub>  
284 (Agudelo-Castaneda and Teixeira 2014). Furthermore, for the studied region (Rio  
285 Grande), a temporal evaluation (60 days) of the levels of O<sub>3</sub> and NO<sub>2</sub>, performed during  
286 the period of containment measures through data collected from satellites, showed a  
287 significant positive correlation between these gases. In addition, the peaks were  
288 coincident between the two pollutants during the analyzed period (Supplementary  
289 Material). Moreover, as previously mentioned, most studies reported a negative  
290 correlation between NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> levels, but Wang et al. (2019), studying the  
291 relationship of O<sub>3</sub> with other air pollutants in 338 cities in China, showed that this  
292 negative correlation occurred in 188 cities (mainly in northern China), while in 79  
293 cities, there was a positive correlation (mainly in southern China), and in 71 cities, there  
294 was no correlation between these two pollutants. Thus, these differences in the  
295 dynamics of the two pollutants appear to be related to differences in the sources of O<sub>3</sub>  
296 precursors.

297           Second, surveys that reported an increase in ozone concentration during  
298 containment measures were carried out in regions of large cities or metropolises, such as  
299 Wuhan (Sicardi et al. 2020), China; Barcelona (Tobías et al. 2020), Valencia (Sicardi et  
300 al. 2020), and other cities (Briz-Redón et al. 2021), Spain; Rome and Turin (Sicardi et  
301 al. 2020), Italy; Nice, France (Sicardi et al. 2020); multiple cities in India (Sharma et al.  
302 2020); São Paulo (Nakada and Urban 2020), Brazil; and Quito (Zambrano-Montserrate  
303 and Ruano 2020), Ecuador. These cities, mostly in the Northern Hemisphere, in  
304 addition to being monitored in a different season than the city of Rio Grande, are  
305 characterized by intense vehicular flow and/or strong industrialization, which are  
306 capable of increasing the level of gases such as NO<sub>2</sub>. However, Rio Grande has  
307 extremely low levels of NO<sub>2</sub> (Supplementary Material), and the dynamics of O<sub>3</sub>  
308 formation and degradation probably differ from regions where the supply of NO<sub>2</sub> is  
309 high.

310           Third, the increase in O<sub>3</sub> concentrations was reported, in most studies, from data  
311 obtained in the first days and weeks of the implementation of containment measures. In  
312 contrast, our sampling was performed through passive samplers and only one month  
313 after the beginning of these government measures. Thus, if there was an initial increase  
314 in O<sub>3</sub> levels in the region, there may have been a natural dissipation of atmospheric  
315 gases. It is worth mentioning that the city of Rio Grande is recognized for having strong  
316 winds capable of dissipating air pollutants (Gutierrez et al. 2020). Moreover, Zambrano-  
317 Monserrate et al. (2020), despite having indicated an increase in ozone levels in the  
318 general context, also noted a decrease in ozone levels in some of the assessed  
319 neighborhoods of Quito, Ecuador.

320           According to data from the Municipal Urban Mobility Secretariat, the average  
321 vehicle traffic during the 4 hours of most intense traffic in the city (before containment)

322 at each site was 7,737 at Buarque de Macedo Avenue, 4,531 at Barra, 2,333 at Cassino  
323 Beach and 2,040 at Tamandaré Park. With this information, it is possible to conclude  
324 that the greatest quantitative reductions in O<sub>3</sub> concentration (µg/m<sup>3</sup>) occurred in places  
325 that previously had greater vehicle movement. The O<sub>3</sub> monitoring data were in  
326 accordance with the official data presented by municipal management that stated that  
327 adherence to confinement at home in the municipality of Rio Grande was 53% during  
328 the study period (Rio Grande 2020).

329

330 ***Effects of O<sub>3</sub> reduction on health indicators:*** Air pollution is significantly associated  
331 with cardiorespiratory mortality and represents one of the most well-known causes of  
332 prolonged inflammation in the respiratory system (Zuurbier et al. 2011; Che et al. 2016;  
333 Kurai et al. 2018). Inhalation and dermal routes are the main means of exposure to O<sub>3</sub>,  
334 to which each of these routes is responsible for different health effects. A review by  
335 Araviiskaia et al. (2019) showed that different studies have linked dermal exposure to  
336 O<sub>3</sub> with decreased skin microbiota and medium- and long-term impacts on gene  
337 expression in this tissue (Araviiskaia et al. 2019). In addition, a review by Valavanidis  
338 et al. (2013) demonstrated that the main mechanism involved in the deleterious effects  
339 of O<sub>3</sub> via the respiratory route was the possible generation of reactive oxygen species,  
340 resulting in an inflammatory process, DNA damage and/or carcinogenesis. However,  
341 despite the importance of the possible adverse effects caused by dermal exposure to O<sub>3</sub>,  
342 the results of the present study demonstrated that the current exposure of the population  
343 of the city of Rio Grande to this pollutant has a low-risk contribution to human health.  
344 In addition, although it is important to highlight that there was no risk in the evaluated  
345 scenarios, it was possible to observe a significant decrease in the health risk values  
346 during the period of containment and social distancing.

347           The United States Environmental Protection Agency (EPA) added O<sub>3</sub> to the list  
348 of air pollutants capable of causing adverse effects on human health in 2015. Among the  
349 main health variables capable of influencing the effects of exposure to O<sub>3</sub> are  
350 seasonality (climatic issues) and an individual's life stage (US EPA 2020). The stage of  
351 life in which a certain exposure occurs is an important factor for short-term and long-  
352 term health consequences. Studies of children have shown that daily average exposure  
353 to O<sub>3</sub> of average 47 µg/m<sup>3</sup> is related to the development of inflammation in the  
354 bronchiolar, peribronchiolar and/or alveolar duct and the risk of hospitalization for  
355 respiratory disease (Calderón-Garcidueñas et al. 2006). Furthermore, respiratory  
356 problems in children may predispose them to chronic respiratory diseases in the future  
357 (Stocks and Sonnappa 2013).

358           Regarding health impacts caused by the decrease in O<sub>3</sub> levels, we calculated in  
359 the scenario with the highest reduction in pollutants a total of 6 hospitalizations and 14  
360 deaths avoided per year and a decrease of R\$ 132,003 in annual hospitalization  
361 expenses. The predicted scenario suggests that there will be a decrease, even if only a  
362 small portion, in the requirement for health services due to air pollution during the  
363 isolation period. Although this study was carried out in a city with a considerably low  
364 number of inhabitants, it is possible to draw a relation with larger cities and note that  
365 decreases in air pollution due to containment measures can greatly decrease the impacts  
366 on health and the economy. These results, despite relating passive monitoring data and  
367 the reduction of atmospheric pollution, are in line with other studies that predicted the  
368 decrease in atmospheric pollutants during quarantine using satellite measurements or  
369 automatic stations (Dutheil et al. 2020; Tobías et al. 2020). Moreover, studies analyzing  
370 the impact on health and the economy caused by the reduction in O<sub>3</sub> levels have found  
371 similar results for different scenarios. The study by Pascal et al. (2013), who studied 25

372 European cities, showed that a decrease of 5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  in  $\text{O}_3$  concentration prevented a total  
373 of 377 hospitalizations and caused a decrease of € 520 million in hospitalization  
374 expenses. Within the Brazilian scenario, a study by Abe and Miraglia (2016) in the city  
375 of São Paulo regarding  $\text{O}_3$  demonstrated that there could be an annual decrease of more  
376 than 34 hospitalizations and that more than 98 deaths could be avoided.

377         Despite very promising results regarding the reduction of atmospheric pollution  
378 that is occurring due to containment measures, this study has some limitations. The  
379 vehicular flow during isolation could not be measured because municipal services were  
380 reduced, and the researchers sought to remain exposed for the minimum possible time  
381 on the street. A vehicular flow analysis requires several hours outdoors, thus risking the  
382 researchers' health. In this context, the reduction in atmospheric pollution emphasized  
383 by the study demonstrates that the containment measures adopted by government  
384 decrees infer to a certain extent the reduction in atmospheric  $\text{O}_3$  levels, and the reduction  
385 also allows monitoring if the measures enforced are being followed by the population.

386

### 387 **Conclusion**

388 This study showed an important reduction in  $\text{O}_3$  levels, measured by passive samplers,  
389 one month after the beginning of government measures that sought to reduce population  
390 mobility in the city of Rio Grande, Brazil. The reduction varied between 26 and 64%  
391 considering the different investigation sites and sampling days. The impact of reducing  
392  $\text{O}_3$  levels, studied from risk assessment methodologies for human health and health  
393 impact assessments, showed a reduction in the risk of dermal and inhalation exposure to  
394  $\text{O}_3$  in a scenario for children, adults and the elderly, as well as a reduction in hospital  
395 admissions due to respiratory problems and mortality from heart disease and all causes.

396 A consequent reduced economic expense due to avoidable hospitalizations was also  
397 observed.

398 Control measures applied for containing the spread of SARS-CoV-2, such as the  
399 incentive to "Stay at home", have decreased the levels of contagion of the virus and  
400 improved environmental quality in several parts of the world. With regard to air  
401 pollution, this reduction coupled with a positive impact on health and health services  
402 can be a stimulus for restructuring daily habits to reduce air pollution levels. The  
403 strategy used in the present study must be replicated in other locations to better  
404 understand the health benefits resulting from the reduction of air pollution related to  
405 SARS-Cov-2 control measures.

406

#### 407 **Acknowledgments**

408 The authors thank the CAPES for providing doctoral (MS, LMV, CLFF, RAT, JOP and  
409 PFR) and Master (RLB) scholarships.

410

#### 411 **Funding**

412 This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de  
413 Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001

414

#### 415 **Conflict of Interest**

416 Authors declare that they have no conflict of interest.

417

#### 418 **References**

419 Abe KC, El Khouri Miraglia SG. 2016. Health impact assessment of air pollution in São



- 420 Paulo, Brazil. *Int J Environ Res Public Health.*, 13(7): 694.  
421 <https://doi.org/10.3390/ijerph13070694>
- 422 Adwibowo A. Trends of Southeast Asian Urban NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, and SO<sub>2</sub> Concentrations  
423 during COVID 19 Social Distancing and Forecast Period. Preprints 2020, 2020060162.  
424 <https://doi.org/10.20944/preprints202006.0162.v1>
- 425 Agudelo-Castaneda DM, Teixeira EC. 2014. Time-series analysis of surface ozone and  
426 nitrogen oxides concentrations in an urban area at Brazil. *Atmos Pollut Res.* 5(3): 411–  
427 420. <https://doi.org/10.5094/APR.2014.048>
- 428 Anderson H, Atkinson R, Peacock J, Marston L, Konstantinou K. 2004. Meta-analysis  
429 of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O<sub>3</sub>).  
430 *Report of a WHO Task group.* <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107557>. Accessed  
431 11 May 2020
- 432 Araviiskaia E, Berardesca E, Bieber T, Gontijo G, Sanchez Viera M, Marrot L, et al.  
433 2019. The impact of airborne pollution on skin. *J Eur Acad Dermatol Venereol.* 33(8):  
434 1496–1505. <https://doi.org/10.1111/jdv.15583>
- 435 Bao R, Zhang A. 2020. Does lockdown reduce air pollution? Evidence from 44 cities in  
436 northern China. *Sci Total Environ.* 139052.  
437 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139052>
- 438 Berman JD, Ebisu K. 2020. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19  
439 pandemic. *Sci Total Environ.* 139864. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>
- 440 [Briz-Redón Á, Belenguer-Sapiña C, Serrano-Aroca Á. 2021. Changes in air pollution](#)  
441 [during COVID-19 lockdown in Spain: a multi-city study. \*Journal of Environmental\*](#)

- 442 [sciences 101: 16-26. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.07.029](https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.07.029)
- 443 Briz-Redón Á, Serrano-Aroca Á. 2020a. The effect of climate on the spread of the  
444 COVID-19 pandemic: A review of findings, and statistical and modelling techniques.  
445 Progress in Physical Geography: Earth and Environment 44(5): 591-604.  
446 <https://doi.org/10.1177/0309133320946302>
- 447 Briz-Redón Á, Serrano-Aroca Á. 2020b. A spatio-temporal analysis for exploring the  
448 effect of temperature on COVID-19 early evolution in Spain. Science of the total  
449 environment 728: 138811. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138811>
- 450 Calderón-Garcidueñas L, Mora-Tiscareño A, Fordham LA, Chung CJ, Valencia-Salazar  
451 G, Flores-Gómez S, et al. 2006. Lung radiology and pulmonary function of children  
452 chronically exposed to air pollution. Environ Health Perspect. 114(9): 1432–7.  
453 <https://doi.org/10.1289/ehp.8377>
- 454 Conticini E, Frediani B, Caro D. 2020. Can atmospheric pollution be considered a co-  
455 factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy? Envir Poll.  
456 261:114465. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114465>
- 457 Da Silva Júnior FMR, Feijo Fernandes CL, Tavella RA, Hoscha LC, Martins Baisch P  
458 R. 2019. Genotoxic damage in coelomocytes of *Eisenia andrei* exposed to urban soils.  
459 Mutat Res Genet Toxicol Environ Mutagen. 842: 111–116.  
460 <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2019.02.007>
- 461 Dantas G, Siciliano B, França BB, da Silva CM, Arbilla G. 2020. The impact of  
462 COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. Sci  
463 Total Environ. 729: 139085. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>

- 464 De Paula Garcia FA, Mirlean N, Baisch PR. 2010. Marcadores metálicos como  
465 avaliação do impacto crônico de emissões petroquímicas em zona urbana. *Qui Nova*,  
466 33(3): 716–720. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422010000300040>
- 467 Denatran. 2019. Frota de veículos 2019.  
468 [https://infraestrutura.gov.br/component/content/article/115-portal-denatran/8559-frota-](https://infraestrutura.gov.br/component/content/article/115-portal-denatran/8559-frota-de-veiculos-2019.html)  
469 [de-veiculos-2019.html](https://infraestrutura.gov.br/component/content/article/115-portal-denatran/8559-frota-de-veiculos-2019.html). Accessed 11 May 2020
- 470 Dutheil F, Baker JS, Navel V. 2020. COVID-19 as a factor influencing air pollution?  
471 *Envir Poll.* 263: 114466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114466>
- 472 ESA. 2020. Coronavirus lockdown leading to drop in pollution across Europe.  
473 [https://www.esa.int/Applications/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe)  
474 [5P/Coronavirus\\_lockdown\\_leading\\_to\\_drop\\_in\\_pollution\\_across\\_Europe](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe). Accessed 11  
475 May 2020
- 476 Freitas ED, Ibarra-Espinosa SA, Gavidia-Calderón ME, Rehbein A, Abou Rafee SA,  
477 Martins JA, Trindade RI. 2020. Mobility Restrictions and Air Quality under COVID-19  
478 Pandemic in São Paulo, Brazil. *Preprints 2020*, 2020040515.  
479 <https://doi.org/10.20944/preprints202004.0515.v1>.
- 480 Gutierrez FB, Martins SE, Honscha LC, Brum R de L, Vargas VMF, Mirlean N, et al.  
481 2020. Is There Something in the Air? Sources, Concentrations and Ionic Composition of  
482 Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>) in an Industrial Coastal City in Southern Brazil. *Water Air*  
483 *Soil Pollut*, 231(225). <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11270-020-04611-0>
- 484 He G, Pan Y, Tanaka T. 2020. The short-term impacts of COVID-19 lockdown on  
485 urban air pollution in China. *Nat Sustain*, 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0581->

486 [y](#)

487 Honscha LC, de Moura RR, Baisch PRM, Da Silva Júnior FMR. 2019. Increasingly  
488 Distant from Eden—a Look at the Soils of Protected Areas Using Ecotoxicological  
489 Tests and Chemical Analysis. *Water Air Soil Pollut*, 230(162): 162.  
490 <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4216-8>

491 IBGE. (2013). Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data  
492 de referência em 1º de julho de 2013. *PhD Proposal*.  
493 <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

494 Kilburg-Basnyat B, Reece SW, Crouch MJ, Luo B, Boone AD, Yaeger M, et al. 2018.  
495 Specialized pro-resolving lipid mediators regulate ozone-induced pulmonary and  
496 systemic inflammation. *Toxicol Sci*, 163(2): 466–477.  
497 <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfy040>

498 Mahato S, Pal S, Ghosh KG. 2020. Effect of lockdown amid COVID-19 pandemic on  
499 air quality of the megacity Delhi, India. *Sci Total Environ*, 730: 139086.  
500 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139086>

501 Martelletti L, Martelletti P. 2020. Air Pollution and the Novel Covid-19 Disease: a  
502 Putative Disease Risk Factor. *SN Compr Clin Med*, 1–5.  
503 <https://doi.org/10.1007/s42399-020-00274-4>

504 Ministério da Saúde. 2020. Coronavírus / Brasil. <https://covid.saude.gov.br/>. Accessed  
505 24 April 2020

506 Morakinyo OM, Adebawale AS, Mokgobu MI, Mukhola MS. 2017. Health risk of  
507 inhalation exposure to sub-10 µm particulate matter and gaseous pollutants in an urban-

- 508 industrial area in South Africa: An ecological study. *BMJ Open*, 7(3): e013941.  
509 <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2016-013941>
- 510 Nakada LYK, Urban RC. 2020. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during  
511 the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. *Sci Total Environ*, 730(15): 139087.  
512 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>
- 513 NASA. 2020. Airborne Nitrogen Dioxide Plummets Over China.  
514 [https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-](https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china)  
515 [over-china](https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china). Accessed 11 May 2020
- 516 Pascal M, Corso M, Chanel O, Declercq C, Badaloni C, Cesaroni G, et al. 2013.  
517 Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results  
518 of the Aphekom project. *Sci Total Environ*, 449: 390–400.  
519 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.077>
- 520 R G M, Mirlean N, Casartelli MR, R.B.P. 2010. Influência das fábricas de fertilizantes  
521 na composição das águas da chuva e subterrânea (Rio Grande, RS). *Braz J Aquatic Sci*  
522 *Techol*, 4(1): 29–35. <https://doi.org/10.14210/bjast.v4n1.p29-35>
- 523 Rio Grande. 2020. Estudo revela que Rio Grande foi a cidade que mais respeitou o  
524 isolamento social. [http://www.riogrande.rs.gov.br/estudo-revela-que-rio-grande-foi-a-](http://www.riogrande.rs.gov.br/estudo-revela-que-rio-grande-foi-a-cidade-que-mais-respeitou-o-isolamento-social)  
525 [cidade-que-mais-respeitou-o-isolamento-social](http://www.riogrande.rs.gov.br/estudo-revela-que-rio-grande-foi-a-cidade-que-mais-respeitou-o-isolamento-social). Accessed 11 May 2020
- 526 Sharma S, Zhang M, Anshika Gao J, Zhang H, Kota SH. 2020. Effect of restricted  
527 emissions during COVID-19 on air quality in India. *Sci Total Environ*, 728: 138878.  
528 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138878>
- 529 Sicard P, De Marco A, Agathokleous E, Feng Z, Xu X, Paoletti E, et al. 2020.

- 530 Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. *Sci Total Environ*,  
531 735: 139542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>
- 532 Sicard P, Khaniabadi YO, Perez S, Gualtieri M, De Marco A. 2019. Effect of O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>  
533 and PM<sub>2.5</sub> on cardiovascular and respiratory diseases in cities of France, Iran and Italy.  
534 *Environ Sci Pollut Res*. 26(31):32645-32665. [https://doi.org/10.1007/s11356-019-](https://doi.org/10.1007/s11356-019-06445-8)  
535 [06445-8](https://doi.org/10.1007/s11356-019-06445-8)
- 536 Stocks J, Sonnappa S. 2013. Early life influences on the development of chronic  
537 obstructive pulmonary disease. *Ther Adv Respir Dis*. 7(3): 161–173.  
538 <https://doi.org/10.1177/1753465813479428>
- 539 Tavella RA, Júnior FMRDS. 2020. COVID-19 and air pollution: what do we know so  
540 far? *Vitalle- J Health Sci.*, 32(1), 22–31.
- 541 The Weather Channel. 2020. weather data. [https://weather.com/pt-](https://weather.com/pt-BR/clima/hoje/1/2abed6966d03d537defe664c29a8c35e33a01bbd8307facf6c92cfd7a9e48ba5)  
542 [BR/clima/hoje/1/2abed6966d03d537defe664c29a8c35e33a01bbd8307facf6c92cfd7a9e4](https://weather.com/pt-BR/clima/hoje/1/2abed6966d03d537defe664c29a8c35e33a01bbd8307facf6c92cfd7a9e48ba5)  
543 [8ba5](https://weather.com/pt-BR/clima/hoje/1/2abed6966d03d537defe664c29a8c35e33a01bbd8307facf6c92cfd7a9e48ba5). Accessed 27 April 2020
- 544 Tobías A, Carnerero C, Reche C, Massagué J, Via M, Minguillón MC, et al. 2020.  
545 Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into the  
546 SARS-CoV-2 epidemic. *Sci Total Environ*, 726: 138540.  
547 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>
- 548 US EPA. 2009. Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health  
549 Evaluation Manual (Part F, Supplemental Guidance for Inhalation Risk Assessment).  
550 Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Environmental Protection  
551 Agency. <https://doi.org/EPA-540-R-070-002>.

- 552 US EPA. 2020. Ozone (O<sub>3</sub>) Air Quality Standards. Reviewing National Ambient Air  
553 Quality Standards (NAAQS). [https://www.epa.gov/naaqs/ozone-o3-air-quality-](https://www.epa.gov/naaqs/ozone-o3-air-quality-standards)  
554 [standards](https://www.epa.gov/naaqs/ozone-o3-air-quality-standards). Accessed 11 May 2020
- 555 USEPA. 2001. Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS) Volume III - Part A:  
556 Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment, Appendix B. Office of  
557 Emergency and Remedial Response U.S. Environmental Protection Agency.
- 558 Valavanidis A, Vlachogianni T, Fiotakis K, Loridas S. 2013. Pulmonary oxidative  
559 stress, inflammation and cancer: Respirable particulate matter, fibrous dusts and ozone  
560 as major causes of lung carcinogenesis through reactive oxygen species mechanisms. *Int*  
561 *J Environ Res Public Health*, 10(9): 3886-3907 <https://doi.org/10.3390/ijerph10093886>
- 562 Vanz A, Mirlean N, Baisch P. 2003. Avaliação de poluição do ar por chumbo  
563 particulado: Uma abordagem geoquímica. *Quim Nova*, 26(1): 25–29.  
564 <https://doi.org/10.1590/s0100-40422003000100006>
- 565 Wang Z, Lv J, Tan Y, Guo M, Gu Y, Xu S, Zhou Y. 2019. Temporospatial variations  
566 and Spearman correlation analysis of ozone concentrations to nitrogen dioxide, sulfur  
567 dioxide, particulate matters and carbon monoxide in ambient air, China. *Atmos Pollut*  
568 *Res*, 10(4): 1203-1210. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2019.02.003>
- 569 Wang P, Chen K, Zhu S, Wang P, Zhang H. 2020. Severe air pollution events not  
570 avoided by reduced anthropogenic activities during COVID-19 outbreak. *Resour*  
571 *Conserv Recycl*, 158: 104814. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104814>
- 572 World Health Organization. 2013. Review of evidence on health aspects of air pollution  
573 – REVIHAAP Project: Technical Report. *World Health Organization*.

574 <https://doi.org/10.1007/BF00379640>

575 Zambrano-Monserrate MA, Ruano MA. 2020. Has air quality improved in Ecuador  
576 during the COVID-19 pandemic? A parametric analysis. *Air Qual Atmos Health*, 6: 1-  
577 10. <https://doi.org/10.1007/s11869-020-00866-y>

578 Zhang JJ, Wei Y, Fang Z. 2019. Ozone pollution: A major health hazard worldwide.  
579 *Front Immunol*, 31(10): 2518. <https://doi.org/10.3389/fimmu.2019.02518>

580 Zuurbier M, Hoek G, Oldenwening M, Meliefste K, Krop E, van den Hazel P,  
581 Brunekreef B. 2011. In-traffic air pollution exposure and CC16, blood coagulation, and  
582 inflammation markers in healthy adults. *Environ Health Perspect*, 119(10), 1384-1389.  
583 <https://doi.org/10.1289/ehp.1003151>



### **5.3. Watch out for trends: Did ozone increased or decreased during the COVID-19 pandemic?**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 18/10/2021, na revista Environmental Science and Pollution Research: 5.190 Impact Factor.

DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w>

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.springer.com/journal/11356/submission-guidelines>



28

29 **ABSTRACT**

30 Restriction measures against COVID-19 caused the environmental panorama of cities to  
31 change, especially in relation to air pollution. This scenario of severe reduction in the  
32 emission of air pollutants led to a flurry of studies about their behavior during the  
33 pandemic. The vast majority of studies pointed to a decrease in all pollutants, with the  
34 exception of ozone. However, was this highlighted ozone trend really the global trend?  
35 This discussion seeks to answer this question while addressing two major considerations  
36 that led to this trend: (1) the process of ozone formation and behavior; and (2) the main  
37 reasons that led to the findings of this trend (region of the studies, meteorological  
38 conditions and the time scale adopted for data collection). From our observations we  
39 emphasize that a trend is not unanimity! The global trend turned out to be the opposite of  
40 what the initial studies showed, all this because the observed trend was a regional trend,  
41 affected by the reasons discussed. Thus, we raise awareness and concern with the way in  
42 which the initial “fever” of the behavior of air pollutants occurred and also toward the act  
43 of sampling highly populated areas, as this attitude could have cause biased estimations  
44 and disinformation.

45

46 **Keywords:** SARS-Cov-2; air pollution; global trend;

47

## 48 INTRODUCTION

49 To slow the dissemination of coronavirus disease 2019 (COVID-19), numerous  
50 countries worldwide have adopted restriction measures that severely limited personal  
51 mobility, leading to reductions in overall economic activity (Chinazzi et al., 2020). These  
52 restrictions on every day human activity were designed to alleviate the strain on the health  
53 care system from COVID-19 and, although these restrictions were primarily meant to  
54 flatten the COVID-19 infection curve, they created a unique test bed to assess the effect  
55 of anthropogenic activities on air pollution (Diffenbaugh et al., 2020). Space agencies  
56 such as European Space Agency (ESA) and National Aeronautics and Space  
57 Administration (NASA) were the first to report significant reduction in air pollutants  
58 during China and Italy lockdown measures (ESA, 2020; NASA, 2020).

59 The virus spread in an extremely agile manner. Leading, in a few months, more  
60 than 90% of the countries in the world to some type of restriction measures (Figure 1)  
61 (Oxford COVID-19 government response tracker - Hale et al., 2020). As these measures  
62 were adopted, some obvious and immediate environmental effects were reflected in world  
63 reports, mainly with regard to improving air quality/reducing air pollution, causing an  
64 almost linear and direct relationship between the start of lockdown measures in a region  
65 and the initiation of study submissions and researcher collaboration on the effects of  
66 COVID-19 on air pollution in the same given region (Fry et al., 2020; Tavella and Da  
67 Silva Júnior, 2020; Zhang et al., 2020).

68 In summary, most studies that investigated the impact of restriction measures on  
69 air pollution presented a characteristic behavior, where the most widely reported pattern  
70 was a reduction in NO<sub>2</sub> levels and a consequent increase in ozone levels ( $\downarrow$  NO<sub>2</sub>,  $\uparrow$  O<sub>3</sub>)  
71 (i.e, Bao and Zhang, 2020; Berman and Ebisu, 2020, Dantas et al., 2020; Nakada and  
72 Urban, 2020; Tobías et al., 2020), which were almost always associated with the reduction  
73 of other pollutants such as PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, CO and SO<sub>2</sub>. Following this trend, and what was  
74 highlighted by the majority of studies, we can observe that only ozone, among the criteria  
75 air pollutants, increased. However, was this highlighted trend for ozone really the global  
76 trend?

77 This is an important and intriguing question, because the tendency toward  
78 sampling highly populated areas during the COVID-19 restriction measures could have  
79 led to biased estimations when extrapolating from regional to global scales because of  
80 local effects. Thereby, in order to answer this question clearly, it is important to elucidate

81 two considerations, the first is the formation process and behavior regime of this pollutant,  
82 and the second are the main reasons that led to the findings of this trend.

83

#### 84 **FORMATION AND BEHAVIOR OF OZONE**

85 First of all, ozone is one of the most complex chemical species in the atmosphere.  
86 It is formed during daytime by nonlinear chemical processes at a rate that is determined  
87 by the atmospheric concentrations of volatile organic compounds (VOCs) and nitrogen  
88 oxides (NO<sub>x</sub>), as observed in Figure 2. At low NO<sub>x</sub> levels, in remote or weakly polluted  
89 areas, ozone production is controlled (or limited) by the concentration of NO<sub>x</sub>. In this  
90 case, NO<sub>x</sub> regulates the rate of the RO<sub>2</sub> + NO reaction, which controls radical  
91 propagation. Ozone reacts primarily through reactions involving hydrogenated species  
92 that lead to the formation of hydrogen peroxide, which is eventually scavenged by wet  
93 and dry deposition. However, in environments with very high levels of NO<sub>x</sub>, that is, in  
94 heavily polluted areas including industrial and urban complexes, nitrogen oxides act as a  
95 sink for the OH radical, which is capable of slowing down the oxidation of VOCs and  
96 hence the formation of peroxy radicals. Following this behavior, the ozone production  
97 ends up being considerably reduced. Rather, ozone is sequestered by NO to form NO<sub>2</sub>,  
98 which after further reactions is converted to nitric acid and removed from the atmosphere  
99 by the same behavior as the aforementioned hydrogen peroxide. This situation is referred  
100 to as VOC-controlled (or limited) conditions (Silmann, 1999; Gaubert et al., 2021).

101 In this context, the reduction in VOCs and NO<sub>x</sub> during the pandemic is expected  
102 to have led to a reduction of ozone in NO<sub>x</sub>-limited regions (regions with low levels of  
103 NO<sub>x</sub>), but to have caused an increase in the ozone concentration in the most polluted  
104 areas, especially during winter when the levels of NO<sub>x</sub> are the highest. This guides our  
105 argument to the second important considerations in this discussion: the region of the  
106 studies regarding air pollution/COVID-19; the meteorological conditions; and the time  
107 scale adopted for data collection. It is important to emphasize that these conditions are  
108 intrinsically linked to the studies that observed a decrease in ozone levels.

109

#### 110 **MAIN REASONS THAT LED TO THIS TREND**

111 It is a fact that the vast majority of studies investigating changes in air quality to  
112 the detriment of actions against COVID-19 occurred in highly populated areas, ranging  
113 from large cities to metropolitan regions. This action, even if unconsciously, based on the

114 principle that populous regions would generate more pronounced results and of greater  
115 interest to the global community, caused the pattern of findings to show a tendency of  
116 increase in the concentration of ozone, following the predicted in section 2. In addition to  
117 the level of air pollutants emissions in populated areas, meteorology significantly  
118 influences the air quality in a given region, because it directly affects the physical and  
119 chemical processes caused in its atmosphere (Sathe et al., 2021). Furthermore, ozone is  
120 strongly influenced by variables such as light intensity, humidity and temperature  
121 (Silmann, 1999). Moreover, air pollution concentrations at a given location vary on time  
122 scales from seconds to years; some variability is random or quasi-random, other  
123 variability is systematic (i.e., non-random). Temporal variability is caused by changes in  
124 emissions and meteorology and their associated impacts on rates of transport, production,  
125 removal, and dilution (Bekbulat et al., 2021). Hence, any changes in air quality require  
126 analysis at different scales vis-à-vis changes in emissions, meteorology, atmospheric  
127 chemistry and temporal variability.

128 To our knowledge, few (9) were the studies that observed and highlighted the  
129 decrease in ozone concentration during restriction measures. However, surprisingly, after  
130 careful analysis, it is possible to note that the authors attributed their findings to three  
131 main reasons: (1) the location where the study was carried out (Dentener et al. 2020;  
132 Tavella et al., 2021); (2) the observed meteorological conditions (Adams 2020; Korhale  
133 et al., 2020); and (3) the period of time used to obtain the data (Bekbulat et al. 2021;  
134 Miyazaki et al. 2021; Sathe et al. 2021; Steinbrecht et al. 2021; Querol et al. 2021;).  
135 Interestingly, the same reasons that lead to the variability of this compound in the air  
136 matrix were those observed when the study pattern was changed (i.e, smaller cities and/or  
137 longer data collection and analysis period). In addition to these, numerous studies did not  
138 observe an increase or decrease in ozone (i.e, Chen et al., 2020; Keller et al., 2020; Menut  
139 et al., 2020 [...]), however, as a criterion to maintain the direction of our discussion, we  
140 will focus on what was pointed out by the studies that verified a decrease.

141 First, the region of the study directly affecting the behavior of ozone levels after  
142 the implementation of the restriction measures is expected, directly following the  
143 relationship presented in section 2. It is interesting to note that even in a medium-sized  
144 city, with approximately 200 thousand inhabitants, the behavior presented by ozone is  
145 characteristic of a NO<sub>x</sub>-controlled regime (Tavella et al., 2021). Giving dimension to the  
146 amount of emission of air pollutants necessary to establish the VOC-controlled regime.

147           Second, the spread of the virus and the beginning of the implementation of the  
148 restriction measures took place in the first months of the year 2020 and in countries of the  
149 northern hemisphere. This situation meant that the studies performed in these countries  
150 during this period were in winter, a season recognized for presenting the highest levels of  
151 NO<sub>x</sub> (Gaubert et al., 2021), which could put even more pressure on some regions to a  
152 VOC-controlled regimen. Including, it may even lead to an impaired pollutant baseline if  
153 evaluated only against a few months earlier, demonstrating here the importance of  
154 approaching historical data (from a set of multiple earlier years) to avoid this. In addition,  
155 the appropriate recommendation in the case of air quality studies/COVID-19 would be to  
156 carry out a statistical treatment aimed at canceling the meteorological effect, thus  
157 exposing the reality of the situation of air pollutants in view of the adoption of restriction  
158 measures only. In this regard, we emphasize the study by Ordóñez et al. (2020) which, in  
159 addition to noting both positive and negative changes in ozone levels across Europe,  
160 highlighted, after statistical treatment, that a considerable fraction of the changes in ozone  
161 levels could be explained by meteorological effects and not directly by restriction  
162 measures that had been adopted.

163           Third, we highlight the importance of the time scale adopted in data collection as  
164 a key factor in influencing the results. It is a fact that the restriction measures in a location  
165 governed by the VOC-controlled regime (ie, large city, metropolitan region - highly  
166 polluted) initially leads to an increase in the ozone concentration. However, this increase  
167 is only expected for, at most, the first few weeks. There is a consecutive decrease of this  
168 pollutant from the moment the evaluated ecosystem changes to the NO<sub>x</sub>-controlled  
169 regime. Therefore, if restriction measures are maintained for longer periods (more than a  
170 few weeks) it is natural, and expected, to observe a decrease in ozone levels in a given  
171 region when compared to the historical baseline.

172           Studies on this topic with data collection with time scale of long periods  
173 eventually or found a decrease in ozone levels in the regions studied (Bekbulat et al. 2021;  
174 Miyazaki et al. 2021; Sathe et al. 2021; Steinbrecht et al. 2021; Querol et al. 2021; al.  
175 2021), or found no significant change in the levels of this pollutant. In this context, the  
176 study developed by the German weather service Deutscher Wetterdienst, with CIRES and  
177 NOAA co-authors, which included data collected from the northern hemisphere  
178 throughout the year 2020, pointed out that the ozone concentration in the free tropospheric  
179 (1 to 8 kilometers altitude) decreased by approximately 7% from April to August when

180 compared to its climatological average, this being the lowest value since the 2000s  
181 (Steinbrecht et al. 2021). Furthermore, Miyazaki et al. (2021), which collected and  
182 analyzed worldwide data throughout 2020, found that the global total tropospheric ozone  
183 burden declined by approximately 2% in May and June 2020. These two studies, of global  
184 character and strength, show us with clarity and certainty that ozone levels have decreased  
185 worldwide at the expense of COVID-19's lockdown measures.

186       Ultimately, some studies have shown caution and concern that if we are to take  
187 the COVID-19 lockdown measures as an analogue of how air quality will respond to  
188 future reductions in emissions. These observations revealed that any air quality reduction  
189 strategies and policies should take into account the potential increase in ozone levels (Lee  
190 et al. 2020; Sicardi et al. 2020; Grange et al. 2021). However, as discussed, we point out  
191 that these increases can be site-specific and/or on a limited time scale. So, although the  
192 dynamics of pollutants is a relevant aspect to be considered in future general policies,  
193 especially due to its health impacts, we must emphasize that, in ozone case, successive  
194 decreases are expected after the ecosystem shifts to the NO<sub>x</sub>-controlled regime.

195       It is important to note that the wide range in reported air quality changes associated  
196 with COVID-19 responses around the world is not surprising. It provides an excellent  
197 example of the well-recognized complexity of the relationship between human activity,  
198 emissions, and ambient concentrations.

199

## 200       **CONCLUSION**

201       In conclusion, trend does not mean unanimity! It is with this statement that we  
202 respond to the initial questioning of this discussion. For, although the trend presented by  
203 the vast majority of studies has been an increase in ozone levels, this trend was only  
204 regional, limited to the areas studied, being the global trend the opposite.

205       We raise awareness and concern with the way in which the initial “fever” of the  
206 behavior of air pollutants occurred. A fever that spread almost as fast as COVID-19 itself  
207 and that led many researchers to warn about the increase in ozone, but as time passed, it  
208 turned out that this was not the case. Furthermore, it is important to emphasize the  
209 behavior adopted by the tendency toward sampling highly populated areas, as this attitude  
210 could have cause biased estimations and disinformation.

211

## 212       **REFERENCE**



213 Adams, M. D. (2020). Air pollution in Ontario, Canada during the COVID-19  
214 State of Emergency. *Science of the Total Environment*, 742, 140516.  
215 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140516>

216 Bao, R., & Zhang, A. (2020). Does lockdown reduce air pollution? Evidence from  
217 44 cities in northern China. *Science of the Total Environment*, 731, 139052.  
218 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139052>

219 Berman, J. D., & Ebisu, K. (2020). Changes in US air pollution during the  
220 COVID-19 pandemic. *Science of the Total Environment*, 739, 139864.  
221 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>

222 Bekbulat, B., Apte, J. S., Millet, D. B., Robinson, A. L., Wells, K. C., Presto, A.  
223 A., & Marshall, J. D. (2021). Changes in criteria air pollution levels in the US before,  
224 during, and after Covid-19 stay-at-home orders: Evidence from regulatory monitors.  
225 *Science of the Total Environment*, 769, 144693.  
226 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144693>

227 Chen, L. W. A., Chien, L. C., Li, Y., & Lin, G. (2020). Nonuniform impacts of  
228 COVID-19 lockdown on air quality over the United States. *Science of the Total*  
229 *Environment*, 745, 141105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141105>

230 Chinazzi, M., Davis, J. T., Ajelli, M., Gioannini, C., Litvinova, M., Merler, S., ...  
231 & Vespignani, A. (2020). The effect of travel restrictions on the spread of the 2019 novel  
232 coronavirus (COVID-19) outbreak. *Science*, 368(6489), 395-400.  
233 <https://doi.org/10.1126/science.aba9757>

234 Dantas, G., Siciliano, B., França, B. B., da Silva, C. M., & Arbilla, G. (2020). The  
235 impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro,  
236 Brazil. *Science of the total environment*, 729, 139085.  
237 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>

238 Dentener, F., Emberson, L., Galmarini, S., Cappelli, G., Irimescu, A., Mihailescu,  
239 D., ... & van den Berg, M. (2020). Lower air pollution during COVID-19 lock-down:  
240 improving models and methods estimating ozone impacts on crops. *Philosophical*  
241 *Transactions of the Royal Society A*, 378(2183), 20200188.  
242 <https://doi.org/10.1098/rsta.2020.0188>

243 Diffenbaugh, N. S., Field, C. B., Appel, E. A., Azevedo, I. L., Baldocchi, D. D.,  
244 Burke, M., ... & Wong-Parodi, G. (2020). The COVID-19 lockdowns: a window into the

- 245 Earth System. Nature Reviews Earth & Environment, 1(9), 470-481.  
246 <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0079-1>
- 247 ESA. (2020). Coronavirus lockdown leading to drop in pollution across Europe.  
248 Accessed 2020 August 05.  
249 [https://www.esa.int/Applications/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Sentinel-](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe)  
250 [5P/Coronavirus lockdown leading to drop in pollution across Europe](https://www.esa.int/Applications/Observing_the_Earth/Copernicus/Sentinel-5P/Coronavirus_lockdown_leading_to_drop_in_pollution_across_Europe)
- 251 Fry, C. V., Cai, X., Zhang, Y., & Wagner, C. S. (2020). Consolidation in a crisis:  
252 Patterns of international collaboration in early COVID-19 research. PLoS One, 15(7),  
253 e0236307. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0236307>
- 254 Gaubert, B., Bouarar, I., Doumbia, T., Liu, Y., Stavrakou, T., Deroubaix, A., ... &  
255 Brasseur, G. P. (2021). Global changes in secondary atmospheric pollutants during the  
256 2020 COVID-19 pandemic. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 126(8),  
257 e2020JD034213. <https://doi.org/10.1029/2020JD034213>
- 258 Grange, S. K., Lee, J. D., Drysdale, W. S., Lewis, A. C., Hueglin, C.,  
259 Emmenegger, L., & Carslaw, D. C. (2021). COVID-19 lockdowns highlight a risk of  
260 increasing ozone pollution in European urban areas. Atmospheric Chemistry and Physics,  
261 21(5), 4169-4185. <https://doi.org/10.5194/acp-21-4169-2021>
- 262 Hale, T., Webster, S., Petherick, A., Phillips, T., & Kira, B. (2020). Oxford  
263 COVID-19 government response tracker (OxCGRT). <https://covidtracker.bsg.ox.ac.uk>
- 264 Keller, C. A., Evans, M. J., Knowland, K. E., Hasenkopf, C. A., Modekurty, S.,  
265 Lucchesi, R. A., ... & Pawson, S. (2021). Global impact of COVID-19 restrictions on the  
266 surface concentrations of nitrogen dioxide and ozone. Atmospheric Chemistry and  
267 Physics, 21(5), 3555-3592. <https://doi.org/10.5194/acp-21-3555-2021>
- 268 Korhale, N., Anand, V., & Beig, G. (2021). Disparity in ozone trends under  
269 COVID-19 lockdown in a closely located coastal and hilly metropolis of India. Air  
270 Quality, Atmosphere & Health, 14(4), 533-542. [https://doi.org/10.1007/s11869-020-](https://doi.org/10.1007/s11869-020-00958-9)  
271 [00958-9](https://doi.org/10.1007/s11869-020-00958-9)
- 272 Lee, J. D., Drysdale, W. S., Finch, D. P., Wilde, S. E., & Palmer, P. I. (2020). UK  
273 surface NO<sub>2</sub> levels dropped by 42% during the COVID-19 lockdown: impact on surface  
274 O<sub>3</sub>. Atmospheric Chemistry and Physics, 20(24), 15743-15759.  
275 <https://doi.org/10.5194/acp-20-15743-2020>
- 276 Menut, L., Bessagnet, B., Siour, G., Mailler, S., Pennel, R., & Cholakian, A.  
277 (2020). Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western

- 278 Europe. *Science of the Total Environment*, 741, 140426.  
279 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140426>
- 280 Miyazaki, K., Bowman, K., Sekiya, T., Takigawa, M., Neu, J. L., Sudo, K., ... &  
281 Eskes, H. (2021). Global tropospheric ozone responses to reduced NO<sub>x</sub> emissions linked  
282 to the COVID-19 worldwide lockdowns. *Science Advances*, 7(24), eabf7460.  
283 <https://doi.org/10.1126/sciadv.abf7460>
- 284 Nakada, L. Y. K., & Urban, R. C. (2020). COVID-19 pandemic: Impacts on the  
285 air quality during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. *Science of the Total*  
286 *Environment*, 730, 139087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>
- 287 NASA. (2020). Airborne nitrogen dioxide plummets over China. Accessed 2021  
288 August 06. [https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-](https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china)  
289 [plummets-over-china](https://earthobservatory.nasa.gov/images/146362/airborne-nitrogen-dioxide-plummets-over-china)
- 290 Querol, X., Massagué, J., Alastuey, A., Moreno, T., Gangoiti, G., Mantilla, E., ...  
291 & Cornide, M. J. (2021). Lessons from the COVID-19 air pollution decrease in Spain:  
292 Now what?. *Science of The Total Environment*, 779, 146380.  
293 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146380>
- 294 Ordóñez, C., Garrido-Perez, J. M., & García-Herrera, R. (2020). Early spring  
295 near-surface ozone in Europe during the COVID-19 shutdown: Meteorological effects  
296 outweigh emission changes. *Science of the total environment*, 747, 141322.  
297 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141322>
- 298 Sathe, Y., Gupta, P., Bawase, M., Lamsal, L., Patadia, F., & Thipse, S. (2021).  
299 Surface and satellite observations of air pollution in India during COVID-19 lockdown:  
300 Implication to air quality. *Sustainable cities and society*, 66, 102688.  
301 <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102688>
- 302 Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., ... &  
303 Calatayud, V. (2020). Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19  
304 lockdown. *Science of the Total Environment*, 735, 139542.  
305 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>
- 306 Sillman, S. (1999). The relation between ozone, NO<sub>x</sub> and hydrocarbons in urban  
307 and polluted rural environments. *Atmospheric Environment*, 33(12), 1821-1845.  
308 [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00345-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00345-8)
- 309 Steinbrecht, W., Kubistin, D., Plass-Dülmer, C., Davies, J., Tarasick, D. W.,  
310 Gathen, P. V. D., ... & Cooper, O. R. (2021). COVID-19 crisis reduces free tropospheric

311 ozone across the Northern Hemisphere. *Geophysical Research Letters*, 48(5),  
312 e2020GL091987. <https://doi.org/10.1029/2020GL091987>

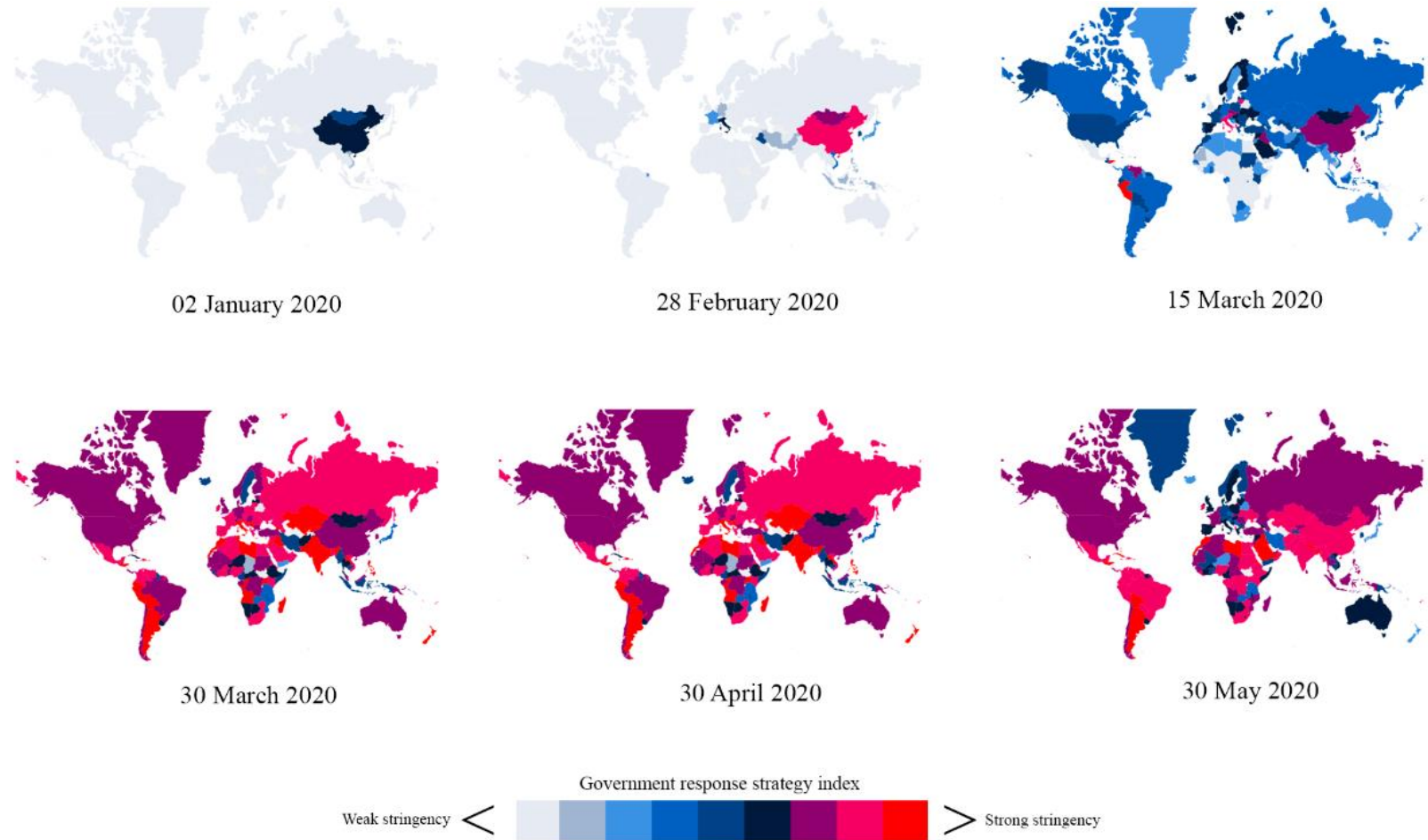
313 Tavella, R. A., & Da Silva Júnior, F. M. R. (2020). COVID-19 and air pollution:  
314 what do we know so far?. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 32(1), 22-31.  
315 <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>

316 Tavella, R. A., Fernandes, C. L. F., Penteadó, J. O., De Lima Brum, R., Florencio  
317 Ramires, P., Coutelle Honscha, L., ... & Da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Unexpected  
318 reduction in ozone levels in a mid-size city during COVID-19 lockdown. *International*  
319 *Journal of Environmental Health Research*, 1-14.  
320 <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526>

321 Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., Via, M., Minguillón, M. C., ...  
322 & Querol, X. (2020). Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain)  
323 one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of the total environment*, 726,  
324 138540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>

325 Zhang, Y., Cai, X., Fry, C. V., Wu, M., & Wagner, C. S. (2021). Topic evolution,  
326 disruption and resilience in early COVID-19 research. *Scientometrics*, 126(5), 4225-  
327 4253. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0079-1>

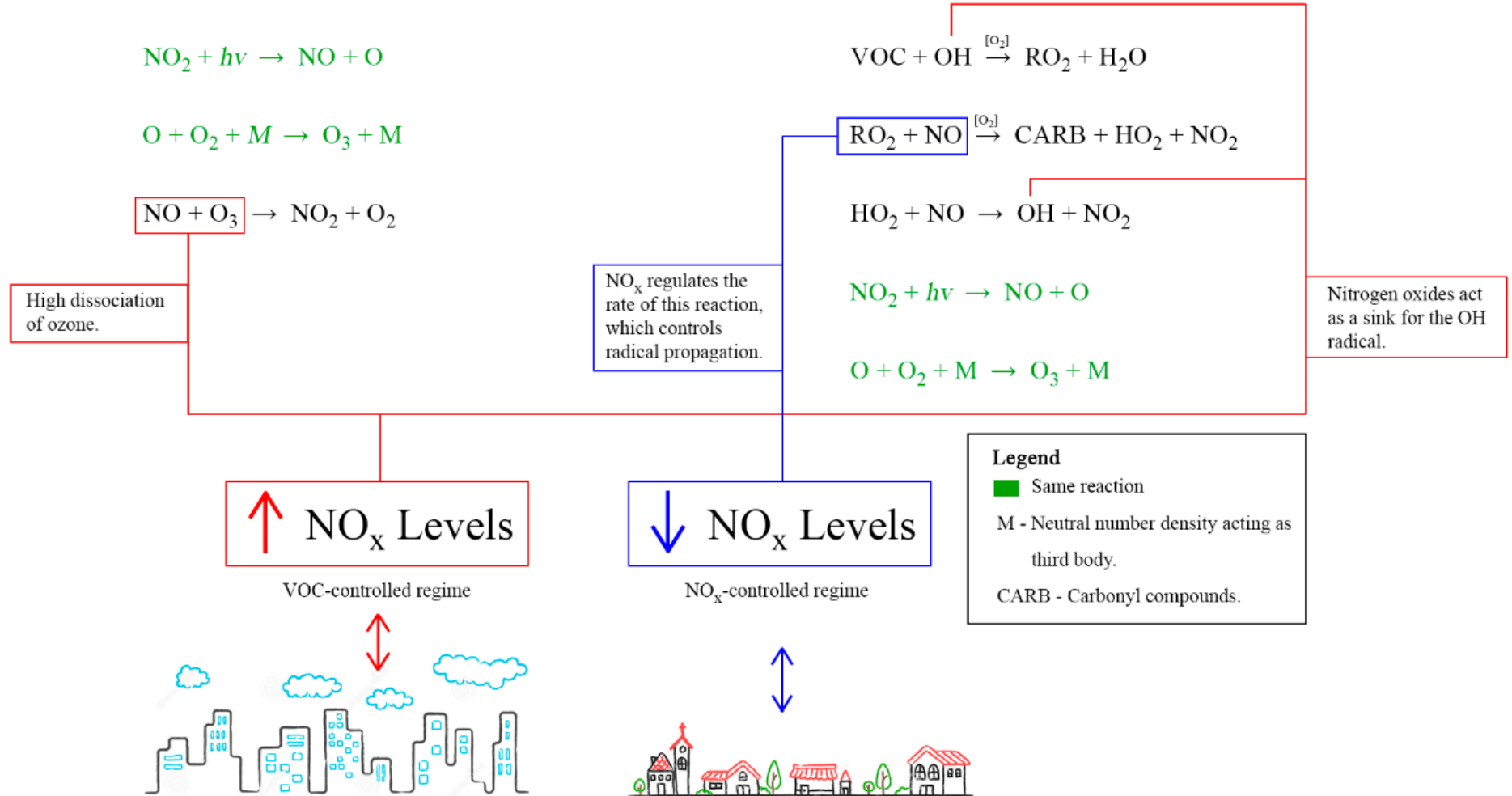
328 **Figure 1.** Stringency levels on the government response strategy index around the globe on six different dates between 02 January and 30 May  
329 2020 (The Oxford Government Response Stringency Index - Hale et al., 2020).



330

331

332 **Figure 2.** Formation and behavior of ozone upon NO<sub>x</sub> concentration in different regions..





#### **5.4. Comportamento dos Poluentes do Ar Durante e Após *lockdown* em uma cidade de médio porte**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 29/11/2021, na revista *Vittalle – Revista de Ciências da Saúde: No Impact Factor, Qualis B4 em Medicina II*.

DOI: <https://doi.org/10.14295/vittalle.v33i3.13663>

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://doi.org/10.14295/vittalle.v33i3.13663>



1 **Comportamento dos poluentes do ar durante e após *lockdown* em uma cidade de**  
2 **médio porte**

3 **Air pollutants behavior during and after *lockdown* in a medium-sized city**  
4

5 Ronan Adler Tavella<sup>1,2</sup>, Lucas da Silva Salimene<sup>2</sup>, Sabrina Morales Ulguim<sup>2</sup>, Romulo  
6 Reginato Gabriel<sup>2</sup>, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>1, 2\*</sup>

- 7
- 8 1. Programa de Pós Graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina,  
9 Universidade Federal do Rio Grande - FURG. Rua Visconde de Paranaguá 102  
10 Centro, CEP 96203-900, Rio Grande-RS, Brasil.
  - 11 2. Laboratório de Ensaio Farmacológicos e Toxicológicos, Instituto de Ciências  
12 Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande - FURG. Avenida Itália, km 8  
13 S/N, Campus Carreiros, CEP 96203-900, Rio Grande-RS, Brasil.

14 Ronan Adler Tavella <https://orcid.org/0000-0003-2436-4186>

15 Lucas da Silva Salimene <https://orcid.org/0000-0002-8065-0243>

16 Sabrina Morales Ulguim <https://orcid.org/0000-0001-5952-7956>

17 Romulo Reginato Gabriel <https://orcid.org/0000-0003-4915-6367>

18 Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior <https://orcid.org/0000-0002-7344-4679>  
19

20  
21 Autor correspondente: [f.m.r.silvajunior@gmail.com](mailto:f.m.r.silvajunior@gmail.com) Endereço: Instituto de Ciências  
22 Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande - FURG. Avenida Itália, km 8 S/N,  
23 Campus Carreiros, CEP 96203-900, Rio Grande-RS, Brasil.  
24  
25

26

## 27 **Resumo**

28 A Pandemia da COVID-19 é, sem dúvida, o maior problema de saúde pública do século,  
29 até o momento. Entre as ações sancionadas pelos governos para conter a propagação do  
30 vírus estão as medidas de bloqueio e confinamento, conhecidas como *lockdown*. Vários  
31 locais do mundo mostraram melhoria da qualidade do ar decorrente da redução da  
32 mobilidade urbana durante os períodos de confinamento. No entanto, os resultados no  
33 Brasil ainda foram escassos. O objetivo do estudo foi avaliar o comportamento dos  
34 poluentes do ar em um *lockdown* de curta duração (64 horas) no município de Pelotas,  
35 RS. As concentrações de O<sub>3</sub>, CO, PM<sub>2,5</sub> NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> foram medidas durante e após (até  
36 35h) o *lockdown* por meio de dados de satélite e foram comparadas a média dos sete dias  
37 anteriores. Com exceção do NO<sub>2</sub>, todos os poluentes foram reduzidos durante o período  
38 do *lockdown* e os níveis mantidos mesmo após 35 horas do fim do bloqueio. A redução  
39 dos níveis de ozônio durante o *lockdown* é bastante questionada, em nível mundial, e  
40 parece estar relacionada a cidades menos populosas e com baixas concentrações de  
41 NO<sub>2</sub>. O estudo mostrou que um curto período de confinamento é suficiente para reduzir  
42 os níveis de poluentes no ar.

43

44 **Palavras-chave: Poluição do Ar, Pandemias, Sars-Cov-2, Ozônio, Brasil.**

45

## 46 **Abstract**

47 The COVID-19 Pandemic is undoubtedly the greatest public health problem of the  
48 century, to date. Among the actions sanctioned by governments to curb the spread of the  
49 virus are blocking and confinement measures, known as *lockdown*. Several locations  
50 around the world have shown an improvement in air quality due to reduced urban mobility  
51 during periods of *lockdown*. However, results in Brazil are still scarce. The aim of the  
52 study was to evaluate the behavior of air pollutants in a short-term *lockdown* (64 hours)  
53 in the city of Pelotas, RS. The concentrations of O<sub>3</sub>, CO, PM<sub>2,5</sub> NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> were  
54 measured during and after (up to 35h) the *lockdown* using satellite data and the average  
55 concentrations of the previous seven days were compared. With the exception of NO<sub>2</sub>, all  
56 pollutants were reduced during the *lockdown* period and levels maintained even 35 hours  
57 after its end. The reduction in ozone levels during the *lockdown* is widely questioned  
58 worldwide, and seems to be related to less populated cities and with low concentrations

59 of NO<sub>2</sub>. The study showed that a short period of confinement is sufficient to reduce the  
60 levels of pollutants in the air.

61

62 **Keywords: Air Pollution, Pandemics, Sars-Cov-2, Ozone, Brazil.**

63

## 64 **Introdução**

65 A Pandemia da COVID-19, doença causada pelo vírus denominado SARS-Cov-  
66 2, induziu governos de todo o mundo a adotarem medidas restritivas de mobilidade  
67 urbana e distanciamento social (1,2). Embora o objetivo destas ações fosse a redução das  
68 taxas de infecção pelo vírus, as medidas adotadas trouxeram à tona outros temas, entre  
69 eles a questão ambiental (3). Entre estes tópicos, a redução dos níveis de poluentes  
70 atmosféricos tem sido objeto de inúmeros estudos ao redor do mundo (4). Estudos em  
71 diferentes regiões do mundo têm mostrado que as medidas de bloqueio ou confinamento  
72 são responsáveis pela redução de tráfego veicular e, em alguns casos, de atividade  
73 industrial, com uma consequente diminuição da emissão de poluentes para a atmosfera  
74 (5-13).

75 “*Lockdown*” tem sido o nome empregado para as medidas de confinamento  
76 adotadas pelos governos. Para a redução da mobilidade humana, os decretos ou leis  
77 municipais incluem ações que vão desde fechamento parcial ou total de comércios e  
78 serviços até impedir as pessoas de circularem nas ruas e avenidas das cidades (1,2). No  
79 Brasil, o *lockdown* foi adotado em algumas cidades, tais como: São Luiz (MA), Fortaleza  
80 (CE) e Recife (PE). A duração do *lockdown* foi de nestas cidades foi entre 10 e 14 dias e  
81 incluía o fechamento total de comércios e serviços não-essenciais para manutenção da  
82 vida e da saúde, bem como o controle municipal do fluxo de pessoas e veículos (14,15).  
83 Em agosto de 2020, Pelotas, uma cidade com aproximadamente 330 mil habitantes,  
84 situada no sudeste do Rio Grande do Sul, experimentou um *lockdown* com medidas mais  
85 restritivas e com duração de 64 horas. Além do controle do fluxo de pessoas e do  
86 fechamento de comércios e serviços não-essenciais, o Decreto Municipal fechou  
87 temporariamente serviços essenciais, tais como supermercados e agropecuárias (16).

88 Como mencionado anteriormente, a implementação de medidas de confinamento  
89 e distanciamento social mostraram ser efetivas para a redução de poluentes atmosféricos,  
90 especialmente para os poluentes dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>),  
91 partículas inaláveis finas (PM<sub>2,5</sub>) e grossas (PM<sub>10</sub>) e monóxido de carbono (CO). Por outro

92 lado, inúmeros estudos apontam o aumento na concentração de ozônio em grandes  
93 cidades causado pela adoção dessas medidas. Todos esses poluentes apresentam  
94 importância no cenário ambiental e de saúde humana. Além disso, a Organização Mundial  
95 de Saúde (OMS) em seu guia de qualidade do ar de 2021 reconhece que todos esses  
96 poluentes possuem impactos significativos na saúde de milhões de pessoas ao redor do  
97 mundo (17). Apesar da adoção dessas medidas ter impactado a concentração desses  
98 poluentes em diferentes localidades, os estudos em outras partes do mundo foram  
99 realizados observando períodos longos de *lockdown*, tais como em cidades da Europa  
100 (9,10), China (13), Índia (8) e Estados Unidos da América (5). Assim, o objetivo do  
101 presente estudo foi avaliar a dinâmica dos poluentes atmosféricos após implementação  
102 do *lockdown* na cidade de Pelotas-RS, comparando com a média dos sete dias que  
103 antecederam a implementação do decreto municipal.

104

## 105 **Material e métodos**

### 106 *Area de estudo*

107 A região de estudo compreendeu dados da poluição atmosférica da cidade de  
108 pelotas, uma cidade com aproximadamente 330.000 habitantes, localizada na região sul  
109 do Brasil. Essa cidade inovou em sua região e, apesar de estar com medidas de  
110 distanciamento social por algumas semanas, experimentou um *lockdown* com duração de  
111 apenas 64 horas. Nessas condições, além de controlar o fluxo de pessoas e encerrar  
112 negócios e serviços não essenciais, o decreto municipal encerrou temporariamente  
113 serviços essenciais como supermercados, lojas agrícolas e postos de gasolina.

114

### 115 *Monitoramento dos poluentes atmosféricos*

116 Os níveis dos poluentes atmosféricos (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO) foram coletados  
117 de dados de satélites do Serviço de Monitoramento Atmosférico Copernicus da European  
118 Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), extraídos manualmente, em  
119 tempo real, a partir do aplicativo The Weather Channel (IBM, EUA). A unidade de  
120 medida adotada para todos os poluentes foi µg/m<sup>3</sup>.

121 O período de avaliação incluído no presente estudo foi entre 01 e 12 de agosto de  
122 2020. Os dados diários entre 01 e 07 de agosto de 2020 foram utilizados a fim de obter a  
123 média dos sete dias que antecederam o *lockdown*. Para avaliação da dinâmica dos  
124 poluentes do ar durante o período do *lockdown* e pós-*lockdown*, oitenta e quatro registros

125 foram coletados, iniciando 15 horas após o início do período compreendido pelo decreto  
126 municipal (11 h do dia 09 de agosto de 2020) e encerrando 30 horas após o final do  
127 *lockdown* (23 h do dia 12 de agosto de 2020). Para a elaboração dos gráficos foi utilizado  
128 o software GraphPad Prism 8.2.

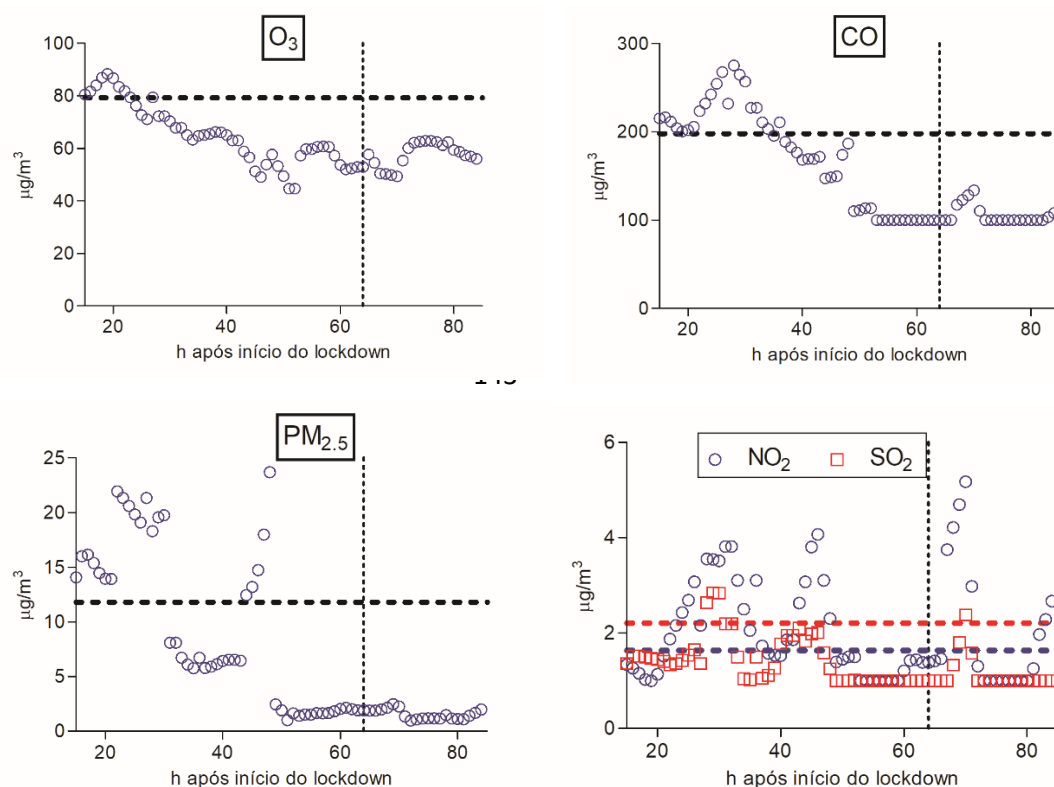
129

### 130 **Resultados e discussão**

131 A Figura 1 apresenta a dinâmica temporal dos poluentes atmosféricos durante e  
132 após o período de *lockdown* na cidade de Pelotas, RS. O comportamento do ozônio e do  
133 monóxido de carbono foram similares durante o período avaliado, exibindo uma queda  
134 durante o *lockdown* e uma subsequente estabilização dos seus níveis em concentrações  
135 inferiores à média dos sete dias anteriores. Embora tenha apresentado picos acima da  
136 média histórica durante o período estudado, o comportamento do PM<sub>2.5</sub> também foi de  
137 redução durante e após o *lockdown*, com uma estabilização em níveis bem abaixo da  
138 média dos sete dias anteriores. Diferente dos demais poluentes, o NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> tiveram  
139 picos diários que normalmente ultrapassavam a média histórica, ainda que a maior parte  
140 dos registros de SO<sub>2</sub> foram abaixo desta média.

141

142



144

145 Figura 1. Comportamento temporal dos poluentes atmosféricos durante e após o período  
 146 de *lockdown* em Pelotas, RS, Brasil. A linha tracejada horizontal representa a média da  
 147 concentração do poluente nos sete dias anteriores ao início do *lockdown*. A linha tracejada  
 148 vertical indica o momento do término do *lockdown*

149

150 A Tabela 1 traz a média dos poluentes atmosféricos nos sete dias anteriores ao  
 151 *lockdown*, durante e após o período de *lockdown*, bem como o percentual de registros que  
 152 estiveram abaixo da média histórica no período compreendido durante e após o *lockdown*.  
 153 Ozônio, monóxido de carbono, PM<sub>2.5</sub> e dióxido de enxofre tiveram médias abaixo da  
 154 média dos sete dias anteriores durante o período do *lockdown* e redução ainda maior no  
 155 período de 35 h que compreendia o pós-*lockdown*. O percentual de registros abaixo da  
 156 média histórica foi entre 70 e 90 %. Por outro lado, o dióxido de nitrogênio apresentou  
 157 médias superiores à média dos sete dias anteriores, tanto no período do *lockdown* quanto  
 158 no período pós-*lockdown* e um percentual de 54% dos registros foi inferior à média  
 159 histórica para este poluente.

160

161 Tabela 1. Média da concentração dos poluentes atmosféricos antes, durante e após o  
 162 período de *lockdown* na cidade de Pelotas, RS, Brasil e percentual de valores registrados  
 163 durante e após o *lockdown* abaixo da média dos setes dias anteriores.

164

	O <sub>3</sub>	CO	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>
<b>Semana anterior</b> (média)	79,3	197,8	11,8	1,6	2,1
<b>Durante</b> <i>lockdown</i> (média)	67,2	191,6	11,5	2,2	1,6
<b>Após <i>lockdown</i>*</b> (média)	57,2	104,2	1,6	1,8	1,1

---

<b>% de valores</b>	85,7%	70%	70%	54,3%	90%
---------------------	-------	-----	-----	-------	-----

---

**abaixo da média**

**dos 7 dias**

**anteriores**

---

165 \*30 horas após o final do *lockdown* de 64h.

166 Esta redução dos níveis de poluentes em decorrência de medidas de confinamento  
 167 também foi encontrada em outros estudos ao redor do mundo e também no Brasil (5-13,  
 168 18-20). O principal padrão de comportamento dos poluentes encontrado nestes estudos  
 169 foi de diminuição nas concentrações de NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, SO<sub>2</sub> e CO, e um consequente  
 170 aumento nos níveis de O<sub>3</sub>. Entretanto, estes estudos foram realizados em grandes cidades  
 171 e metrópoles, com elevada concentração populacional, assim esse comportamento pode  
 172 ser dito característico a esta localidade, mas não para cidades de menor porte  
 173 populacional. Além disso, até onde sabemos, este é o primeiro estudo que avaliou a  
 174 dinâmica dos poluentes em um *lockdown* de curta duração e, mais ainda, revelando dados  
 175 que esta medida foi efetiva para a redução dos níveis de poluentes. Os estudos chineses e  
 176 europeus abordaram períodos iguais ou superiores a um mês de *lockdown* (13,18),  
 177 enquanto os estudos brasileiros investigaram períodos entre 30 e 90 dias de medidas de  
 178 distanciamento social (7,19,20). Essas reduções observadas em nosso estudo são positivas  
 179 tanto para o meio ambiente da localidade avaliada como também para toda a saúde da  
 180 população afetada. Entretanto, apesar de expressivas reduções, os níveis de poluentes  
 181 observados na cidade de Pelotas não ultrapassam os níveis estabelecidos pela  
 182 Organização Mundial da Saúde em seu guia de qualidade do ar (17).

183 Outra peculiaridade é que os estudos ao redor do mundo relataram diminuição de  
 184 NO<sub>2</sub> e um consequente aumento do O<sub>3</sub> (7-11,13,18-20). Por outro lado, o presente estudo  
 185 demonstrou redução dos níveis de CO, PM<sub>2,5</sub> e SO<sub>2</sub>, mas um comportamento atípico para  
 186 O<sub>3</sub> e NO<sub>2</sub>. O ozônio teve comportamento similar ao CO, enquanto os níveis de NO<sub>2</sub>  
 187 estiveram durante boa parte do *lockdown* e do pós-*lockdown* acima da média histórica  
 188 para o município. Embora a presença de NO<sub>2</sub> esteja extremamente relacionada ao tráfego  
 189 veicular e atividade industrial, os níveis deste poluente na cidade de Pelotas são bem  
 190 inferiores aos demais locais do mundo onde foram realizados os estudos sobre a relação  
 191 entre as medidas de confinamento e a redução dos níveis de poluentes. Esta pode ser uma  
 192 razão para o período de *lockdown* no município não influenciar uma queda acentuada

193 deste poluente. Importante ressaltar que as condições meteorológicas no período estudado  
194 foram uniformes, não apresentando alterações significativas, fazendo com que essa  
195 variável não influenciasse nos resultados observados.

196 Neste mesmo sentido, os estudos que tiveram reduções acentuadas nos níveis de  
197 NO<sub>2</sub> (7-11,13,18-20) tiveram um aumento significativo nos níveis de O<sub>3</sub> e os autores  
198 apontam que as elevadas concentrações de NO<sub>2</sub> na atmosfera são importantes para a  
199 manutenção de níveis baixos de O<sub>3</sub>. Assim, nos cenários onde os níveis de NO<sub>2</sub> foram  
200 reduzidos significativamente este aumento de ozônio é um comportamento esperado. Por  
201 outro lado, em regiões com baixas concentrações de NO<sub>2</sub>, este poluente pode influenciar  
202 pouco nos níveis de O<sub>3</sub>. Neste cenário, outros compostos ganham maior importância, tais  
203 como os compostos orgânicos voláteis (COVs) (6,21,22). Esta é provavelmente a situação  
204 vivenciada no cenário do presente estudo. Isso acontece porque o ozônio troposférico é  
205 uma das espécies químicas mais complexas da atmosfera, sendo ele formado durante o  
206 dia por processos químicos não lineares a uma taxa que é determinada pelas  
207 concentrações atmosféricas de COVs e óxidos de nitrogênio. O comportamento  
208 aprofundado de formação do ozônio e como a dinâmica de achados científicos durante a  
209 pandemia de COVID-19 influenciou a observação desse poluente é encontrado em  
210 Tavella e Da Silva Júnior (22).

211 Por fim, outra situação peculiar do cenário estudado é a manutenção/redução dos  
212 níveis de poluentes atmosféricos mesmo após o fim do período de *lockdown*. Esta  
213 condição realça os benefícios ambientais e de saúde pública destas medidas de  
214 confinamento, atrelado à redução das atividades laborais e do tráfego de veículos  
215 automotores. Este realce está atrelado diretamente a informação disponibilizada pela  
216 OMS em seu guia sobre a qualidade do ar desenvolvido em 2021 (17), a qual afirma que  
217 entre sete a oito milhões de pessoas morrem todos os anos devido a poluição atmosférica.  
218 Assim, a redução apontada em nosso estudo, como efeito direto da mudança de hábitos  
219 da população de Pelotas, gera melhores condições ambientais e também de saúde para a  
220 população desta cidade.

221 Apesar dos múltiplos achados, nosso estudo apresenta algumas limitações.  
222 Primeiramente, nossos dados não foram comparados com dados históricos de  
223 monitoramento de poluentes atmosféricos de outros anos, ficando nossa comparação do  
224 período de *lockdown* limitada a um período no qual não havia *lockdown* mas havia  
225 medidas de distanciamento social impostas, talvez com isso amenizando o impacto nas



226 reduções observadas. Além disso, não foram considerados a influência dos parâmetros  
227 meteorológicos na dinâmica dos poluentes. Ainda assim, a redução apontada no estudo  
228 aliada ao conhecimento de que a exposição humana aos poluentes atmosféricos está  
229 relacionada a uma série de problemas de saúde, incluindo doenças no sistema respiratório  
230 e cardiovascular (22), revela que a condição apresentada no estudo pode ser usada para  
231 uma reflexão sobre o uso excessivo de meios de transporte, sobretudo os automóveis e  
232 servir de subsídio para estudos de adequação dos níveis dos poluentes aos novos limites  
233 empregados pela PMS (17)

234

### 235 **Conclusão**

236

237 Com exceção do NO<sub>2</sub>, a concentração dos demais poluentes estudados reduziu  
238 durante o período de *lockdown* e os baixos níveis foram mantidos mesmo após 35 h do  
239 fim do período de confinamento. Para estes poluentes, um percentual entre 70 e 90% dos  
240 registros durante o período analisado estiveram abaixo da média dos sete dias anteriores  
241 ao início do *lockdown*. Assim, nosso estudo demonstrou que um *lockdown* curto, de 64  
242 horas, é suficiente para implicar em elevadas reduções nos níveis de poluentes no ar.

243

### 244 **Referências**

245 1. Bonaccorsi G, Pierri F, Cinelli M, Flori A, Galeazzi A, Porcelli F, et al.  
246 Economic and social consequences of human mobility restrictions under COVID-19.  
247 Proceedings of the National Academy of Sciences. 2020; 117(27): 15530-15535.

248 2. Lau H, Khosrawipour V, Kocbach P, Mikolajczyk A, Schubert J, Bania J,  
249 Khosrawipour T. The positive impact of *lockdown* in Wuhan on containing the COVID-  
250 19 outbreak in China. Journal of travel medicine. 2020; 27(3): taaa037.

251 3. Chakraborty I, Maity P. COVID-19 outbreak: Migration, effects on society,  
252 global environment and prevention. Science of the Total Environment. 2020: 138882.

253 4. Tavella RA, Da Silva-Júnior FMR. COVID-19 and air pollution: what do we  
254 know so far?. VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde. 2020; 32(1): 22-31.

255 5. Berman JD, Ebisu K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19  
256 pandemic. Science of the Total Environment. 2020; 139864.

257 6. Tavella RA, Fernandes CLF, Penteadó JO, De Lima Brum R, Florencio  
258 Ramires P, Coutelle Honscha L, Volcão LM, Dos Santos M, Muccillo-Baisch AL. Da

- 259 Silva Júnior, FMR. Unexpected reduction in ozone levels in a mid-size city during  
260 COVID-19 *lockdown*. International Journal of Environmental Health Research, 2021; 1-  
261 14.
- 262 7. Nakada LYK, Urban RC. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality  
263 during the partial *lockdown* in São Paulo state, Brazil. Science of the Total Environment.  
264 2020; 139087.
- 265 8. Sharma S, Zhang M, Anshika, Gao J, Zhang H, Kota SH. Effect of restricted  
266 emissions during COVID-19 on air quality in India. Science of the Total Environment.  
267 2020; 728: 138878.
- 268 9. Sicard P, De Marco A, Agathokleous E, Feng Z, Xu X, Paoletti E, et al.  
269 Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 *lockdown*. Science of the Total  
270 Environment. 2020; 735: 139542.
- 271 10. Tobías A, Carnerero C, Reche C, Massagué J, Via M, Minguillón MC, et al.  
272 Changes in air quality during the *lockdown* in Barcelona (Spain) one month into the  
273 SARS-CoV-2 epidemic. Science of the Total Environment. 2020; 726: 138540.
- 274 11. Zambrano-Monserrate MA, Ruano MA. Has air quality improved in Ecuador  
275 during the COVID-19 pandemic? A parametric analysis. Air Quality, Atmosphere and  
276 Health. 2020; 1–10.
- 277 12. Leão MLP, Penteadó JO, Ulguim SM, Gabriel RR Dos Santos, M, Brum AN,  
278 Zhang L, da Silva Júnior, FMR. Health impact assessment of air pollutants during the  
279 COVID-19 pandemic in a Brazilian metropolis. Environmental Science and Pollution  
280 Research, 2021; 1-8.
- 281 13. Chen K, Wang M, Huang C, Kinney PL, Anastas PT. Air pollution reduction  
282 and mortality benefit during the COVID-19 outbreak in China. The Lancet Planetary  
283 Health. 2020; 4(6): e210-e212.
- 284 14. Alves SMC, Ramos EMB, Delduque MC. Decretação de *lockdown* pela via  
285 judicial: medida (des) necessária? Cadernos de Saúde Pública. 2020; 36: e00116020.
- 286 15. Brasil, Estado do Maranhão. DECRETO Nº 35.7849 DE 03 DE MAIO DE  
287 2020 [Internet]. 2020. Available from:  
288 [https://sedihpop.ma.gov.br/files/2020/05/DECRETO-35.784-DE-3-DE-MAIO-DE-](https://sedihpop.ma.gov.br/files/2020/05/DECRETO-35.784-DE-3-DE-MAIO-DE-2020.pdf)  
289 2020.pdf

- 290 16. Brasil, Cidade de Pelotas, Estado do Rio Grande do Sul. DECRETO N° 6.300,  
291 DE 05 DE AGOSTO DE 2020 [Internet]. 2020. Available from:  
292 <http://leismunicipa.is/kryha>
- 293 17. World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate  
294 matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide:  
295 executive summary. 2021.
- 296 18. He G, Pan Y, Tanaka T. The short-term impacts of COVID-19 *lockdown* on  
297 urban air pollution in China. *Nature Sustainability*. 2020; 1-7.
- 298 19. Dantas G, Siciliano B, França BB, da Silva CM, Arbilla G. The impact of  
299 COVID-19 partial *lockdown* on the air quality of the city of Rio de Janeiro,  
300 Brazil. *Science of the Total Environment*. 2020; 729: 139085.
- 301 20. Debone D, da Costa M, Miraglia S. 90 Days of COVID-19 Social Distancing  
302 and Its Impacts on Air Quality and Health in Sao Paulo, Brazil. *Preprints 2020*:  
303 2020080022 (doi: 10.20944/preprints202008.0022.v1).
- 304 21. Kumar A, Singh D, Anandam K, Kumar K, Jain VK. Dynamic interaction of  
305 trace gases (VOCs, ozone, and NOx) in the rural atmosphere of sub-tropical India. *Air*  
306 *Quality, Atmosphere & Health*. 2017; 10(7): 885-896.
- 307 22. Tavella RA, da Silva Júnior FMR. Watch out for trends: did ozone increased  
308 or decreased during the COVID-19 pandemic?. *Environmental Science and Pollution*  
309 *Research*, 2021; 1-6.
- 310 23. Cohen AJ, Brauer M, Burnett R, Anderson HR, Frostad J, Estep K, et al.  
311 Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air  
312 pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *Lancet*.  
313 2017; 389: 1907e1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6).

### **5.5. Better Understanding the Behavior of Air Pollutants at Shutdown Times – Results of a Short Full Lockdown**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 19/07/2022, na revista International Journal of Environmental Health Research: 4.477 Impact Factor.

DOI: <https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310>

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.tandfonline.com/action/authorSubmission?show=instructions&journalCode=cije20>

1 **Better understanding the behavior of air pollutants at shutdown times -**  
2 **results of a short full lockdown**

3

4 **Abstract**

5 Numerous studies have evaluated the effects of lockdowns during the COVID-19  
6 pandemic, but most of them have concerned large cities and regions. This study aimed to  
7 evaluate the dynamics of air pollutants during and after the implementation of a short  
8 lockdown in the medium-sized city of Pelotas, Brazil, using hourly measurements of  
9 pollutants. The evaluation period included in this study was between August 9<sup>th</sup> and 12<sup>th</sup>,  
10 2020. A machine learning model was used to investigate the expected behavior against  
11 what was observed during the study period. All pollutants presented a gradual reduction  
12 until a dynamic plateau established 48 hours after the start of the lockdown: NO<sub>2</sub> (↓4%),  
13 O<sub>3</sub> (↓34%), SO<sub>2</sub> (↓24%), CO (↓48%), PM<sub>10</sub> (↓82%) and PM<sub>2.5</sub> (↓82%). At the end of the  
14 restriction measures, the PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> levels continued to decline beyond expectations.  
15 Our findings show that these measures can positively affect the air quality in medium-  
16 sized cities.

17

18 **Keywords:** air pollution, air quality, Brazil, COVID-19

## 19 **Introduction**

20           Despite being the most devastating crisis of the 21st century, COVID-19  
21 pandemic proved to be an excellent test bed that could provide answers to long-standing  
22 questions, such as the processes linking heterogeneous local pollutant emissions and  
23 regional atmospheric chemistry and air quality (Diffenbaugh et al. 2020). The swift  
24 spread of the COVID-19 pandemic has forced governments around the world to adopt  
25 measures to contain human activity, slowing the dissemination of the virus (Chinazzi et  
26 al. 2020). Among these measures were the concept of social distancing and lockdowns.  
27 These restrictions on human activity were designed to alleviate the strain on the health  
28 care system from COVID-19 but also had the ancillary impact of rapid air pollutant  
29 emission reductions (Miyazaki et al. 2021). Studies in different regions, particularly  
30 across densely populated areas, have shown that distancing measures and lockdowns were  
31 responsible for major reduction in the emission of pollutants into the atmosphere (Menut  
32 et al. 2020; Nakada and Urban 2020; Sharma et al. 2020; Sicardi et al. 2020; Tavella and  
33 da Silva Júnior 2020; Tobías et al. 2020; Shen et al. 2021; Wang et al. 2021a; Wang et al.  
34 2021b; Wang et al. 2021c).

35           Lockdown is an emergency situation in which people are not allowed to freely  
36 enter, leave, or move around in a building or area because of eminent danger. The  
37 lockdowns generally resulted in the closure of all shops, schools, universities, and  
38 restaurants with the exception of supermarkets, pharmacies, and other services deemed  
39 essential (Bonaccorsi et al. 2020). In Brazil, municipal decrees and/or laws included  
40 actions that range from the partial (controlling of the flow of people and vehicles, and  
41 limitations on non-essential activities) to full lockdown (including some essential  
42 activities), with the majority being only partial (Jorge et al. 2021). Few were the cities  
43 that sought to adopt measures with greater proportions, a complete lockdown, affecting

44 even essential activities, and when these measures were taken, they usually lasted for a  
45 short time.

46 In mid-2020, Pelotas, a city with approximately 330,000 inhabitants, located in  
47 the southern region of Brazil, innovated in its region and, despite being in partial  
48 lockdown for a few weeks, experienced a full lockdown lasting only 64 hours, the shortest  
49 lockdown including essential activities registered in the country (Brasil, 2020). In  
50 addition to controlling the flow of people and closing non-essential businesses and  
51 services, the Municipal Decree temporarily closed essential services, supermarkets,  
52 agricultural stores, and gas stations. By presenting this condition, this scenario provides  
53 us with an excellent testbed to evaluate and understand the dynamics of atmospheric  
54 pollutants in a medium-sized city with an extreme reduction of emissions for a short  
55 period of time. Furthermore, to our knowledge, the vast majority of studies that evaluated  
56 the effects of lockdowns on air quality in different regions of the globe investigated the  
57 daily conditions of pollutants, not hourly (due to long lockdown periods), and were  
58 performed in large cities and metropolitan regions, presenting a different behavior from  
59 what can be observed in less densely populated regions. Therefore, the aim of the present  
60 study was to evaluate the dynamics of air pollutants during and after the implementation  
61 of a short lockdown in the medium-sized city of Pelotas, Brazil, aiming to better  
62 understand the behavior of air pollutants in shutdown times.

63

## 64 **Methodology**

65 The levels of all atmospheric pollutants ( $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $CO$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$ ) were  
66 collected from satellite data of the Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS)  
67 from the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) and  
68 manually obtained in real time from The Weather Channel application (IBM, USA). The

69 extraction of information regarding the concentration of all assessed air pollutants was  
70 performed once every hour during the entire lockdown period (which lasted 54 hours)  
71 and 30 hours after the end of the lockdown, and the data was recorded in a database. To  
72 ensure data quality control, all extractions were performed at regular intervals and by  
73 trained personnel. Seven days prior to the lockdown, as well as historical data (previous  
74 years), were used to investigate the behavior of air pollutants relating the before, during  
75 and after the lockdown. The unit of measurement adopted for all pollutants was  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

76         Although we acknowledge the disadvantages of this approach with satellite data  
77 (i.e., nonrandom misclassification, saturation effects, atmospheric effects, furthermore, in  
78 some circumstances satellite data might not be compatible with ground-based data), this  
79 model is recommended in our study due to the poor monitoring of air quality performed  
80 by Brazil. According to Vormittag et al (2021), only 1.6% of Brazilian cities have air  
81 quality monitoring stations, and among the existing stations, about 41% are private  
82 monitoring stations, which do not have public disclosure of their data. In this context, the  
83 city of Pelotas does not have an air quality monitoring station in its extension, with the  
84 closest active station being located in the neighboring city of Rio Grande, but it is private.

85         The evaluation period included in this study was between August 9<sup>th</sup> and 12<sup>th</sup>,  
86 2020 (period in which the city of Pelotas went through full lockdown). We use support  
87 vector machine regression to estimate the expected pollutant concentrations that would  
88 have occurred in the region if no lockdown measures had been imposed. To consider the  
89 effects of meteorological variability on the measured air pollution the algorithms were  
90 trained based on historical data (previous years) including daily air pollutant  
91 concentrations and daily meteorological data, the latter being composed of humidity,  
92 precipitation, pressure, wind speed and direction, temperature and UV radiation. The  
93 target variables in the model were the various pollutant concentrations ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}$ ,



94 O<sub>3</sub>, PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub>) and the predictive variables were the aforementioned meteorological  
95 data. These predictive variables allowed the machine learning model to capture seasonal  
96 behavior from environment and human activities and therefore, can be thought of as  
97 surrogate variables.  
98

## 99 **Results and discussion**

100 Figure 1 demonstrates the dynamics and behavior of NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub> and  
101 PM<sub>2.5</sub> when adopting the total lockdown in the medium-sized city of Pelotas. Descriptive  
102 data of pollutants are shown in Table S1. The behavior observed for the pollutants was  
103 similar, they followed a descending path until a dynamic plateau established 48 hours  
104 after the start of the lockdown, with isolated peaks of NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>. The concentrations  
105 of NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, were at that time (48h after lockdown start) 4%,  
106 34%, 24%, 48%, 82% and 82%, lower in relation to the beginning of the monitored  
107 period, respectively. After this period, all investigated pollutants presented significant  
108 reductions in their concentrations when compared to the pre-lockdown period. Moreover,  
109 after 48 hours, the dynamics observed for the six pollutants was similar (or below) to that  
110 expected through the machine learning model, basically confirming how after this period  
111 the plateau of behavior was reached and, also, how the model was predictive for the  
112 conditions of the study. It is important to emphasize the presence of some isolated peaks  
113 in the measurements of atmospheric pollutants, mainly NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>. However, these  
114 were found in very low concentrations. So, despite they “appear” to be considerable  
115 peaks, in fact they are not. In addition, the concentrations verified for these pollutants  
116 during the monitoring did not exceed the Brazilian legal limits (Brasil, 2018) and were  
117 also below the air quality guidelines determined by the WHO in 2021.

118 [ INSERT FIGURE 1 ]

119 Complementing our findings, the adopted model also presented us with data on  
120 how these pollutants behave after the end of the lockdown measures. Figure 2 shows the  
121 dynamics of the investigated pollutants after the end of the total lockdown, compared to  
122 what was expected. In this regard, we highlight PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, which had their observed  
123 values much lower than expected for the period. The observed concentrations of these

124 pollutants remained far below expectations after the resumption of activities, indicating  
125 that a drastic reduction in emissions of these pollutants, even for an extremely short period  
126 of time, generates environmental effects that last for more days. We also emphasize that  
127 all pollutants showed a decrease significant after the lockdown period (Table S2),  
128 reinforcing the maintenance of low levels of pollutants even after the resumption of  
129 activities.

130 [INSERT FIGURE 2]

131 Distancing and lockdown measures adopted by authorities across the globe have  
132 led to drastic changes in air quality in virtually all regions (Chinazzi et al 2020). Being  
133 mainly reported and evidenced the decreases in pollutant levels in large cities and  
134 metropolises, with the exception of ozone, where in these regions there was a consequent  
135 increase in the concentration of this pollutant due to its intrinsic relationship with NO<sub>2</sub>  
136 (Menut et al. 2020; Nakada and Urban 2020; Sharma et al. 2020; Sicardi et al. 2020;  
137 Tavella and da Silva Júnior 2020; Tobías et al. 2020). Among the main findings provided  
138 by our study are the understanding of the dynamics of air pollutants in a medium-sized  
139 city after the adoption of a short full lockdown, in which we found that the levels of  
140 pollutants reached its lowest values 48 hours after the adoption of the restriction  
141 measures. In addition, the results and machine learning model showed that even after the  
142 end of the full lockdown, the values of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> continued to decrease beyond  
143 expectations. Furthermore, the reduction found for ozone differs from that usually  
144 observed during the pandemic, however this finding is intrinsically related to the  
145 characteristic of the studied city. Our results demonstrate that a pause, even if short, in  
146 the emission of pollutants tremendously affect the air quality of regions with an average  
147 population density.

148           As aforementioned, the reduction in pollutant levels as a result of lockdowns and  
149 social distancing measures was also found in other studies around the world. However,  
150 to our knowledge, this study has different conditions that guarantee its innovative  
151 character. First, our results were treated and approached in an hourly manner, and not  
152 with daily conditions as was the trend in other studies (Dantas et al. 2020; Menut et al.  
153 2020; Nakada and Urban 2020; Siciliano et al. 2020). This condition allows for a deeper  
154 understanding of the dynamics of air pollutants in the studied region. Second, our study  
155 site is a medium-sized city, this differs tremendously from what was commonly studied  
156 regarding air pollution in the pandemic, where the more densely populated cities attracted  
157 great attention on this topic and consecutively presented patterns characteristic for these  
158 regions. This set of conditions allowed us to understand, in a medium-sized city, how the  
159 sudden stop of activities affected the concentration and behavior of air pollutants during  
160 and after the lockdown.

161           Even in the most adverse situations, humans end up finding opportunities to  
162 understand natural or anthropogenic phenomena. Despite the negative outcomes, the  
163 pandemic provided an excellent test bed for different situations of scientific interest. One  
164 of them was to assess the dynamics and behavior of atmospheric pollutants in the face of  
165 a sudden pause in some of its main causes of emissions, with emphasis on traffic  
166 emissions due to local and global mobility restriction (Diffenbaugh et al. 2020). Before  
167 the pandemic, seeking to simulate this scenario, studies investigated holidays (Tan et al.  
168 2009; Tan, Chou and Chou 2013), weekends (Riga-Karandinos, Saitanis and Arapis 2006;  
169 Elansky et al. 2020), general strikes (Sujatha 2017; Chiquetto et al. 2021) and even  
170 political situations (Fransen et al. 2013) that stopped, with some intensity, the mobility of  
171 the population, and consequently affected vehicular emissions and other polluting  
172 sources, generating a change in the air pollution profile of a particular region. However,

173 with the pandemic, and given the opportunity to study this unprecedented scenario,  
174 multiple studies have investigated the direct effects of this reduction in air pollutants.

175 In Brazil, to date, six studies have evaluated the effects of distancing measures  
176 and partial lockdowns on air pollutants (Dantas et al. 2020; Nakada and Urban 2020;  
177 Siciliano et al. 2020a; Siciliano 2020b; Bainy et al. 2021; Tavella et al. 2021). Of these,  
178 only one was not performed in a metropolitan region or in the megacities of São Paulo  
179 and/or Rio de Janeiro (Tavella et al. 2021). This approach toward sampling highly  
180 populated areas was repeated all over the world, and consequently, the findings regarding  
181 the behavior of criteria air pollutants were similar, with a decrease in the concentrations  
182 of NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, SO<sub>2</sub> and CO, and an increase in the levels of O<sub>3</sub>, being the most  
183 reproduced. However, as discussed by Tavella and da Silva Junior (2021b), the behavior  
184 of pollutants, in the face of the pandemic mobility restriction measures, differs between  
185 locations due to numerous factors and there is an increasing need to evaluate different  
186 regions and scenarios. In addition, the Global air quality guidelines developed by World  
187 Health Organization in 2021 also emphasizes the importance of studies in these regions  
188 far from large urban centers for a deeper understanding of the patterns and behaviors of  
189 air pollutants (World Health Organization, 2021).

190 The dynamics of gradual reduction of pollutants after the implementation of the  
191 total lockdown found in our study is similar to the dynamics demonstrated by pre-  
192 pandemic studies that evaluated the impact of the weekend or holidays on the  
193 concentrations of air pollutants, called weekend and holiday effect, respectively (Riga-  
194 Karandinos, Saitanis and Arapis 2006; Tan et al. 2009; Tan, Chou and Chou 2013;  
195 Elansky et al. 2020). In these, it was observed that the reduction of air pollutants reached  
196 its maximum reduction after more than 24 hours after emission reduction, where in the  
197 weekend effect studies it were on Sunday. It is important to emphasize that in these

198 studies, the reduction of pollutants was mainly caused by the strong reduction in vehicular  
199 traffic and its consequent emissions. In addition, the study by Elansky et al. (2020), which  
200 investigated the weekend effect on air pollutants in the city of Moscow, by performing an  
201 hourly analysis of every day of the week, observed how  $PM_{10}$  took longer to return to its  
202 normal weekday levels after the weekend, peaking on Thursday and Friday. This result is  
203 similar to that observed in our study, and it is noteworthy that our analysis was performed  
204 in winter, with temperatures close to the annual average observed in Moscow, and these  
205 temperature conditions might be linked to this finding.

206         It is important to emphasize that both the studies carried out in large cities during  
207 the pandemic, as well as the pre-pandemic studies in the aforementioned scenarios,  
208 usually find an increase in ozone concentrations after the reduction of activities and  
209 vehicular flow, this ozone enhancement is mainly caused by combination of the  $NO_x$ -  
210 controlled regime and the ozone titration. Our study, as it is a medium-sized city, with  
211 low emissions compared to large urban centers and metropolitan regions (which are  
212 mostly studied) does not present these conditions, so the ozone does not undergo this  
213 increase and ends up suffering a consequent reduction together with the other pollutants.  
214 A few studies during the pandemic, and also the neighboring city (Tavella et al. 2021),  
215 observed this occurrence but did not show the decreasing behavior as seen in our study.

216         Human beings have always used adverse situations to extract opportunities. The  
217 covid-19 pandemic was no different. The pandemic provided a natural experiment to  
218 evaluate the impacts of human activities on air pollutants. Our results demonstrated how  
219 the reduction of criteria air pollutants occurred in relation to the full lockdown adopted in  
220 a medium-sized city, emphasizing the behavior and dynamics of these pollutants during  
221 and after the adoption of restriction measures. In this context, natural experiments  
222 consisting of short-term cessation of some of the main precursors of air pollutants

223 emission, such as the one investigated in our study, are important from policy perspectives  
224 as they offer a unique opportunity to study the direct impact of these sources in the  
225 concentration of air pollutants. Moreover, our results are in line with what was discussed  
226 by El-Magd and Zanaty (2020) in their study on the impacts of a short-term lockdown in  
227 Egypt, which after careful analysis of its results recommend and discussed how a  
228 complete lockdown for 2–3 days (long weekend), conducted on a national and/or global  
229 scale, could significantly enhance our air quality and improve the health environment of  
230 the planet. Mainly because our 64-hour lockdown is extremely similar to the authors'  
231 suggestion and through the dynamics presented in our findings, we can affirm how these  
232 measures can positively affect the air quality of regions. Thus, our findings come to add,  
233 inform and guide future control strategies and policies, as they will require a coordinated  
234 and balanced approach to ensure improvements that impact not only large urban centers,  
235 but also locations far from these regions and cities with lower population density.  
236 Certainly, they will be necessary to meet the more restrictive limits proposed by the World  
237 Health Organization (2021).

238

### 239 **Supplemental material paragraph**

240 This article contains supplemental material. Table S1 contains the hourly values  
241 (measured and predicted) of air pollutants while Table S2 shows the results of the  
242 statistical analysis comparing the measured and predicted results.

243

### 244 **References**

245 Abou El-Magd I, Zanaty N. 2020. Impacts of short-term lockdown during  
246 COVID-19 on air quality in Egypt. The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space  
247 Science. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2020.10.003>

248           Bainy BK, Paschoal IA, Avila AMHD, Santos HOD. 2021. Air quality assessment  
249 in Southeast Brazil during COVID-19 pandemic and lockdown: report of increased air  
250 pollution. *Cadernos de Saúde Pública* 37. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00242320>

251           Bonaccorsi G, Pierri F, Cinelli M et al. 2020. Economic and social consequences  
252 of human mobility restrictions under COVID-19. *Proceedings of the National Academy*  
253 *of Sciences* 117(27):15530-15535. <https://doi.org/10.1073/pnas.2007658117>

254           Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 2018. Resolução nº  
255 491 de 19 de novembro de 2018. Dispõe sobre padrões de qualidade do ar. *Diário oficial*  
256 *da República Federativa do Brasil, Brasília, 19 nov 2018.* [https://www.in.gov.br/materia/-](https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895)  
257 [/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895](https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/51058895)

258           Brasil. 2020. Cidade de Pelotas – Decreto Municipal Nº 6300, de 05 de Agosto de  
259 2020. <http://leismunicipa.is/kryha>. Accessed 26 September 2021

260           Chinazzi M, Davis JT, Ajelli M et al. 2020. The effect of travel restrictions on the  
261 spread of the 2019 novel coronavirus (COVID-19) outbreak. *Science* 368(6489):395-400.  
262 <https://doi.org/10.1126/science.aba9757>

263           Chiquetto JB, Alvim DS, Rozante JR, Faria M, Rozante V, Gobo JPA. 2021.  
264 Impact of a truck Driver's strike on air pollution levels in São Paulo. *Atmospheric*  
265 *Environment* 246:118072. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118072>

266           Dantas G, Siciliano B, França BB, da Silva CM, Arbilla G. 2020. The impact of  
267 COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil.  
268 *Science of the total environment* 729:139085.  
269 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>

270           Diffenbaugh NS, Field CB, Appel EA et al. 2020. The COVID-19 lockdowns: a  
271 window into the Earth System. *Nature Reviews Earth & Environment* 1(9):470-481.  
272 <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0079-1>



- 273 Elansky NF, Shilkin AV, Ponomarev NA, Semutnikova EG, Zakharova PV. 2020.  
274 Weekly patterns and weekend effects of air pollution in the Moscow megacity.  
275 Atmospheric Environment 224:117303. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117303>
- 276 Fransen M, Pérodin J, Hada J, He X, Sapkota A. 2013. Impact of vehicular strike  
277 on particulate matter air quality: Results from a natural intervention study in Kathmandu  
278 valley. Environmental research 122:52-57. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.12.005>
- 279 Jorge DC, Rodrigues MS, Silva MS et al. 2021. Assessing the nationwide impact  
280 of COVID-19 mitigation policies on the transmission rate of SARS-CoV-2 in Brazil.  
281 Epidemics 35:100465. <https://doi.org/10.1016/j.epidem.2021.100465>
- 282 Menut L, Bessagnet B, Siour G, Mailler S, Pennel R, Cholakian A. 2020. Impact  
283 of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe. Science  
284 of the Total Environment 741:140426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140426>
- 285 Miyazaki K, Bowman K, Sekiya T et al. 2021. Global tropospheric ozone  
286 responses to reduced NOx emissions linked to the COVID-19 worldwide lockdowns.  
287 Science Advances 7(24):eabf7460. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abf7460>
- 288 Nakada LYK, Urban RC. 2020. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality  
289 during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. Science of the Total Environment  
290 730:139087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>
- 291 Riga-Karandinos AN, Saitanis C, Arapis G. 2006. Study of the weekday-weekend  
292 variation of air pollutants in a typical Mediterranean coastal town. International journal  
293 of environment and pollution, 27(4):300-312.
- 294 Sharma S, Zhang M, Gao J, Zhang H, Kota SH. 2020. Effect of restricted  
295 emissions during COVID-19 on air quality in India. Science of the Total Environment  
296 728:138878. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138878>

297 Shen L, Wang H, Zhu B, Zhao T, Liu A, Lu W, ..., Wang Y. 2021. Impact of  
298 urbanization on air quality in the Yangtze River Delta during the COVID-19 lockdown  
299 in China. *Journal of Cleaner Production*, 296, 126561.  
300 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126561>

301 Sicard P, De Marco A, Agathokleous E et al. 2020. Amplified ozone pollution in  
302 cities during the COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment* 735: 139542.  
303 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>

304 Siciliano B, Dantas G, da Silva CM, Arbilla G. 2020a Increased ozone levels  
305 during the COVID-19 lockdown: Analysis for the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Science*  
306 *of the Total Environment*, 737, 139765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139765>

307 Siciliano B, Carvalho G, da Silva CM, Arbilla G. 2020b The impact of COVID-  
308 19 partial lockdown on primary pollutant concentrations in the atmosphere of Rio de  
309 Janeiro and São Paulo Megacities (Brazil). *Bulletin of Environmental Contamination and*  
310 *Toxicology* 105(1):2-8. <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02907-9>

311 Sujatha P. 2017 Contribution of vehicular emissions on urban air quality: results  
312 from public strike in Hyderabad. *Indian Journal of Radio & Space Physics (IJRSP)*,  
313 43(6):340-348.

314 Tavella RA, da Silva Júnior FMR. 2020. COVID-19 and air pollution: what do  
315 we know so far?. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 32(1):22-31.  
316 <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>

317 Tavella RA, Fernandes CLF, Penteado JO et al. 2021a. Unexpected reduction in  
318 ozone levels in a mid-size city during COVID-19 lockdown. *International Journal of*  
319 *Environmental Health Research* 1-14. <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526>

320 Tavella RA, da Silva Júnior FMR. 2021b. Watch out for trends: did ozone  
321 increased or decreased during the COVID-19 pandemic?. Environmental Science and  
322 Pollution Research :1-6. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w>

323 Tan PH, Chou C, Liang JY, Chou CCK, Shiu CJ. 2009. Air pollution “holiday  
324 effect” resulting from the Chinese New Year. Atmospheric Environment 43(13):2114-  
325 2124. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.01.037>

326 Tan PH, Chou C, Chou CCK. 2013. Impact of urbanization on the air pollution  
327 “holiday effect” in Taiwan. Atmospheric environment 70:361-375.  
328 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.008>

329 Tobías A, Carnerero C, Reche C et al. 2020. Changes in air quality during the  
330 lockdown in Barcelona (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. Science of  
331 the total environment 726:138540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>

332 Vormittag EMPA, Cirqueira SSR, Neto HW, Salvida PHN. 2021. Análise do  
333 monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Estudos Avançados 35: 7-30.  
334 <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>

335 Wang H, Tan Y, Zhang L, Shen L, Zhao T, Dai Q, ..., Li X. 2021a. Characteristics  
336 of air quality in different climatic zones of China during the COVID-19 lockdown.  
337 Atmospheric pollution research, 12(12), 101247.  
338 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101247>

339 Wang H, Miao Q, Shen L, Yang Q, Wu Y, Wei H, ..., Lu W. 2021b.  
340 Characterization of the aerosol chemical composition during the COVID-19 lockdown  
341 period in Suzhou in the Yangtze River Delta, China. journal of environmental sciences,  
342 102, 110-122. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.09.019>

343 Wang H, Miao Q, Shen L, Yang Q, Wu Y, Wei H. 2021c. Air pollutant variations  
344 in Suzhou during the 2019 novel coronavirus (COVID-19) lockdown of 2020: High time-

345 resolution measurements of aerosol chemical compositions and source apportionment.  
346 Environmental Pollution, 271, 116298. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116298>

347 World Health Organization (2021) WHO global air quality guidelines: particulate  
348 matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide:  
349 executive summary.

350

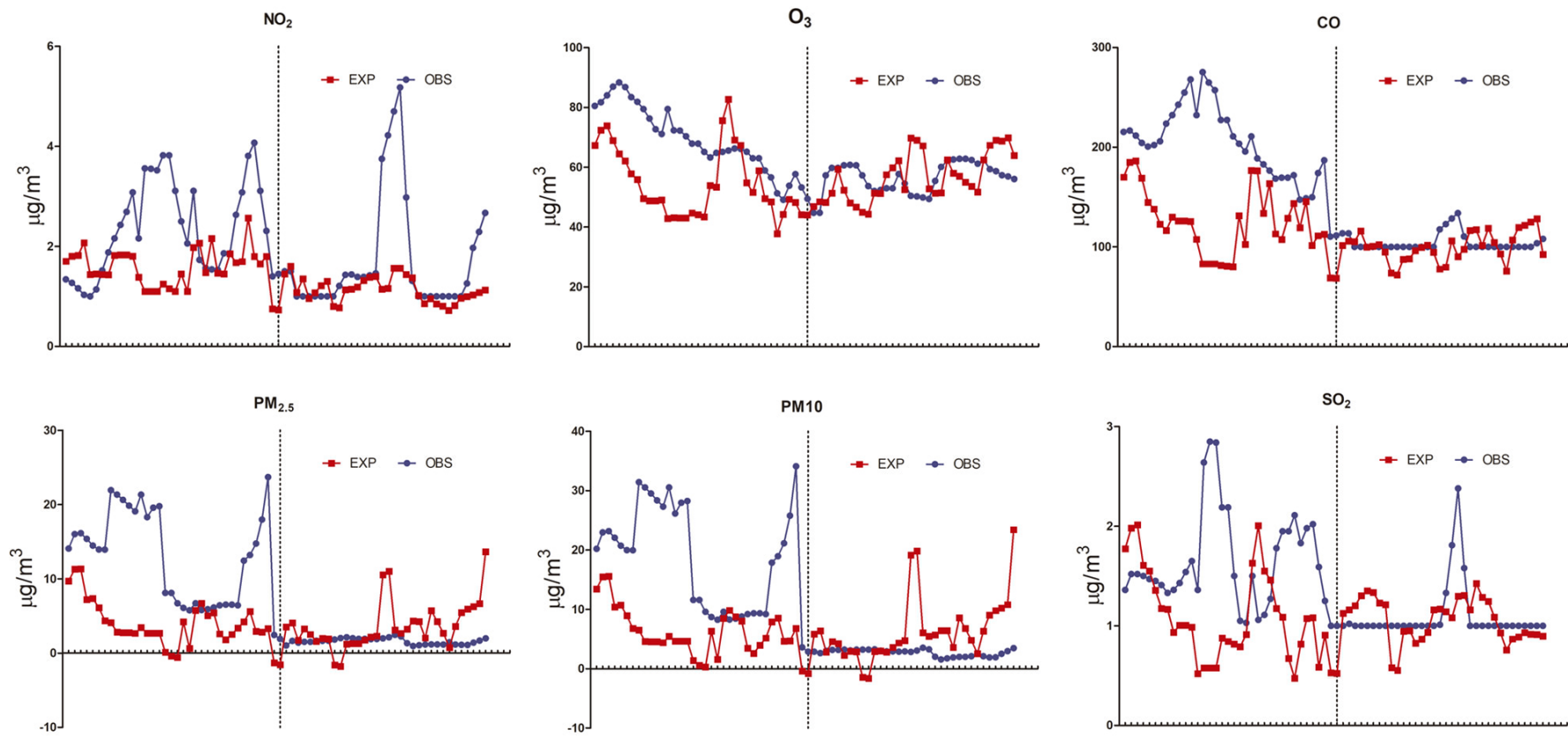
### 351 **Figure captions**

352

353 Figure 1. Temporal behavior of air pollutants after the beginning of the total lockdown  
354 period in Pelotas, Brazil. The dashed line represents 48h after the start of the total  
355 lockdown measurements. Exp = Expected; Obs = Observed.

356

357 Figure 2. Difference between observed and expected values during and after the total  
358 lockdown period. The dashed line represents the end of the total lockdown measures.

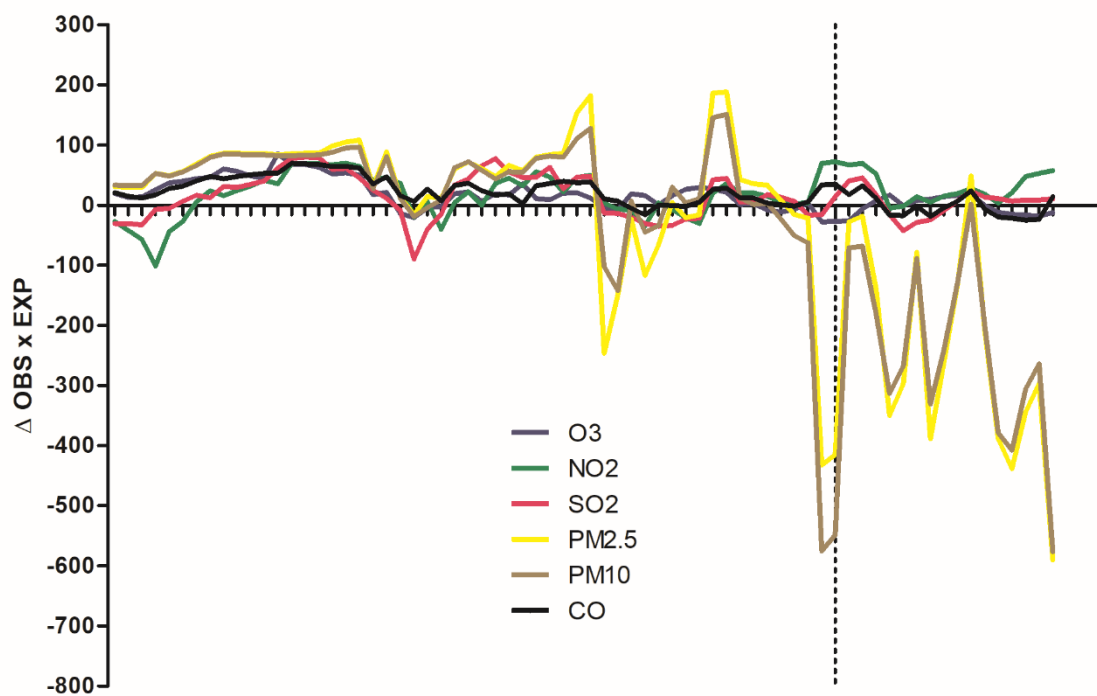


359

360

361

Figure 1. Temporal behavior of air pollutants after the beginning of the total lockdown period in Pelotas, Brazil. The dashed line represents 48h after the start of the total lockdown measurements. Exp = Expected; OBS = Observed.



362

363 Figure 2. Difference between observed and expected values during and after the total

364 lockdown period. The dashed line represents the end of the total lockdown measures.

365

## Supplementary Material

### Better understanding the behavior of air pollutants at shutdown times - results of a short full lockdown

Ronan Adler Tavella<sup>1</sup> ORCID [0000-0003-2436-4186](https://orcid.org/0000-0003-2436-4186)

Jéssica El Koury Santos<sup>2</sup> ORCID [0000-0002-5341-3568](https://orcid.org/0000-0002-5341-3568)

Flávio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>1\*</sup> ORCID [0000-0002-7344-4679](https://orcid.org/0000-0002-7344-4679)

<sup>1</sup>Universidade Federal do Rio Grande - FURG, Av. Itália km 8 Bairro Carreiros, 96203-900, Rio Grande, RS, Brazil

<sup>2</sup> Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, Rua Benjamin Constant, 989 – Porto, Pelotas – RS – Brazil, 96010020.

\*corresponding author – f.m.r.silvajunior@gmail.com +555332935249

Table S1. Descriptive data on the concentration of pollutants during the period included in the study.

Hours after the start of the lockdown (h)	Hours after the end of the lockdown (h)	O <sub>3</sub> Obs (µg/m <sup>3</sup> ) *	O <sub>3</sub> Exp (µg/m <sup>3</sup> )	NO <sub>2</sub> Obs (µg/m <sup>3</sup> ) *	NO <sub>2</sub> Exp (µg/m <sup>3</sup> )	SO <sub>2</sub> Obs (µg/m <sup>3</sup> ) *	SO <sub>2</sub> Exp (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2.5</sub> Obs (µg/m <sup>3</sup> ) *	PM <sub>2.5</sub> Exp (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> Obs (µg/m <sup>3</sup> ) *	PM <sub>10</sub> Exp (µg/m <sup>3</sup> )	CO Obs (µg/m <sup>3</sup> ) *	CO Exp (µg/m <sup>3</sup> )
15		80.51	67.30	1.34	1.70	1.36	1.77	14.08	9.69	20.21	13.43	215.25	169.99
16		81.73	72.45	1.27	1.81	1.52	1.98	16.01	11.30	22.98	15.49	216.63	184.90
17		84.04	73.83	1.16	1.82	1.52	2.01	16.15	11.35	23.17	15.59	211.63	186.08
18		86.96	68.96	1.03	2.07	1.50	1.61	15.38	7.22	22.07	10.41	204.25	169.05
19		88.37	64.51	1.00	1.44	1.47	1.55	14.47	7.36	20.73	10.73	200.56	144.82
20		86.82	62.09	1.14	1.45	1.45	1.36	13.95	6.11	19.99	8.93	202.06	138.00
21		83.46	57.83	1.52	1.44	1.41	1.18	13.93	4.37	19.95	6.77	205.81	122.86
22		81.86	55.88	1.88	1.43	1.33	1.17	21.94	4.10	31.43	6.51	223.63	116.46
23		79.46	49.54	2.16	1.82	1.36	0.93	21.34	2.84	30.55	4.60	232.13	129.77
24		76.31	48.80	2.43	1.83	1.43	1.01	20.62	2.76	29.52	4.56	242.56	126.10
25		72.69	48.80	2.69	1.83	1.54	1.01	19.84	2.76	28.38	4.56	254.69	126.10
26		71.10	49.07	3.08	1.80	1.65	0.99	19.09	2.66	27.30	4.40	267.94	125.60
27		79.46	42.84	2.16	1.38	1.36	0.52	21.34	3.44	30.55	5.45	232.13	107.63
28		72.33	43.13	3.56	1.10	2.64	0.58	18.30	2.68	26.16	4.65	275.25	82.95



---

29	72.27	43.10	3.55	1.10	2.85	0.58	19.57	2.68	27.96	4.65	264.81	82.97
30	70.36	43.10	3.52	1.10	2.84	0.58	19.77	2.68	28.25	4.65	257.19	82.97
31	67.91	44.72	3.82	1.25	2.19	0.88	8.10	1.11	11.58	1.39	227.25	81.52
32	67.91	44.15	3.82	1.15	2.19	0.84	8.10	1.10	11.58	0.56	227.25	80.62
33	65.15	43.38	3.11	1.10	1.50	0.82	6.71	1.08	9.60	0.31	210.75	80.07
34	63.29	53.91	2.50	1.45	1.05	0.79	6.09	4.22	8.71	6.32	203.38	131.29
35	64.80	53.34	2.06	1.10	1.03	0.91	5.76	0.64	8.24	1.59	195.63	102.57
36	65.15	75.61	3.11	1.98	1.50	1.63	6.71	5.77	9.60	8.50	210.75	176.62
37	65.58	82.70	1.73	2.07	1.06	2.01	5.79	6.70	8.28	9.84	188.75	176.42
38	66.25	69.15	1.57	1.47	1.11	1.55	5.90	5.04	8.44	8.77	182.69	133.54
39	66.14	67.37	1.54	2.16	1.27	1.46	6.14	5.44	8.79	8.02	176.50	163.57
40	65.16	54.83	1.53	1.46	1.78	1.17	6.43	2.59	9.21	3.43	168.44	113.06
41	63.01	51.62	1.86	1.45	1.95	1.09	6.53	1.81	9.34	2.57	169.38	107.52
42	63.01	58.89	1.86	1.85	1.95	0.67	6.53	2.52	9.34	3.94	169.38	128.74
43	58.90	49.54	2.63	1.68	2.11	0.47	6.44	3.37	9.21	5.17	171.81	143.58
44	56.59	48.42	3.08	1.70	1.83	0.82	12.44	4.20	17.87	7.89	147.31	119.17
45	51.31	37.75	3.81	2.57	1.98	1.07	13.20	5.61	18.95	8.53	148.69	145.58
46	49.11	44.25	4.07	1.80	2.02	1.08	14.74	2.94	21.14	4.63	149.84	101.44
47	53.84	49.29	3.11	1.65	1.59	0.58	17.98	2.82	25.79	4.68	174.00	111.17

---

---

48		57.70	48.21	2.31	1.80	1.25	0.91	23.69	3.29	34.12	6.81	186.81	112.68
49		53.25	44.13	1.40	0.75	1.00	0.53	2.44	1.00	3.59	-0.40	110.38	68.99
50		49.44	44.08	1.45	0.73	1.00	0.52	1.91	1.00	2.88	-0.81	111.38	68.58
51		44.74	46.86	1.50	1.45	1.00	1.13	1.02	3.54	2.88	5.82	113.63	101.43
52		44.74	48.48	1.50	1.60	1.02	1.16	1.64	4.08	2.63	6.37	113.63	105.78
53		57.30	48.21	1.00	1.08	1.00	1.20	1.41	1.74	3.02	2.81	100.00	105.28
54		59.80	51.39	1.00	1.35	1.00	1.30	1.51	3.27	3.16	4.58	100.00	115.89
55	1	59.80	59.35	1.00	0.96	1.00	1.35	1.51	2.51	3.16	4.23	100.00	99.78
56	2	60.64	52.38	1.00	1.07	1.00	1.34	1.66	1.59	3.21	2.25	100.00	100.57
57	3	60.77	48.05	1.00	1.21	1.00	1.23	1.64	1.98	3.08	2.96	100.00	102.10
58	4	60.64	46.70	1.00	1.30	1.00	1.21	1.66	1.92	3.21	2.87	100.00	94.87
59	5	57.30	44.92	1.00	0.80	1.00	0.58	1.83	1.00	3.21	-1.46	100.00	73.70
60	6	53.70	44.33	1.21	0.77	1.00	0.55	2.03	1.00	3.22	-1.65	100.00	71.93
61	7	52.07	51.32	1.43	1.13	1.00	0.95	2.14	1.22	3.27	2.90	100.00	87.51
62	8	52.36	51.31	1.44	1.14	1.00	0.95	2.00	1.28	3.04	3.00	100.00	88.00
63	9	52.97	57.52	1.39	1.19	1.00	0.83	1.91	1.27	2.92	2.82	100.00	96.31
64	10	52.97	59.86	1.39	1.32	1.00	0.87	1.91	1.75	2.92	3.59	100.00	99.37
65	11	57.73	62.24	1.42	1.38	1.00	0.93	1.88	2.17	2.88	4.35	100.00	101.59
66	12	54.55	52.55	1.46	1.40	1.00	1.16	1.89	2.29	2.91	4.72	100.00	94.56

---

67	13	50.45	69.81	3.75	1.14	1.01	1.17	1.98	10.54	2.84	19.17	117.50	77.83
68	14	50.25	69.08	4.22	1.16	1.33	1.14	2.14	11.02	3.06	19.85	122.88	79.66
69	15	49.89	67.19	4.70	1.56	1.81	1.08	2.46	3.14	3.54	6.05	128.38	106.00
70	16	49.38	52.77	5.18	1.56	2.38	1.30	2.25	2.66	3.25	5.46	133.81	90.27
71	17	55.40	51.34	2.98	1.44	1.58	1.31	1.34	3.21	2.02	5.68	110.50	97.64
72	18	60.09	51.42	1.31	1.37	1.00	1.16	0.96	4.32	1.55	6.40	100.00	116.64
73	19	62.20	62.51	1.00	1.02	1.00	1.43	1.07	4.25	1.75	6.44	100.00	117.40
74	20	62.60	58.01	1.00	0.86	1.00	1.29	1.15	2.05	1.91	3.60	100.00	101.52
75	21	62.84	57.03	1.00	0.95	1.00	1.24	1.17	5.71	1.99	8.57	100.00	118.61
76	22	62.84	55.01	1.00	0.85	1.00	1.09	1.17	4.23	1.99	6.78	100.00	104.50
77	23	62.43	53.61	1.00	0.81	1.00	0.93	1.16	2.67	2.11	4.81	100.00	92.99
78	24	61.17	51.75	1.00	0.72	1.00	0.76	1.46	0.75	2.57	2.53	100.00	75.76
79	25	62.43	62.50	1.00	0.81	1.00	0.87	1.16	3.59	2.11	6.34	100.00	106.88
80	26	59.35	67.37	1.00	0.97	1.00	0.89	1.12	5.47	1.89	9.05	100.00	119.58
81	27	58.69	69.02	1.26	0.99	1.00	0.93	1.10	5.92	1.93	9.80	100.00	121.58
82	28	57.34	68.79	1.97	1.03	1.00	0.91	1.41	6.26	2.52	10.23	100.00	125.00
83	29	56.92	69.84	2.29	1.08	1.00	0.91	1.68	6.67	2.97	10.80	103.63	128.13
84	30	56.05	63.95	2.67	1.13	1.00	0.90	1.98	13.66	3.46	23.42	108.06	92.39

Table S2. Statistical analysis comparing the levels of air pollutants during and after the lockdown in the city of Pelotas

Pollutant	Data type	Used test	p value	F	U
O <sub>3</sub>	Parametric	Unpaired t test	<0.0001	7.391	-
NO <sub>2</sub>	Non-parametric	Mann Whitney test	0.0029	-	360.5
SO <sub>2</sub>	Non-parametric	Mann Whitney test	<0.0001	-	189.5
PM <sub>2.5</sub>	Non-parametric	Mann Whitney test	<0.0001	-	96.5
PM <sub>10</sub>	Non-parametric	Mann Whitney test	<0.0001	-	82.5
CO	Non-parametric	Mann Whitney test	<0.0001	-	54.0

## **5.6. Dinâmica dos Poluentes atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande do Sul para controle da Pandemia de COVID-19**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 23/08/2021, na Revista Virtual de Química: No Impact Factor, 0.15 SJR e Qualis B2 em Medicina II.

DOI: <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20220007>

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<http://rvq.sbq.org.br/conteudo.asp?page=2>

1 **Dinâmica dos poluentes atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do**  
2 **Rio Grande do Sul para controle da Pandemia da Covid-19**

3 Ulguim, S. M.<sup>1</sup>; Tavella, R. A.<sup>2,3</sup>; Dias, D.<sup>1,4\*</sup>; da Silva Júnior, F. M. R.<sup>2,3</sup>

4 **Dynamics of air pollutants and the Controlled Distancing Model of Rio Grande do**  
5 **Sul for Covid-19 Pandemic Control**

6 **Abstract:** Studies around the world have revealed environmental changes during  
7 quarantine periods and social distancing imposed by local governments to control the  
8 spread of the Sars-Cov-2 virus, the etiological agent of Covid-19. Among these changes,  
9 the most reported was the reduction in the levels of some atmospheric pollutants related  
10 to urban and industrial activities. In Brazil, the state of Rio Grande do Sul adopted a  
11 Controlled Distance Model (MDC) with 4 different stages of distancing measures based  
12 on the restriction of human activities, represented by colors (yellow, orange, red and  
13 black). The objective of the study was to evaluate the behavior of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>,  
14 SO<sub>2</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO) during the first 15 weeks of the implementation of the MDC in five  
15 municipalities in the extreme south of the state (Pelotas, Rio Grande, Bagé, Candiota and  
16 Herval). Interestingly, the levels of some pollutants were increased in the most restrictive  
17 scenarios of the MDC, especially O<sub>3</sub> in 4 municipalities and SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> and CO in Candiota  
18 and Bagé. In addition, a similar scenario was found when the levels of air pollutants were  
19 related to the time of implementation of the MDC, indirectly reflecting a decrease in  
20 adherence to restrictive measures imposed by social isolation, mainly due to the increase  
21 in the levels of pollutants over the 15 weeks evaluated. This study is a pioneer in  
22 evaluating the behavior of air pollutants during the Covid-19 pandemic in medium and  
23 small cities.

24 **Keywords:** Sars-Cov-2; Air Pollutants; Social Isolation; Quarantine.

25

26 **Resumo:** Estudos ao redor do mundo revelaram mudanças ambientais durante os  
27 períodos de quarentena e distanciamento social impostos pelos governos locais para  
28 controle da disseminação do vírus Sars-Cov-2, agente etiológico da Covid-19. Entre estas  
29 mudanças, a mais relatada foi a redução dos níveis de alguns poluentes atmosféricos  
30 relacionados a atividades urbanas e industriais. Aqui no Brasil, o estado do Rio Grande  
31 do Sul adotou um Modelo de Distanciamento Controlado (MDC) com 4 diferentes  
32 estágios de distanciamento baseado na restrição de atividades humanas, representados por  
33 cores de bandeiras (amarela, laranja, vermelha e preta). O objetivo do estudo foi avaliar  
34 o comportamento dos poluentes atmosféricos (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO) durante as 15  
35 primeiras semanas de implementação do MDC em cinco municípios do extremo sul do  
36 Estado (Pelotas, Rio Grande, Bagé, Candiota e Herval). Curiosamente, os níveis de alguns  
37 poluentes estiveram aumentados nos cenários mais restritivos do MDC, sobretudo o O<sub>3</sub>  
38 em 4 municípios e SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> e CO em Candiota e Bagé. Ainda, cenário similar foi  
39 encontrado quando foram relacionados os níveis dos poluentes do ar com o tempo a partir  
40 da implementação do MDC, refletindo indiretamente uma diminuição da adesão às  
41 medidas restritivas impostas pelo isolamento social, principalmente pelo aumento dos  
42 níveis dos poluentes no transcorrer das 15 semanas avaliadas. Este estudo é pioneiro ao

43 avaliar o comportamento dos poluentes atmosféricos durante a pandemia da Covid-19 em  
44 cidades de médio e pequeno porte.

45 **Palavras-chave:** Sars-Cov-2; Poluentes do Ar; Isolamento Social; Quarentena.

46

47 \*Escola de Química e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande, Campus  
48 Carreiros, 96203-900, Rio Grande-RS, Brasil. daianezd@gmail.com

49

50 **Dinâmica dos poluentes atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do**  
51 **Rio Grande do Sul para controle da Pandemia da Covid-19**

52 Ulguim, S. M.<sup>1</sup>; Tavella, R. A.<sup>2,3</sup>; Dias, D.<sup>1,4\*</sup>; da Silva Júnior, F. M. R.<sup>2,3</sup>

53 <sup>1</sup> Escola de Química e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande, Campus  
54 Carreiros, 96203-900, Rio Grande-RS, Brasil.

55 <sup>2</sup> Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande, Campus  
56 Carreiros, 96203-900, Rio Grande-RS, Brasil.

57 <sup>3</sup> Programa de Pós Graduação em Química Tecnológica e Ambiental, Escola de Química  
58 e Alimentos, Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, 96203-900, Rio  
59 Grande-RS, Brasil.

60 <sup>4</sup> Programa de Pós Graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina, Rua  
61 Visconde de Paranaguá, 102, bairro Centro, 96203-900, Rio Grande, RS, Brasil.

62 \* daianezd@gmail.com

63

64 **1. Introdução**

65 **2. Materiais e Métodos**

66 **2.1. Local do estudo**

67 **2.2. Modelo de Distanciamento Controlado (MDC)**

68 **2.3. Análise dos poluentes atmosféricos**

69 **3. Resultados e Discussões**

70 **4. Conclusão**

71 **5. Referências Bibliográficas**

72



73

**74 1. Introdução**

75 No decurso da epidemia do novo Coronavírus no Brasil foram introduzidas  
76 medidas legais de distanciamento social por governos estaduais e prefeituras, afim de  
77 conter a propagação do vírus.<sup>1</sup> O estado do Rio Grande do Sul adotou um método  
78 exclusivo, designado Modelo de Distanciamento Controlado (MDC), que auxilia na  
79 identificação de setores aptos a retornar as atividades, atribuindo um equilíbrio entre  
80 saúde e impacto econômico.<sup>2</sup> Tal medida engloba indicadores ponderados, os quais são  
81 classificados em 4 bandeiras, correspondentes às cores amarela, laranja, vermelha e preta,  
82 que repercutem na flexibilização da atividade econômica dos municípios, de forma que a  
83 bandeira amarela é a mais permissiva e a preta a mais restritiva.<sup>2</sup> O estado foi dividido  
84 em 21 regiões de agrupamento e a determinação da coloração da bandeira ocorre  
85 semanalmente, de acordo com a análise dos indicadores realizada pelo governo estadual.<sup>3</sup>

86 Apesar das ações de distanciamento social terem como principal objetivo a  
87 redução no nível de disseminação da doença, elas também trouxeram aspectos ambientais  
88 positivos.<sup>4,5</sup> Estudos têm apontado a redução nos níveis de poluentes atmosféricos em  
89 diferentes cidades ao redor do globo, como por exemplo, São Paulo, Barcelona e em  
90 várias cidades na China.<sup>6-9</sup> Nesses locais foram identificados a redução de SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>,  
91 PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e CO. Essas reduções estão estreitamente relacionadas com as medidas  
92 adotadas por governos em todo o mundo para limitar as atividades durante a quarentena,  
93 que incluem a diminuição da atividade e mobilidade urbana e a atividade industrial.<sup>10</sup>

94 Neste cenário epidemiológico, torna-se ainda mais importante a realização de  
95 estudos que abordem o tema de poluição atmosférica, visto que dados da Organização  
96 Mundial da Saúde (OMS) indicam que 4,2 milhões de pessoas morrem anualmente em  
97 decorrência dessa poluição, uma vez que muitos dos poluentes do ar estão diretamente

98 associados ao aparecimento de doenças crônicas, tais como: diabetes, hipertensão,  
99 doenças cardiovasculares e respiratórias, além de diferentes tipos de cânceres.<sup>11,12</sup>

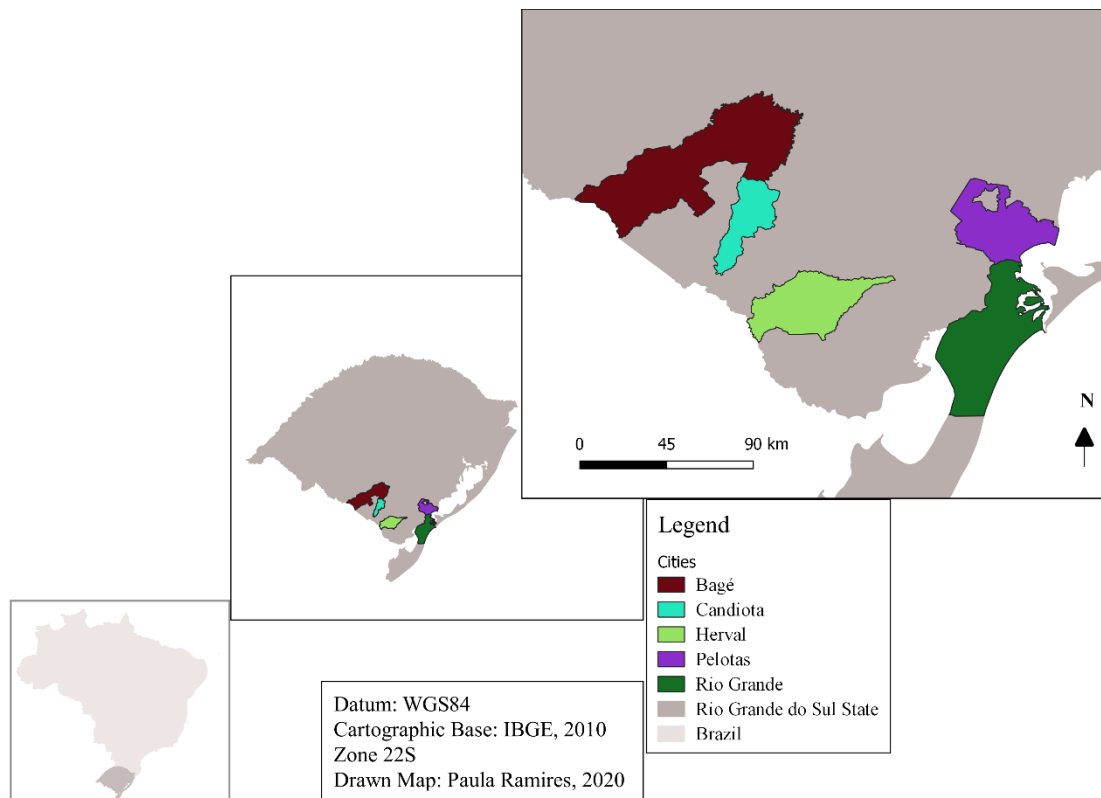
100 Com isso, o objetivo deste estudo foi analisar o impacto das restrições de cada  
101 bandeira do MDC nos níveis dos poluentes atmosféricos ozônio (O<sub>3</sub>), dióxido de  
102 nitrogênio (NO<sub>2</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) e material  
103 particulado 2.5 (PM<sub>2.5</sub>) das cidades de Rio Grande, Pelotas, Herval, Bagé e Candiota,  
104 levando em consideração os dados diários das 15 primeiras semanas após a  
105 implementação do MDC do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

106

## 107 **2. Materiais e Métodos**

### 108 2.1. Local do estudo

109 O estudo foi realizado com dados de cinco municípios do extremo Sul do Estado  
110 do Rio Grande do Sul: Pelotas, Rio Grande, Bagé, Candiota e Herval (Figura 1). Cada  
111 uma dessas cidades possui características demográficas e econômicas distintas que  
112 permitem a elas representar, de maneira genérica, outras cidades do estado. As cidades  
113 de Bagé, Rio Grande e Pelotas são as maiores cidades da região Sul do Estado. Rio  
114 Grande tem sua economia focada no setor industrial, enquanto Pelotas em comércio e  
115 serviços e Bagé em agropecuária. A cidade de Candiota é caracterizada por forte atividade  
116 de exploração e queima de carvão mineral e Herval é um município rural com baixo  
117 número de habitantes.



118

119 **Figura 1.** Mapa da área de estudo

## 120 2.2. Modelo de Distanciamento Controlado (MDC)

121 O nível de distanciamento foi controlado pela capacidade de resposta dos hospitais  
 122 e demais setores de saúde da região, além também do comportamento da pandemia no  
 123 território. Os quatro estágios de controle foram indicados através da coloração das  
 124 bandeiras, que deliberou uma redução de atividade em todos os segmentos econômicos:  
 125 a cor amarela representou uma situação mais amena, com medidas flexíveis, já a laranja  
 126 correspondeu a um risco médio com menor flexibilização, enquanto a bandeira vermelha  
 127 foi mais restritiva, e por fim, a preta representou a maior restrição entre as demais.<sup>13</sup> Os  
 128 dados apresentados referente a bandeira foram extraídos a partir da base de dados disposta  
 129 pelo governo do Rio Grande do Sul no site do mesmo.<sup>3</sup>

## 130 2.3. Análise dos poluentes atmosféricos

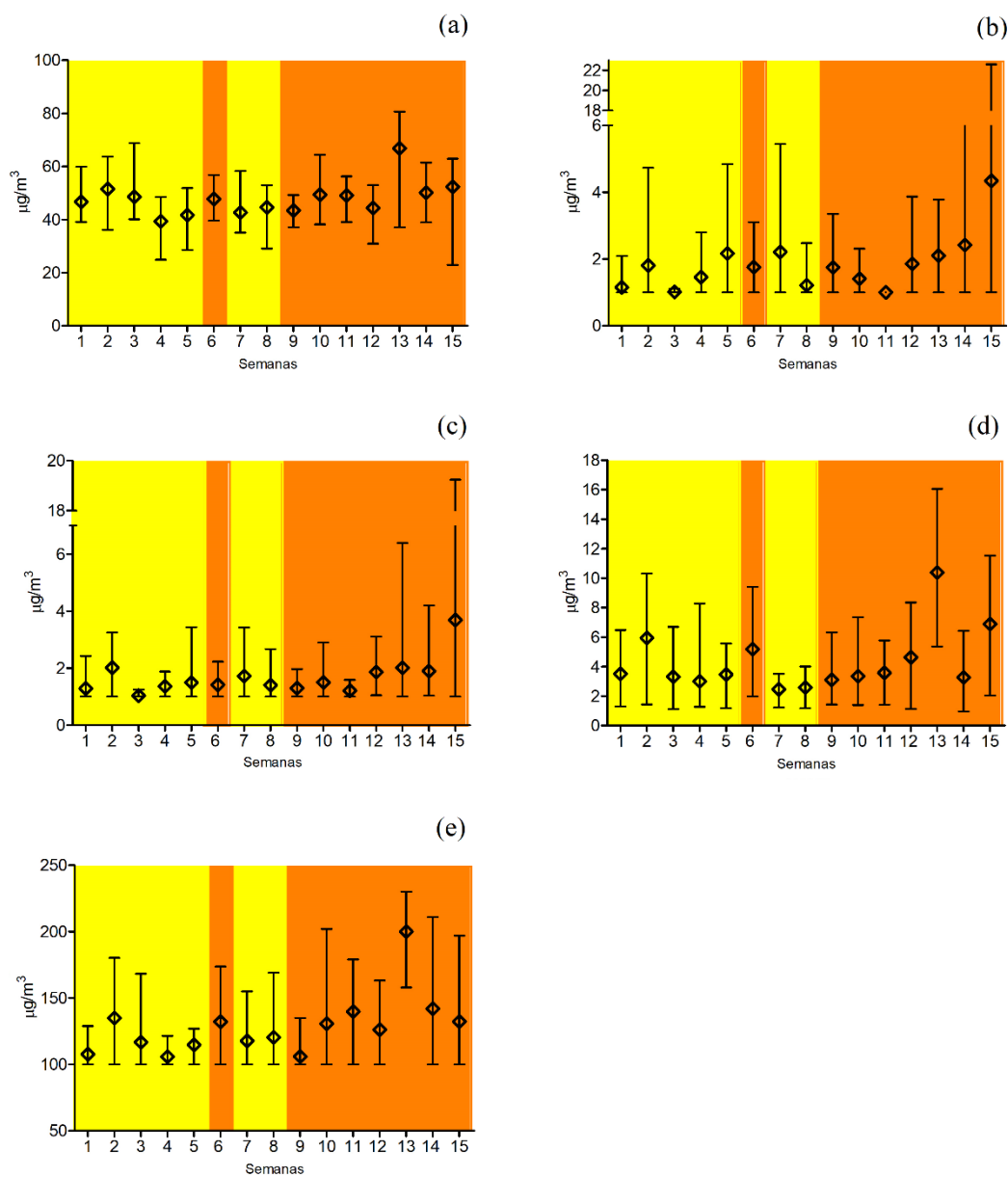
131 Os dados dos poluentes atmosféricos foram coletados entre 11 de maio de 2020 e  
132 23 de agosto de 2020, período correspondente às 15 primeiras semanas de implementação  
133 do MDC do RS. As concentrações de O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO (µg/m<sup>3</sup>) foram extraídas  
134 de monitoramento em tempo real usando The Weather Channel (IBM, EUA), a partir de  
135 dados de satélites do Serviço de Monitoramento Atmosférico Copernicus da European  
136 Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF).

137 Os dados foram apresentados como média semanal e intervalo mínimo-máximo.  
138 Uma análise de correlação de postos de Spermann foi conduzida para correlacionar os  
139 poluentes atmosféricos com as cores das bandeiras (1 – amarela; 2 – laranja; 3 – vermelha;  
140 4 – preta) e outra análise de correlação de Pearson foi conduzida para relacionar os  
141 poluentes atmosféricos às semanas após implantação do MDC (variando de 1 a 15). Foi  
142 considerado um p crítico  $\leq 0,05$ . Adicionalmente foi realizada uma análise multivariada  
143 (Análise de Componentes Principais) visando apontar a relação entre os poluentes  
144 atmosféricos e o grau de restrição do MDC (cor da bandeira) e o tempo transcorrido do  
145 início da implementação do modelo (semanas). Todas as análises foram realizadas através  
146 do Software STATISTICA 7.0.

### 147 **3. Resultados e Discussões**

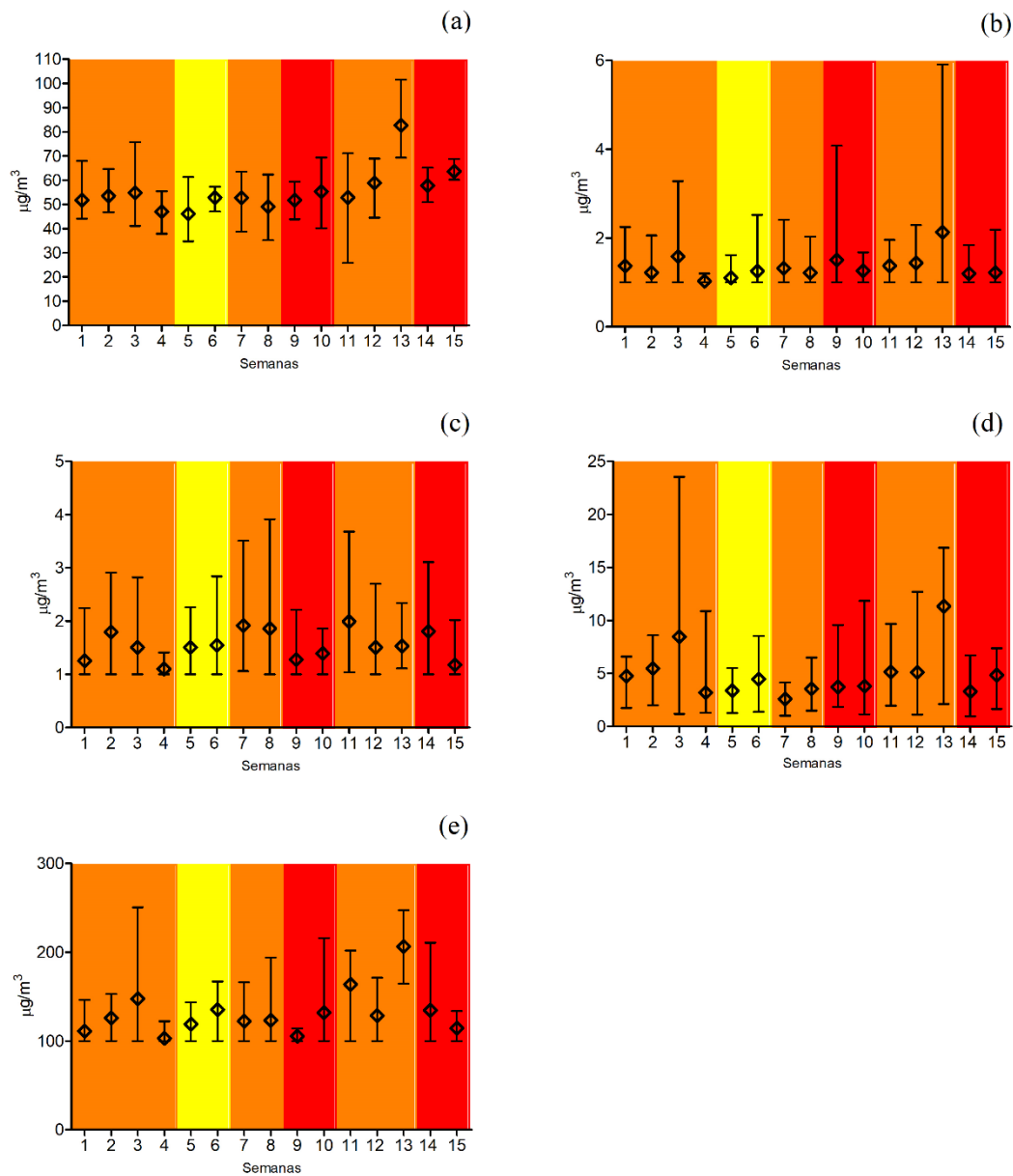
148 O comportamento dos poluentes atmosféricos com relação a variação das  
149 bandeiras propostas pelo MDC está representado nas Figuras 2 a 6 (a-e), das cidades de  
150 Bagé, Pelotas, Rio Grande, Candiota e Herval, respectivamente. Para todas as 5 cidades  
151 estudadas, a maior média semanal de O<sub>3</sub>, PM<sub>2,5</sub> e CO foi encontrada na 13<sup>a</sup> semana após  
152 implementação do MDC. Enquanto o SO<sub>2</sub> apresentou seu maior nível na 13<sup>a</sup> semana  
153 somente em três cidades e o NO<sub>2</sub> em apenas uma das cidades estudadas. Além disso,  
154 observou-se que a 13<sup>a</sup> semana foi justamente a que celebra um feriado importante (dia

155 dos pais), uma data comercial que pode ter ocasionado alta movimentação nos centros  
 156 urbanos, promovendo o aumento dos poluentes. Ainda, foi possível analisar que a 5ª  
 157 semana do período estudado englobou outro feriado (Corpus Christi), mas que não  
 158 apresentou níveis elevados quanto o da semana 13, isso pode estar associado ao feriado  
 159 ter sido prolongado, possibilitando viagens para fora das cidades e fazendo com que as  
 160 concentrações em níveis locais não fossem elevadas.



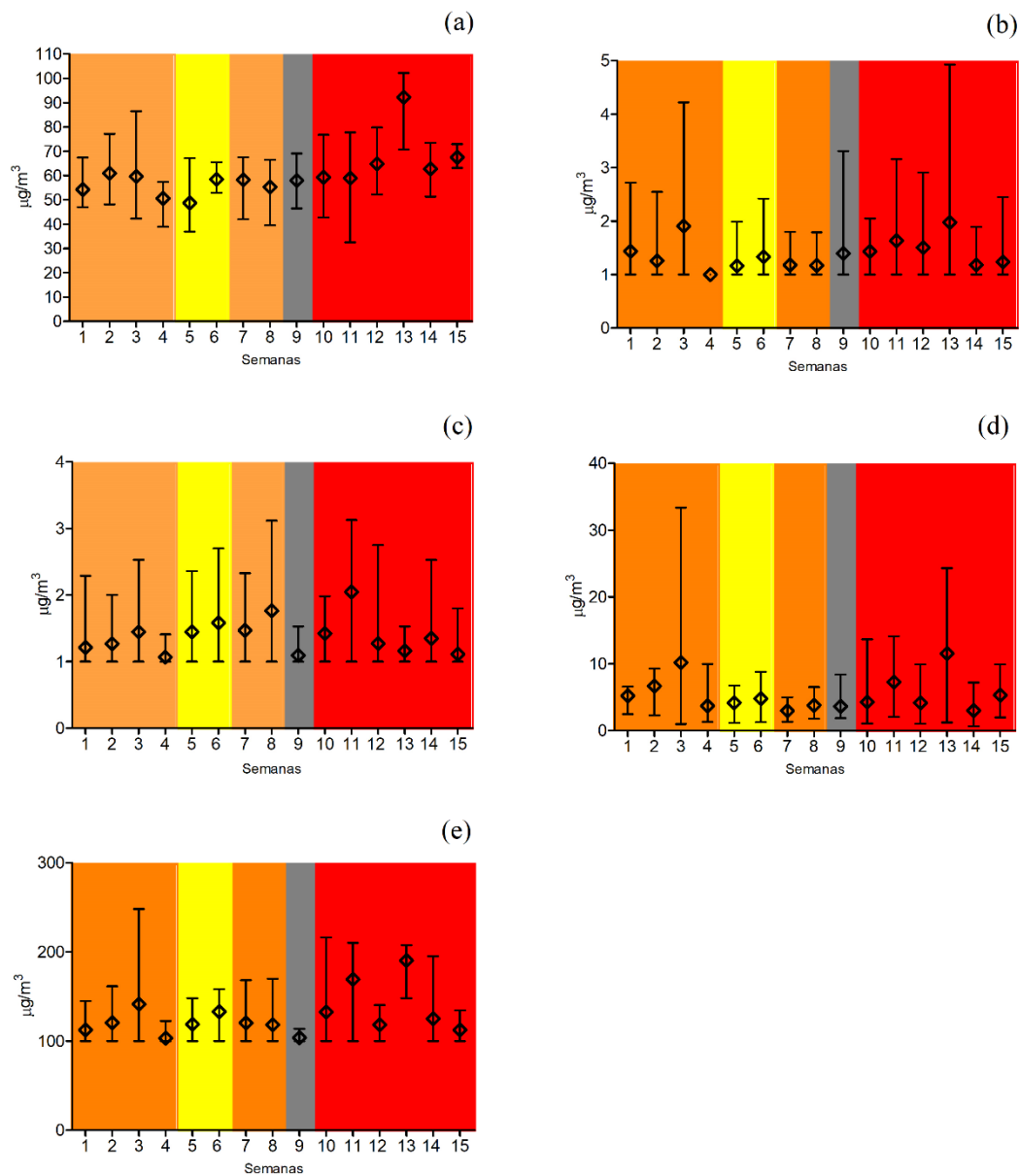
162 **Figura 2.** Comportamento dos poluentes atmosféricos com a variação da bandeira durante o  
 163 período inicial de 15 semanas do MDC em Bagé, RS, Brasil. (a) O<sub>3</sub>; (b) SO<sub>2</sub>; (c) NO<sub>2</sub>; (d) PM<sub>2,5</sub>;  
 164 (e) CO.

165



166

167 **Figura 3.** Comportamento dos poluentes atmosféricos com a variação da bandeira durante o  
 168 período inicial de 15 semanas do MDC em Pelotas, RS, Brasil. (a) O<sub>3</sub>; (b) SO<sub>2</sub>; (c) NO<sub>2</sub>; (d) PM<sub>2,5</sub>;  
 169 (e) CO.



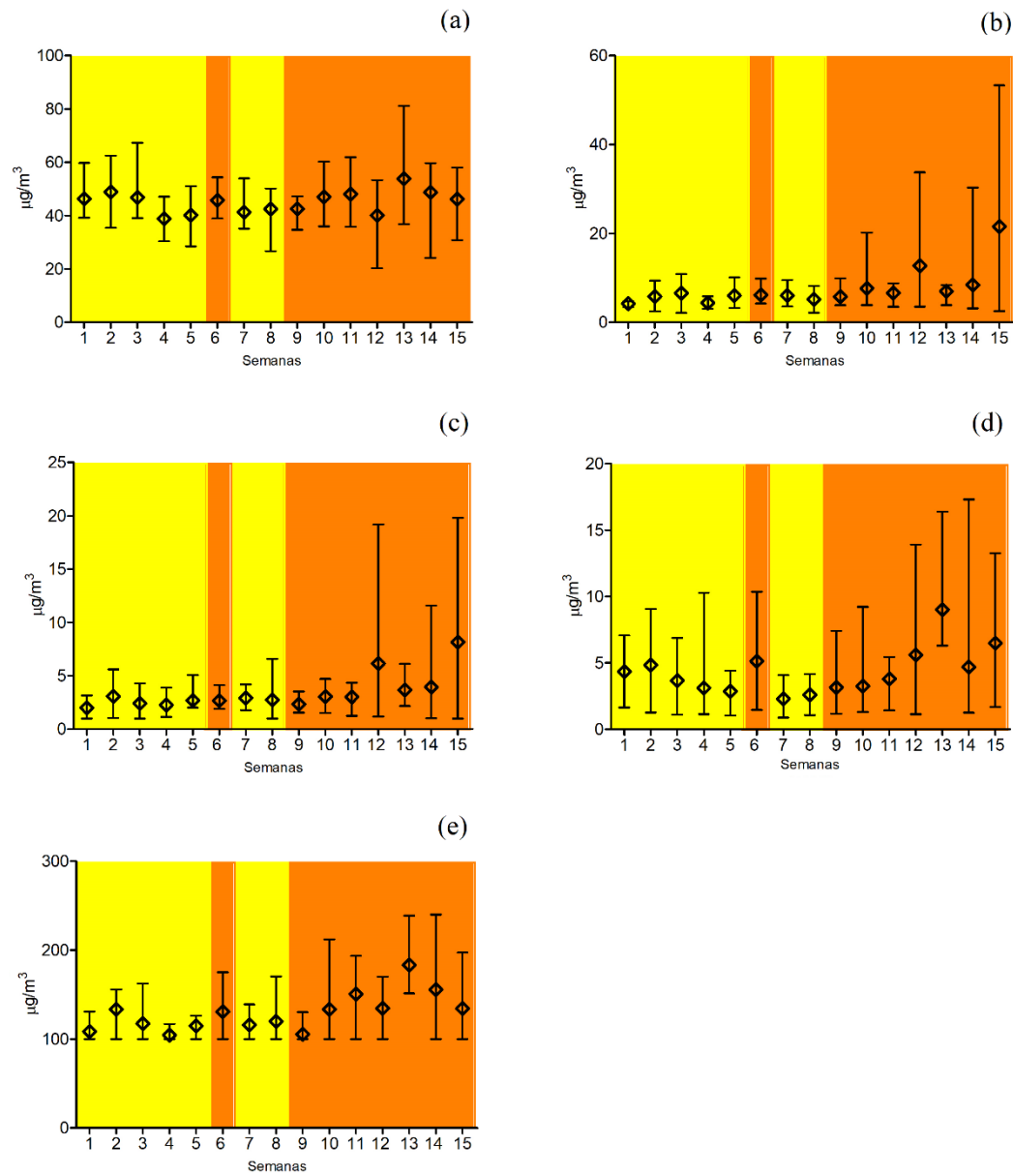
170

171 **Figura 4.** Comportamento dos poluentes atmosféricos com a variação da bandeira durante o172 período inicial de 15 semanas do MDC em Rio Grande, RS, Brasil. (a)  $\text{O}_3$ ; (b)  $\text{SO}_2$ ; (c)  $\text{NO}_2$ ; (d)173  $\text{PM}_{2.5}$ ; (e) CO.

174

175

176



177

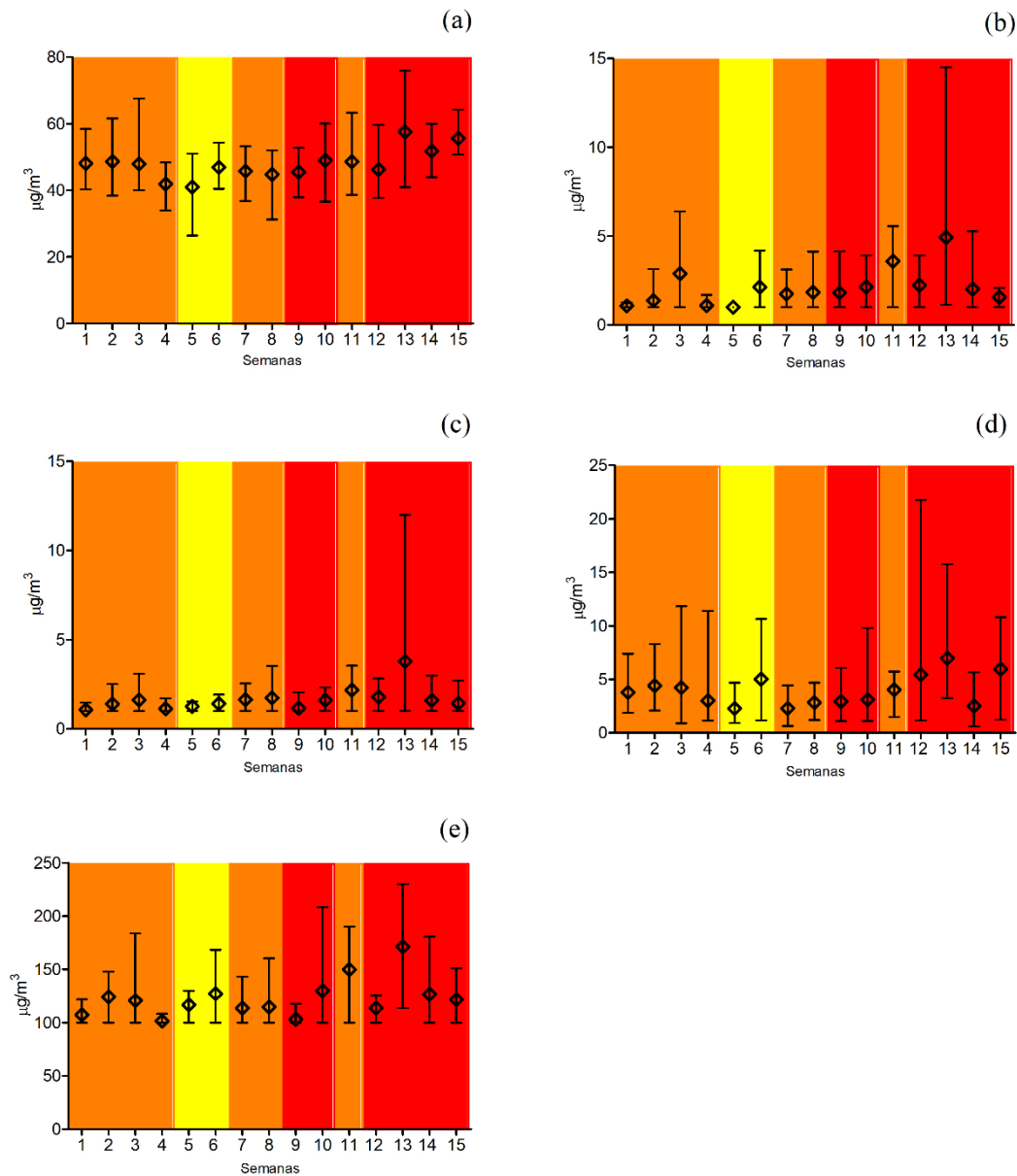
178 **Figura 5.** Comportamento dos poluentes atmosféricos com a variação da bandeira durante o  
 179 período inicial de 15 semanas do MDC em Candiota, RS, Brasil. (a)  $\text{O}_3$ ; (b)  $\text{SO}_2$ ; (c)  $\text{NO}_2$ ; (d)  
 180  $\text{PM}_{2.5}$ ; (e) CO.

181

182

183





184

185 **Figura 6.** Comportamento dos poluentes atmosféricos com a variação da bandeira durante o  
 186 período inicial de 15 semanas do MDC em Herval, RS, Brasil. (a)  $\text{O}_3$ ; (b)  $\text{SO}_2$ ; (c)  $\text{NO}_2$ ; (d)  $\text{PM}_{2.5}$ ;  
 187 (e)  $\text{CO}$ .

188

189

190

191 A Tabela 1 corresponde à média da concentração dos poluentes atmosféricos  
 192 durante o período inicial de 15 semanas do MDC nas cidades de Bagé, Pelotas, Rio  
 193 Grande, Candiota e Herval. Verificou-se que Rio grande exibiu a maior concentração  
 194 média de O<sub>3</sub> e PM<sub>2.5</sub> dentre as cidades observadas, o que pode estar relacionado a elevada  
 195 atividade industrial da região. Pelotas, por sua vez, apresentou maior nível de CO,  
 196 composto usualmente associado ao alto fluxo veicular. Por ser a cidade com maior  
 197 densidade populacional avaliada Pelotas também é a que possui maior fluxo de veículos  
 198 em suas vias urbanas. Por fim, Candiota, com atividades de exploração e queima de  
 199 carvão, apresentou as maiores concentrações de NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>.

200 **Tabela 1.** Média da concentração dos poluentes atmosféricos durante o período inicial de  
 201 15 semanas do MDC nas cidades de Bagé, Pelotas, Rio Grande, Candiota e Herval.

	<b>Rio Grande</b>	<b>Pelotas</b>	<b>Bagé</b>	<b>Herval</b>	<b>Candiota</b>
<b>Ozônio</b>	60,78 ± 13,87	55,54 ± 12,02	47,95 ± 10,81	47,47 ± 9,12	45,19 ± 10,03
<b>NO<sub>2</sub></b>	1,38 ± 0,57	1,54 ± 0,68	1,69 ± 1,96	1,66 ± 1,31	3,43 ± 3,21
<b>SO<sub>2</sub></b>	1,39 ± 0,74	1,35 ± 0,70	1,85 ± 2,36	2,12 ± 1,90	7,65 ± 8,02
<b>PM<sub>2.5</sub></b>	5,41 ± 4,93	4,91 ± 4,18	4,32 ± 3,06	3,94 ± 3,36	4,35 ± 3,39
<b>CO</b>	128,25 ± 37,16	131,76 ± 40,01	128,55 ± 34,64	123,02 ± 30,61	129,71 ± 34,82

202

203 A média da concentração de SO<sub>2</sub> na região de Candiota se destaca entre as demais  
 204 (Tabela 1), o que pode estar vinculado a atividade da usina termoelétrica no município.  
 205 Como mostrou o estudo de Dallarosa et al. (2007) que utilizou de um método numérico  
 206 para estudar a dispersão de poluentes emitidos pela usina em Candiota, na qual em 2004  
 207 foram simuladas concentrações máximas de ordem de 170 µg.m<sup>-3</sup> para PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub>

208 próximas da fonte emissora, e também indicou concentrações da ordem de 5 a 10  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$   
209 para esses três poluentes em outro território do município, sugerindo a dispersão desses  
210 causada pelo vento.<sup>14</sup>

211 Por um outro lado, o município de Herval, apesar de ter poucos habitantes,  
212 apresentou níveis de poluentes tão elevado quanto as demais cidades estudadas. Essa  
213 peculiaridade pode estar relacionada a proximidade com a região de Candiota, em razão  
214 da dispersão de poluentes atmosféricos com a velocidade do vento.<sup>15</sup> Rio Grande  
215 evidenciou alta concentração de  $\text{O}_3$ , que pode estar associada a elevada atividade  
216 industrial da cidade e este cenário de elevadas concentrações de  $\text{O}_3$  nesta região já foram  
217 evidenciados anteriormente.<sup>16,17</sup> Ademais, outros estudos realizados na região de Rio  
218 Grande, em uma área urbana sob influência de fábricas de fertilizante e uma refinaria de  
219 petróleo, já tem apontado os impactos ambientais dos contaminantes atmosféricos.<sup>18</sup>  
220 Além disso, o município apresentou um aumento expressivo de concentração de  $\text{O}_3$  com  
221 o decorrer do período estudado, Figura 3 (a). Este aumento está relacionado diretamente  
222 à diminuição gradual nos níveis de  $\text{NO}_2$  também verificados na cidade, Figura 3(c).  
223 Tendências semelhantes foram observadas em Barcelona,<sup>9</sup> Rio de Janeiro<sup>16</sup> e China,<sup>7</sup> em  
224 que as elevações dos níveis de  $\text{O}_3$  foram explicadas como consequência da diminuição  
225 das concentrações de óxidos de nitrogênio. Somado a isso, a cidade de Rio Grande  
226 evidenciou maior média de concentração para o  $\text{PM}_{2,5}$ , estudos recentes de GUTIERREZ  
227 et al. na região, indicam que a concentração desse poluente excede os critérios de  
228 qualidade adotados pela OMS e pelo CONAMA, novamente níveis elevados associados  
229 provavelmente a forte atividade industrial do município.<sup>19</sup>

230 Curiosamente, a correlação de Spearman, representada na Tabela 2, indicou a  
231 relação entre os poluentes atmosféricos e a coloração das bandeiras. As cidades de Bagé

232 e Candiota apresentaram maior número de poluentes com correlações significativas, ou  
 233 seja, nessa região existe uma relação maior entre a emissão dos poluentes atmosféricos  
 234 com a alteração da bandeira do MDC (cenários mais restritivos levaram a maiores  
 235 concentrações de poluentes). Além disso, a partir da correlação de Pearson (Tabela 3)  
 236 entre os poluentes atmosféricos e as semanas estudadas, foi possível verificar que não  
 237 somente as cidades de Bagé e Candiota apresentaram forte relação entre a emissão de  
 238 poluentes atmosféricos com o decorrer das semanas, mas também se observou um perfil  
 239 similar para o município de Herval. As cidades destacadas possivelmente representam  
 240 melhor essa relação devido ao comportamento social e econômico diante da pandemia  
 241 nas regiões, provavelmente associado ao menor número de habitantes nesses municípios.

242 **Tabela 2.** Correlação entre poluentes atmosféricos e cores das bandeiras durante  
 243 o período inicial de 15 semanas do MDC nas cidades de Herval, Rio Grande, Pelotas,  
 244 Bagé e Candiota.

<b>Herval</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,2611	ns	ns	ns	ns
<b>p valor</b>	(0,0084)				
<b>Rio grande</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,3265	ns	ns	ns	ns
<b>p valor</b>	(0,0009)				
<b>Pelotas</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO

<b>R</b>	0,2034	ns	ns	ns	ns
<b>p valor</b>	(0,0413)				
<b>Bagé</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,2440	ns	0,2010	0,2415	0,3089
<b>p valor</b>	(0,0144)		(0,0450)	(0,0155)	(0,0018)
<b>Candiota</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	ns	0,2424	0,2844	0,2172	0,3399
<b>p valor</b>		(0,0146)	(0,0040)	(0,0291)	(0,0005)

245 ns – não significativo

246 **Tabela 3.** Correlação entre poluentes atmosféricos e as 15 semanas iniciais do  
 247 MDC nas cidades de Herval, Rio Grande, Pelotas, Bagé e Candiota.

<b>Herval</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,3119	0,2374	0,2424	ns	0,2608
<b>p valor</b>	(0,0015)	(0,0168)	(0,0146)		(0,0084)
<b>Rio grande</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,4033	ns	ns	ns	ns
<b>p valor</b>	(<0.0001)				

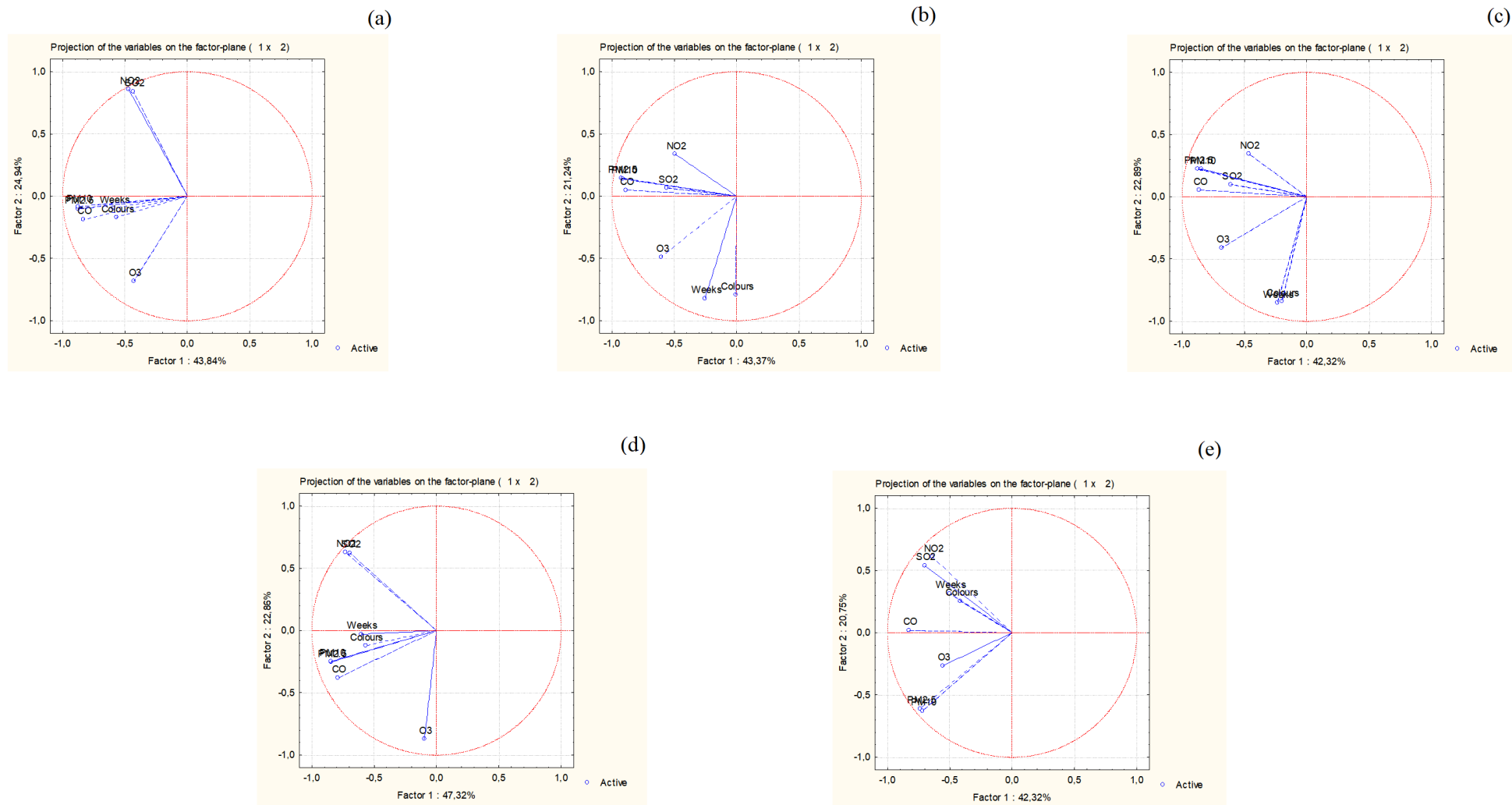
<b>Pelotas</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,4173	ns	ns	ns	0,2284
<b>p valor</b>	(<0.0001)				(0,0216)
<b>Bagé</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	0,2501	ns	0,1973	0,2527	0,3567
<b>p valor</b>	(0,0121)		(0,0491)	(0,0112)	(0,0003)
<b>Candiota</b>					
<b>Parâmetro</b>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO
<b>R</b>	ns	0,3514	0,3477	0,2377	0,3949
<b>p valor</b>		(0,0003)	(0,0004)	(0,0167)	(<0.0001)

248 ns – não significativo

249 A correlação de Pearson mostra que mesmo com a mudança semanal das  
 250 bandeiras, como conseguintes restrições, os níveis de poluentes continuam a aumentar ao  
 251 decorrer das semanas. O que pode ser confirmado através da correlação de Spearman que  
 252 indica o mesmo perfil para os poluentes relacionando as bandeiras. Aliado as correlações  
 253 elucidadas, também foi realizada a análise dos componentes principais (Figura 7), a qual  
 254 buscou representar a possível relação entre os poluentes atmosféricos, a cor da bandeira  
 255 do MDC e as semanas estudadas. Neste sentido, em Bagé (Figura 7-a) e em Candiota  
 256 (Figura 7-d), o PM<sub>2.5</sub> e CO estiveram relacionados ao MDC e as semanas transcorridas  
 257 após implementação deste modelo. Nos municípios de Pelotas e Rio Grande (Figuras 7-

258 b e 7-c), o O<sub>3</sub> teve maior relação ao MDC e as semanas transcorridas, enquanto em Herval  
259 os poluentes mais relacionados ao MDC e as semanas foram o NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>.

260



261 **Figura 7.** Análise multivariada da relação entre os poluentes atmosféricos, a cor da bandeira e o período inicial de 15 semanas do MDC em (a) Bagé; (b)

262 Pelotas; (c) Rio Grande; (d) Candiota; (e) Herval.



263 De acordo com os dados obtidos, foi identificado um aumento da concentração dos  
 264 poluentes com a alteração para bandeiras mais restritivas, um resultado inesperado, que pode  
 265 ser justificado através da resposta da população ao isolamento social. Dados *In loco*  
 266 comprovaram que o índice do isolamento social no Rio Grande do Sul decresceu com o decorrer  
 267 da quarentena, mas que durante o período avaliado se manteve estável (Figura 8).<sup>20</sup> Apesar de  
 268 aparentemente não haver grandes amplitudes do isolamento em nível estadual, pode existir  
 269 peculiaridades em nível local. Por sua vez, um estudo na cidade de São Paulo, indicou que  
 270 zonas centrais apresentaram maior aderência do isolamento do que regiões periféricas, onde  
 271 vivem os trabalhadores de atividades essenciais. Além disso, o estudo também observou a  
 272 influência da atitude dos funcionários do governo em relação a minimização da ameaça da  
 273 doença, resultando na diminuição do isolamento social.<sup>21</sup> No entanto, uma das limitações do  
 274 presente estudo, é a não existência de informações disponíveis acerca dos níveis de isolamento  
 275 social por município.



276

277 **Figura 8.** Índice de isolamento social no Estado do Rio Grande do Sul, indicado entre círculo o período  
 278 das 15 semanas iniciais do MDC.

279 Por fim, o descumprimento das medidas restritivas estabelecidas por cada bandeira,  
 280 principalmente a diminuição do isolamento social, possivelmente ocasionou maior mobilidade  
 281 urbana, que produziu o aumento da poluição atmosférica.

282

#### 283 4. Conclusão

284 Entre as 5 cidades monitoradas no presente estudo, a restrição das atividades urbanas  
285 não esteve acompanhada da redução dos níveis de poluentes atmosféricos e em alguns casos,  
286 nos cenários mais restritivos houve, curiosamente, aumento dos níveis de poluentes. A análise  
287 de correlação entre os poluentes atmosféricos e as semanas transcorridas a partir do início da  
288 implementação do MDC revelou que houve o aumento dos níveis de alguns poluentes  
289 atmosféricos e não a sua diminuição como se esperava. Dentre os possíveis motivos para esse  
290 aumento, destacamos a redução da adesão da população às medidas impostas pelo modelo de  
291 distanciamento controlado.

292

#### 293 5. Referências Bibliográficas

- 294 1. IPEA – INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Covid-19 e medidas  
295 legais de distanciamento social: descentralização das políticas, relação com o número de óbitos  
296 e análise do período de 27 de abril a 10 de maio de 2020. Brasília: Ipea, 2020. [[link](#)]
- 297 2. RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual da Saúde. Departamento de Ações em Saúde.  
298 Metodologia. Porto Alegre, 2020. [[link](#)]
- 299 3. RIO GRANDE DO SUL. “Modelo de Distanciamento Controlado Rio Grande do Sul”.  
300 Distanciamento Controlado [2020b]. Disponível em  
301 <<https://distanciamentocontrolado.rs.gov.br>> Acesso em: 17 de agosto de 2020.
- 302 4. Ju, M. J.; Oh, J.; Choi, Y.-H. Changes in air pollution levels after COVID-19 outbreak in  
303 Korea. *Science of the Total Environment* **2020**, 750, 4. [[CrossRef](#)]

- 304 5. Tavella, R. A.; Júnior, F. M. R. D. S. COVID-19 and air pollution: what do we know so far?  
305 *vitale-Revista de ciências da saúde* **2020**, *32*, 27. [[CrossRef](#)]
- 306 6. Nakada, L. Y. K.; Urban, R. C. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the  
307 partial lockdown in São Paulo state, Brazil. *Science of the Total Environment* **2020**, *730*, 5.  
308 [[CrossRef](#)]
- 309 7. Chen, H.; Huo, J. Fu, Q.; Duan, Y.; Xiao, H.; Chen, J. Impact of quarantine measures on  
310 chemical compositions of PM<sub>2.5</sub> during the COVID-19 epidemic in Shanghai, China. *Science*  
311 *of the Total Environment* **2020**, *743*, 4. [[CrossRef](#)]
- 312 8. Dutheil, F.; Baker, J.S.; Navel, V. COVID-19 as a factor influencing air pollution?  
313 *Environmental Pollution* **2020**, *263*, 1. [[CrossRef](#)]
- 314 9. Tobías, A.; Carnerero, C.; Reche, C.; Massagué, J.; Via, M.; Minguillón, M. C.; Alastuey,  
315 A.; Querol, X. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona (Spain) one month into  
316 the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of The Total Environment* **2020**, *726*, 4. [[CrossRef](#)]
- 317 10. Chen, K.; Wang, M.; Huang, C.; Kinney P. L.; Anastas, P. T. Air pollution reduction and  
318 mortality benefit during the COVID-19 outbreak in China. *The Lancet Planetary Health* **2020**,  
319 *4*, 210. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- 320 11. WHO-World Health Organization. Ambient (outdoor) air pollution (2018). Disponível em  
321 < [https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-](https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)  
322 [health](https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)> Acesso em 20 de agosto de 2020.
- 323 12. Burnett, R., et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to  
324 outdoor fine particulate matter. *PNAS* **2018**, *115*, 9596. [[CrossRef](#)]

- 325 13. RIO GRANDE DO SUL. Secretaria Estadual da Saúde. Protocolos Gerais e Específicos.  
326 Modelo de Distanciamento Controlado do RS. Porto Alegre, 2020 [[link](#)]
- 327 14. Dallarosa, J. B.; Alves, R. C. M.; J. G.; Teixeira, E. C.; Paz, R. S.; Utilização de modelagem  
328 numérica para o estudo da dispersão de poluentes emitidos pela usina termoeletrica Presidente  
329 Médici. *Química Nova* **2007**, 30, 1612. [[CrossRef](#)]
- 330 15. Maia, J. L. M.; Netto, V. M.; Costa, B. L. G. Forma urbana e poluição atmosférica: impactos  
331 na cidade do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Gestão Urbana* **2019**, 11. [[CrossRef](#)]
- 332 16. Siciliano, B.; Dantas, G.; Silva, C. M.; Arbilla, G. Increased ozone levels during the  
333 COVID-19 lockdown: Analysis for the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of The Total*  
334 *Environment* **2020**, 737, 7. [[CrossRef](#)]
- 335 17. Da Silva Júnior, F. M. R.; Honscha, L. C.; Brum, R. D. L.; Ramires, P. F.; Tavella, R. A.;  
336 Fernandes, C. L. F.; ... & Coronas, M. V. Air quality in cities of the extreme south of  
337 Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Contamination* **2020**, 15, 61-67. [[CrossRef](#)]
- 338 18. da Silva Júnior, F. M. R.; Silva, P. F.; Garcia, E. M.; Klein, R. D.; Peraza-Cardoso, G.;  
339 Baisch, P. R.; ... & Muccillo-Baisch, A. L. Toxic effects of the ingestion of water-soluble  
340 elements found in soil under the atmospheric influence of an industrial complex. *Environmental*  
341 *geochemistry and health* **2013**, 35, 317-331. [[CrossRef](#)]
- 342 19. Gutierrez, F. B.; Martins, S.; Honscha, L. C.; de Lima Brum, R.; Vargas, V. M. F.; Mirlean,  
343 N.; ... & da Silva Junior, F. M. R. Is There Something in the Air? Sources, Concentrations and  
344 Ionic Composition of Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub>) in an Industrial Coastal City in Southern  
345 Brazil. *WATER AIR AND SOIL POLLUTION* **2020**, 231. [[CrossRef](#)]
- 346 20. INLOCO. Mapa brasileiro da COVID-19. Disponível em  
347 <<https://mapabrasileirodacovid.inloco.com.br>> Acesso em 04 de setembro de 2020.

348 21. Freitas, E. D.; Ibarra-Espinosa, S. A.; Gavidia-Calderón, M. E.; Rehbein, A.; Abou Rafee,  
349 S. A.; Martins, J. A.; Martins, L. D.; Santos, U. P.; Ning, M. F.; Andrade, M. F.; Trindade, R.  
350 I. F. Mobility Restrictions and Air Quality under COVID-19 Pandemic in São Paulo, Brazil.  
351 *Preprints 2020*. [[CrossRef](#)]

352

### **5.7. Weekend Effect of Air Pollutants in Small and Medium-sized Cities: The Role of Policies Stringency to COVID-19 Containment**

O manuscrito foi aceito para publicação, no dia 14/01/2022, na revista Atmospheric Pollution Research: 4.831 Impact Factor.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662>

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.elsevier.com/journals/atmospheric-pollution-research/1309-1042/guide-for-authors>

1 **Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: the role of**  
2 **policies stringency to COVID-19 containment**

3 Ronan Adler Tavella<sup>1,2</sup>, Niely Galeao da Rosa Moraes<sup>2</sup>, Carlos Daniel Maciel Aick<sup>3</sup>,  
4 Paula Florencio Ramires<sup>1,2</sup>, Natália Pereira<sup>1,2</sup>, Ana Gonçalves Soares<sup>4</sup>, Flavio Manoel  
5 Rodrigues da Silva Júnior<sup>1,2,\*</sup>

6  
7 <sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina,  
8 Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, 96200-400, Rio Grande - RS,  
9 Brasil

10 <sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, CEP  
11 96203-900, Rio Grande - RS, Brasil.

12 <sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias,  
13 Universidade Federal de Pelotas, Praça Domingos Rodrigues, Centro, 96010-450,  
14 Pelotas, RS, Brasil

15 <sup>4</sup> Bristol Medical School, University of Bristol, UK, Barley House, Oakfield Grove,  
16 Bristol, BS8 2BN

17  
18 \*corresponding author: Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8,  
19 Campus Carreiros, CEP 96203-900, Rio Grande - RS, Brasil. +55 53 32935249,  
20 [f.m.r.silvajunior@gmail.com](mailto:f.m.r.silvajunior@gmail.com)

21  
22 **Abstract**

23 Although the pattern of air pollutants has been extensively studied during the COVID-19  
24 pandemic, the weekend effect has been rarely investigated. In order to understand the  
25 impact of policies stringency as well as the interruption-recovery pattern, the aim of the  
26 study was to investigate the levels of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>) and  
27 PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio before and after the COVID-19 pandemic in four cities in the state of  
28 Rio Grande do Sul, Brazil, evaluating the weekend effect at these two scenarios and also  
29 identifying how the restriction measures applied locally had an impact on this effect. For  
30 this, daily data from two years of monitoring of air pollutants were collected and the  
31 weekend effect was calculated based on the levels from Monday to Friday (weekday) and  
32 Saturday and Sunday (weekend). There was a positive weekend effect for almost all  
33 criteria air pollutants in the four cities, and an intrinsic relation between the weekend

34 effect and the restriction measures adopted. A negative weekend effect was observed in  
35 the scenario characterized by less restrictive and more permissive policies for daily and  
36 occupational activities. Conversely, when more stringent measures were implemented,  
37 this trend was reversed and higher intensities of positive weekend effect were observed  
38 as restrictions increased. In conclusion, the COVID-19 perturbation to air quality changed  
39 as regions tighten and loosen restrictions on human mobility. These insights that can  
40 guide responsible authorities about future strategies and policies for air quality control.

41

42 **Keywords:** Air pollution; Coronavirus; PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio; Brazil; Air quality.



## 43 1. Introduction

44 Due to the restrictive measures adopted by numerous countries around the world  
45 to slow the spread of coronavirus disease 2019 (COVID-19) (Chinazzi et al., 2020), the  
46 COVID-19 pandemic has provided a unique test bed to assess the effect of anthropogenic  
47 activities on air pollution (Diffenbaugh et al., 2020). Upon implementation of these  
48 measures, global studies and reports have shown immediate improvements in local air  
49 quality, including reductions in levels of criteria air pollutants such as nitrogen dioxide  
50 (NO<sub>2</sub>), sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), and particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>) (Berman and Ebisu,  
51 2020; He et al., 2020; Nakada and Urban, 2020; Sharma et al., 2020; Tavella and Da Silva  
52 Júnior, 2020; Tobias et al., 2020). In contrast, an increase in ozone levels was also  
53 observed in most cities due to the physico-chemical processes involved in its formation  
54 (Tavella and Da Silva Júnior, 2021). The effects of these measures varied across regions  
55 and sectors, likely due to differences in the duration and implementation of restrictive  
56 measures as well as local and meteorological factors (Doumbia et al., 2021)

57 Despite the extensive investigation on the behavior and levels of air pollutants  
58 during periods of restriction and resumption related to the control of COVID-19, some  
59 air quality patterns were timidly studied. Among these patterns the weekend effect of air  
60 pollutants stands out. This effect is characterized by the difference in levels of air  
61 pollutants between weekdays and weekend days, where, almost as rule for cities with a  
62 high degree of urbanization, the largest amounts of pollutants are emitted on working  
63 days, which usually impacts on higher levels of pollutants during the weekdays and lower  
64 at the weekend for almost all criteria air pollutants, with exception of O<sub>3</sub> (Sillman, 1999;  
65 Elasnky et al., 2020). This weekly cycle of the urban air quality is a feature of almost all  
66 large urban centers, mainly associated with the increased popular mobility during the  
67 week compared to weekends, however, this behavior is not an immutable truth and,  
68 therefore, this effect may present other dynamics in different regions and cultures (Sicard  
69 et al., 2020). Thus, the weekend effect is used to reflect the regular pattern in human  
70 activity in a given region. However, despite its importance, the weekend effect of air  
71 pollutants during the pandemic and the repercussions of restriction measures on this effect  
72 are scarce and further investigation is necessary. To our knowledge, with the exception  
73 of the studies by Wu et al. (2022), evaluating the weekend effect of different air pollutants  
74 in Beijing, China, and Gough and Anderson (2022), investigating the ozone weekend  
75 effect in Toronto, Canada, who addressed this topic directly, only a few other studies have

76 briefly related the changes in air pollution levels observed during restriction measures to  
77 the reduced pollution on weekends before the pandemic (Kroll et al., 2020; Parker et al.,  
78 2020; Sicard et al., 2020; [...]).

79 In general, studies investigating the weekend effect focus on the behavior of O<sub>3</sub>  
80 and little, if any, attention is given to other air pollutants (Cleveland et al., 1974; Lebron,  
81 1975; Tonse et al., 2008; Sicard et al., 2020). The motive behind this focus is linked to  
82 the fact that the scientific community usually seeks to study scenarios that exacerbate a  
83 condition (in this context, high O<sub>3</sub> levels at the weekends) and because, due to its physico-  
84 chemical transformations, ozone is not commonly a critical pollutant in large urban  
85 centers, therefore studying its rise on weekends can transform it in a temporary air quality  
86 villain (de Vasconcellos Ceglinski et al., 2022). In this sense, despite the weekend effect  
87 being an efficient tool for evaluating different emission scenarios, its current focus should  
88 cover most of the criteria air pollutants, serving as a guide in forecasting air quality and  
89 directing public policies of interest.

90 In addition, the joint monitoring of multiple criteria air pollutants allows us to  
91 extract valuable information about the air of a certain region, as is the case of the  
92 PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio, which can provide crucial information relating to the particle origin, its  
93 formation process and its effects on human health (Xu et al., 2017). A lower PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub>  
94 ratio indicates coarse particles dominant, which is more attributed to natural sources, and  
95 in contrast, a higher PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratios indicate that the air pollution is more from  
96 anthropogenic sources (Fan et al., 2021).

97 Allied to all this, it is equally important to meet the premises set out by the World  
98 Health Organization (WHO) in its recent air quality guide (WHO, 2021) in which it  
99 exposed its concern regarding the importance of developing studies in areas with low  
100 levels of air pollution and, consecutively, small and medium-sized cities. Especially  
101 because these investigations could provide answers to important questions on the effects  
102 of low-level exposures and the evaluation of thresholds, providing crucial information  
103 about the benefits that could be expected if air pollution levels were reduced worldwide.

104 In Brazil, the introduction of restrictive measures occurred in a decentralized  
105 manner (Silva et al., 2020). As a result, many regions began to manage the imminent  
106 crisis according to their capabilities and needs, creating inter-municipal alliances and  
107 adhering to divergent and varied strategies to combat the pandemic in each of the  
108 Brazilian states, with multiple Brazilian studies pointing to reductions in air pollutants

109 soon after the implementation of these measures (Dantas et al., 2020; Nakada and Urban,  
110 2020; Tavella et al., 2022). In this scenario, the State of Rio Grande do Sul, the sixth most  
111 populous in Brazil, dared and innovated, adopting, on May 10, 2020, a distance control  
112 system called Controlled Distance Model - MDC, from Portuguese, *Modelo de*  
113 *Distanciamento Controlado* (Rio Grande do Sul, 2020). This model sought to attribute a  
114 balance between health and economic impact, and for this the MDC included weighted  
115 indicators, which were then classified into 4 flags, corresponding to the colors yellow,  
116 orange, red and black, which had direct repercussions on the flexibility of economic  
117 activity in the municipalities of the state, being the yellow flag the most permissive and  
118 the black flag the most restrictive. Tavella et al. (2022a) and Ulguim et al. (2022)  
119 demonstrated the initial impact of restrictive measures applied by the MDC on the levels  
120 of air pollutants in cities included in this region. However, both studies were carried out  
121 at an early stage of the MDC, so an in-depth analysis of the behavior of air pollutants  
122 throughout the entire period covered by the MDC allow us to observe the dynamics of  
123 pollutants in this region, as well as to investigate the consequent changes in the weekend  
124 effect in view of the different levels of restriction adopted throughout this model.

125 While COVID-19 has served as an unprecedented test bed for observing how air  
126 pollution and the weekend effect respond to emission reduction strategies, it is incumbent  
127 upon researches to provide information on policy effectiveness and further guide  
128 appropriate future strategies for reduce emissions. In view of this, our study aimed to  
129 investigate the levels of air pollutants ( $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ , and  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio)  
130 before and after the COVID-19 pandemic in four cities in the state of Rio Grande do Sul,  
131 evaluating the weekend effect at these two moments and also identifying how the  
132 restriction measures applied to each MDC flags had an impact on this effect.

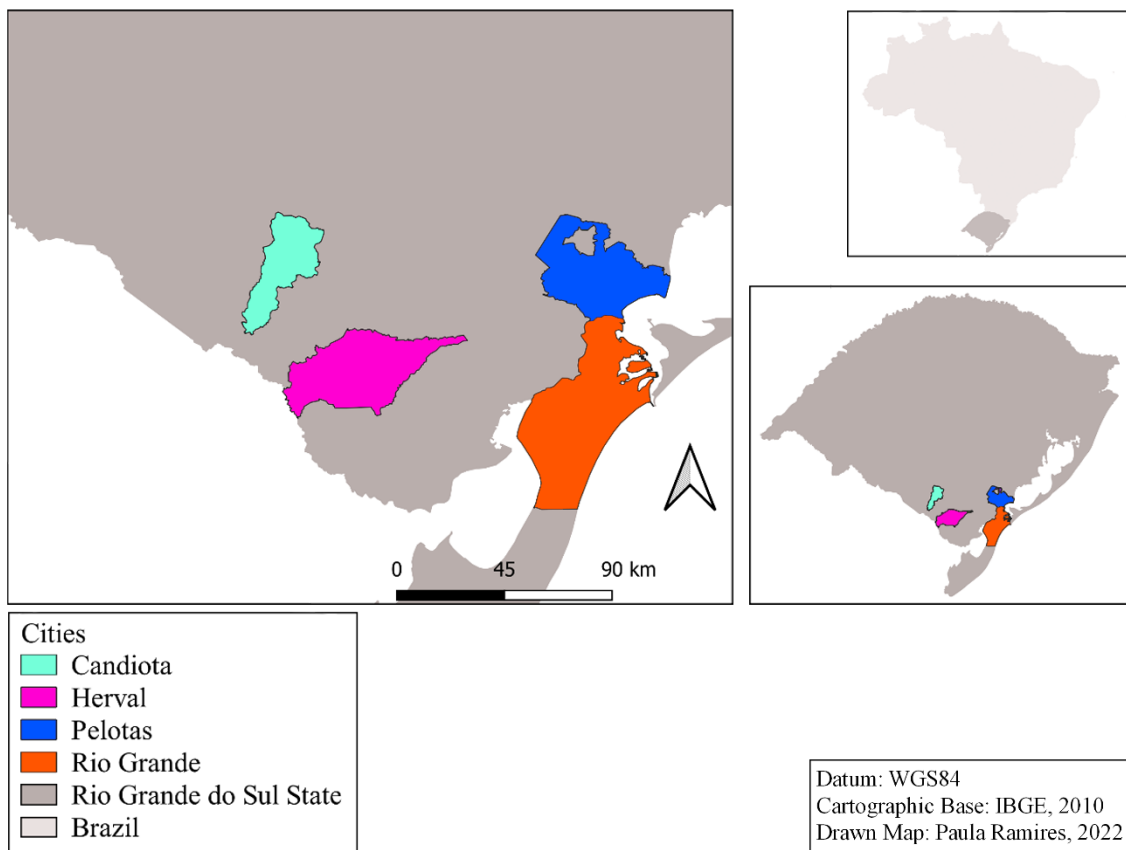
133

## 134 **2. Material and methods**

### 135 *2.1 Study area and monitoring period*

136 This study comprised the municipalities of Candiota, Herval, Pelotas and Rio  
137 Grande, located in the extreme south of Brazil, in the State of Rio Grande do Sul (Figure  
138 1). These cities were selected to compose the study due to reasons directly related to the  
139 dynamics of air pollutants in each city (different demographics, two small and two  
140 medium-sized cities, and main economic activities) and also due to regional differences  
141 and similarities involved in the decision-making stages of the MDC investigated (as can

142 be observed in subsection 2.2). According to the Brazilian Institute of Geography and  
 143 Statistics (IBGE, from Portuguese, *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*) (2021),  
 144 Candiota (31°28'36"S; 53°40'45"W) has a population of approximately 10 thousand  
 145 inhabitants and its main economic activity is extraction and industrial use of coal in a  
 146 thermoelectric plant of recognized national importance. Herval (32°0'46"S; 53°24'11"W)  
 147 has approximately 8 thousand inhabitants and its main economic activity is agriculture  
 148 and livestock. Pelotas (31°46'34 "S; 52°21'34"W) has approximately 344 thousand  
 149 inhabitants and its economic activity revolves around trade and logistics. Rio Grande  
 150 (32°01'40"S; 52°05'40"W) has approximately 213 thousand inhabitants and its economic  
 151 activity is characterized by a diverse range of industrial and port activities.



152

153 **Figure 1.** Map presenting the geographic location of the cities studied.

154 In this region the climate is considered humid subtropical and the winds are  
 155 predominantly of low and medium intensity. The dominant directions of the winds in Rio  
 156 Grande and Pelotas are WSW and NE, while in Candiota e Herval they are N and SW  
 157 (Da Silva Júnior et al., 2020). The following meteorological data for each of the cities  
 158 were obtained through the Brazilian National Institute of Meteorology (INMET, from  
 159 Portuguese, *Instituto Nacional de Meteorologia*) (2022): Temperature; humidity;

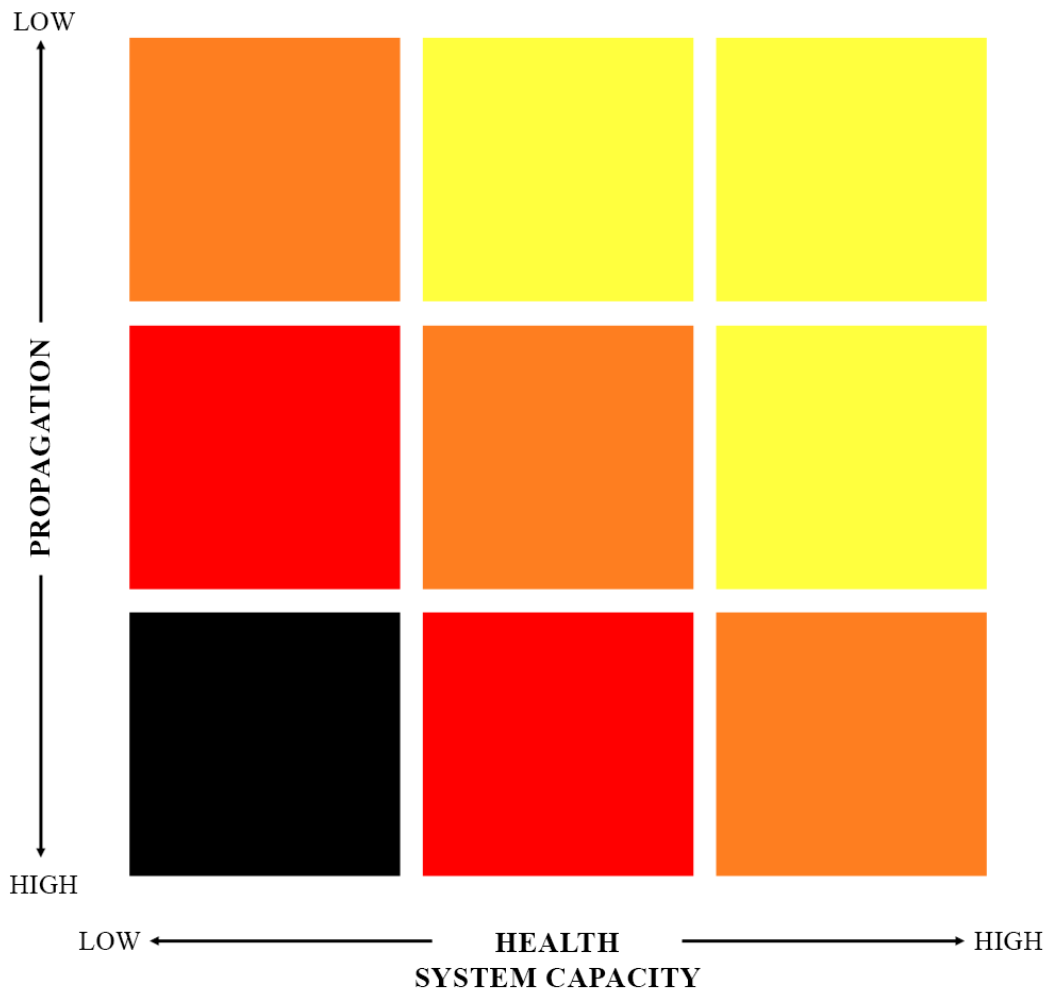
160 precipitation; wind speed; and atmospheric pressure). The cities of Herval and Candiota  
161 do not have a public meteorological monitoring station. Therefore, meteorological data  
162 from the region of Bagé, RS, Brazil, were used to represent both cities, as it is the closest  
163 public monitoring station.

164 The monitoring of air pollutants was performed daily from May 11, 2020 to May  
165 8, 2022, starting on a Monday and ending on a Sunday, totaling 2 years of evaluation.  
166 The MDC adopted in the state of Rio Grande do Sul was in force for 1 year and comprised  
167 the period between May 11, 2020 to May 9, 2021, consequently, this time interval was  
168 considered "during the COVID-19 pandemic". In turn, the period between May 10, 2021  
169 to May 8, 2022 had the same number of monitoring days and was free from the strict  
170 control policies imposed by the MDC, therefore this time interval was considered as "after  
171 the COVID-19 pandemic".

172

## 173 *2.2 Controlled Distance Model (MDC)*

174 The MDC was an exclusive system implemented by the government of the state  
175 of Rio Grande do Sul through decree n. 55,240, of May 10, 2020, which established norms  
176 and protocols for preventing and dealing with the spread of COVID-19 (Rio Grande do  
177 Sul, 2020). The MDC was a statewide policy, given the declaration of “state of public  
178 calamity”, declared for the entire territory. In general, the MDC served to classify the  
179 regions of the state into four levels of risk, through “flags”, which extended to the  
180 municipalities and districts that composed each region, and based on these flags, stringent  
181 measures that affected the mobility and distancing of the population were applied. The  
182 flag classifications were: Yellow (low risk); orange (medium risk); red (high risk); and  
183 black (extreme risk), increasing the rigor of the measures as the flag's tone darkened. The  
184 color of the flags in the regions was based on the weekly analysis of 11 health indicators  
185 that took into account two main criteria, the capacity of the health system and the  
186 propagation of the virus in a given region, as can be observed in the scheme developed in  
187 Figure 2.



188

189 **Figure 2.** Scheme representing the two main criteria used by the MDC to determine the  
 190 color of the flags.

191 The data that supported this protocol were collected daily and analyzed weekly,  
 192 producing periodic reports on the situation of the pandemic in the state and in the health  
 193 regions. The state government evaluated these data and from them classified the risk level  
 194 of the health regions, publishing (in the media and official platforms) the map with the  
 195 regional risk flags, which can be accessed through the government website platform (Rio  
 196 Grande do Sul, 2021).

197 The municipalities of each region followed the protocols and classifications  
 198 established for their region, being able, in exceptional cases, to establish specific  
 199 restrictions, with authorization from the state government. In this context, the city of  
 200 Candiota was located in region 23, while the cities of Herval, Pelotas and Rio Grande  
 201 were located in region 22, having different flags between them. In addition, the city hall

202 of the city of Rio Grande, at different times, reached a consensus with the state  
203 government and stipulated different flags from those adopted for other cities of its region  
204 (Rio Grande, 2020). The flags stipulated in all weeks involving MDC for the 4 cities are  
205 shown in the supplementary material Table 1S. Despite the restrictive approach of the  
206 MDC, the state of Rio Grande do Sul has not adopted complete lockdown measures,  
207 allowing, even under the black flag, the operation of non-essential commercial activity -  
208 as long as health guidelines were followed.

209

### 210 *2.3 Data sampling*

211 The levels of all assessed atmospheric pollutants ( $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$ )  
212 were obtained from satellite data of the Copernicus Atmospheric Monitoring Service  
213 (CAMS) from the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF)  
214 and manually obtained in real time from The Weather Channel application (IBM, USA).  
215 The procedure was performed according to Da Silva Júnior et al. (2020) and other studies  
216 (Carvalho et al., 2022; da Silva Júnior, 2022, Tavella et al., 2022b). To ensure data quality  
217 control, all extractions were performed at regular intervals and by trained personnel. The  
218 unit of measurement adopted for all pollutants was  $\mu g \cdot m^{-3}$ . The  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio was  
219 calculated using the daily average of these two pollutants. The data were organized by  
220 day of the week, from which the weekend effect for each of the air pollutants was  
221 calculated.

222

### 223 *2.4 Weekend effect and data analysis*

224 To determine the weekend effect of multiple air pollutants, the concentrations of  
225 these pollutants are investigated on weekdays and weekends, and then the difference  
226 between them is evaluated. For every week of the assessed period, we calculated the  
227 average air pollutant concentration for the weekend (i.e., Saturday and Sunday) and the  
228 average for the weekdays (i.e., Monday to Friday) to compute the weekend-weekday  
229 difference (total of 104 weeks, between 2020 and 2022). The mathematical model used  
230 to investigate the weekend effect was performed in accordance with the equation used by  
231 Fang et al. (2022). This is the classical method and has been adopted by many studies  
232 since the first years of assessing weekend effect for air pollutants (Lebron, 1975) until  
233 nowadays (Fang et al., 2022).

$$WE = \left( \frac{C_{weekend} - C_{weekday}}{C_{weekday}} \right) \times 100\%$$

Where, C is the concentration of any of the pollutants studied (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>2.5</sub>); WE is the Weekend effect for pollutant C; C<sub>weekend</sub> is the daily average concentration of the pollutant on weekend days; C<sub>weekday</sub> is the daily average concentration of the pollutant on weekdays. The data was presented as the percentage of increase or decrease of the pollutant during the weekend. If the weekend effect value is positive, it indicates that the pollutant concentration on weekends is greater than that on weekdays, which is defined as a “positive weekend effect”. If the weekend effect value is negative, it is defined as a “negative weekend effect”, and it indicates that the pollutant concentration on weekdays is greater than on weekends. All data were computed in Microsoft Excel spreadsheets and graphs were generated using GraphPad Prism 8 software.

### 3. Results

#### 3.1 Average concentration and weekly profile of air pollutants

The average concentration of all air pollutants investigated during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic is shown in table 1. It is possible to observe that all pollutants, with the exception of O<sub>3</sub>, have slightly increased in the period considered after the COVID-19 pandemic. We highlight that the highest levels of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and O<sub>3</sub> were found in the city of Rio Grande while the highest levels of NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> were observed in Candiota, these cities are characterized by the presence of a large industrial complex and by mining and power generation activity using coal, respectively. In turn, the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio was higher in the cities of Candiota and Herval and lower in the cities of Pelotas and Rio Grande. Moreover, the average concentration of air pollutants on each day of the week forms the weekly profile that shows the behavior of these pollutants in different regions. The weekly profiles of Candiota, Herval, Pelotas and Rio Grande are arranged in the supplementary material Figures 1S, 2S, 3S and 4S.

**Table 1.** Average concentration and standard deviation of air pollutants assessed in the four cities during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic.

Air pollutants	Candiota		Herval		Pelotas		Rio Grande	
	2020/21	2021/22	2020/21	2021/22	2020/21	2021/22	2020/21	2021/22



O <sub>3</sub> (μg.m <sup>-3</sup> )	49.39 ± 14.96	48.66 ± 15.35	49.95 ± 13.88	49.70 ± 13.45	54.95 ± 16.03	53.61 ± 13.07	58.91 ± 18.20	56.92 ± 14.40
NO <sub>2</sub> (μg.m <sup>-3</sup> )	3.19 ± 2.45	3.89 ± 2.11	1.29 ± 0.75	1.34 ± 0.68	1.23 ± 0.52	1.24 ± 0.53	1.15 ± 0.42	1.19 ± 0.50
SO <sub>2</sub> (μg.m <sup>-3</sup> )	5.61 ± 4.01	4.37 ± 2.07	1.56 ± 1.19	1.63 ± 1.09	1.18 ± 0.48	1.30 ± 0.68	1.22 ± 0.57	1.32 ± 0.68
PM <sub>2.5</sub> (μg.m <sup>-3</sup> )	5.05 ± 4.51	5.04 ± 3.52	4.24 ± 3.59	4.73 ± 3.88	5.46 ± 3.22	5.54 ± 3.46	6.86 ± 4.97	7.21 ± 4.02
PM <sub>10</sub> (μg.m <sup>-3</sup> )	7.47 ± 6.50	7.55 ± 5.18	6.42 ± 5.21	7.23 ± 5.84	8.45 ± 6.20	8.76 ± 5.51	11.29 ± 7.67	13.76 ± 18.60
PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> ratio	0.66 ± 0.11	0.67 ± 0.06	0.65 ± 0.11	0.66 ± 0.06	0.64 ± 0.11	0.64 ± 0.07	0.60 ± 0.12	0.61 ± 0.07

263

264

### 3.2 Weekend Effect during and after the COVID-19 pandemic

265

266

267

268

269

270

271

272

273

274

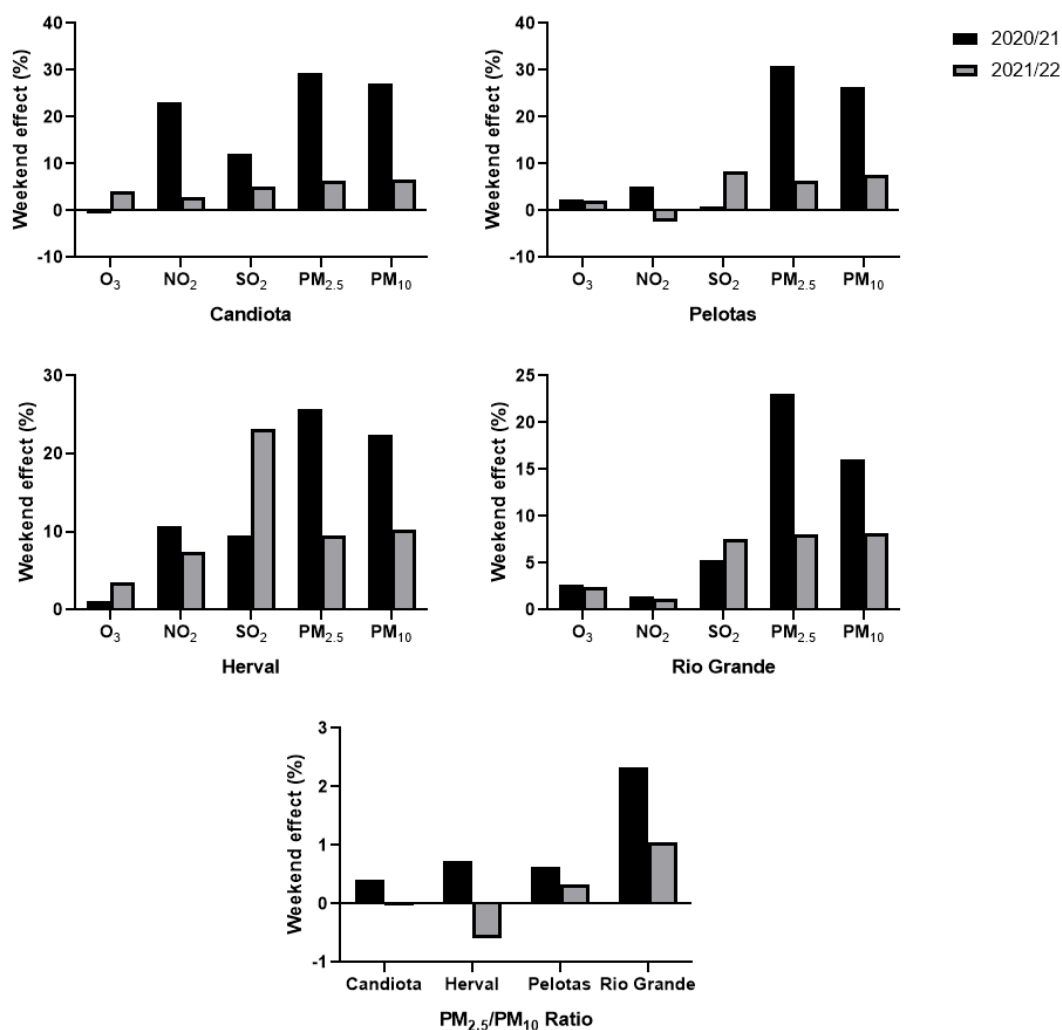
275

276

277

278

The weekend effect of air pollutants in the four evaluated cities during and after the COVID-19 pandemic is shown in Figure 3. It is possible to observe a positive weekend effect for practically all air pollutants in the four cities and in both scenarios, indicating that the concentration of these pollutants was higher on weekend days than on weekdays. Only NO<sub>2</sub> in Pelotas after the pandemic had a negative effect, but with negligible values. In addition to these data, there was a uniform behavior in all cities, where the weekend effect of NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> was greater in the period considered during the COVID-19 pandemic, while O<sub>3</sub> was slightly higher in the period considered after the pandemic for Candiota and Herval, and practically null difference in Pelotas and Rio Grande. Only SO<sub>2</sub> presented a varied behavior among the locations, with the behavior in Candiota (a city with a predominance of coal exploration activities) being inverse to the other cities. Regarding the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio, all cities had a positive weekend effect for this ratio during the pandemic, however, this intensity suffered significant reductions after the return to normal activities, that is, after the pandemic.



279

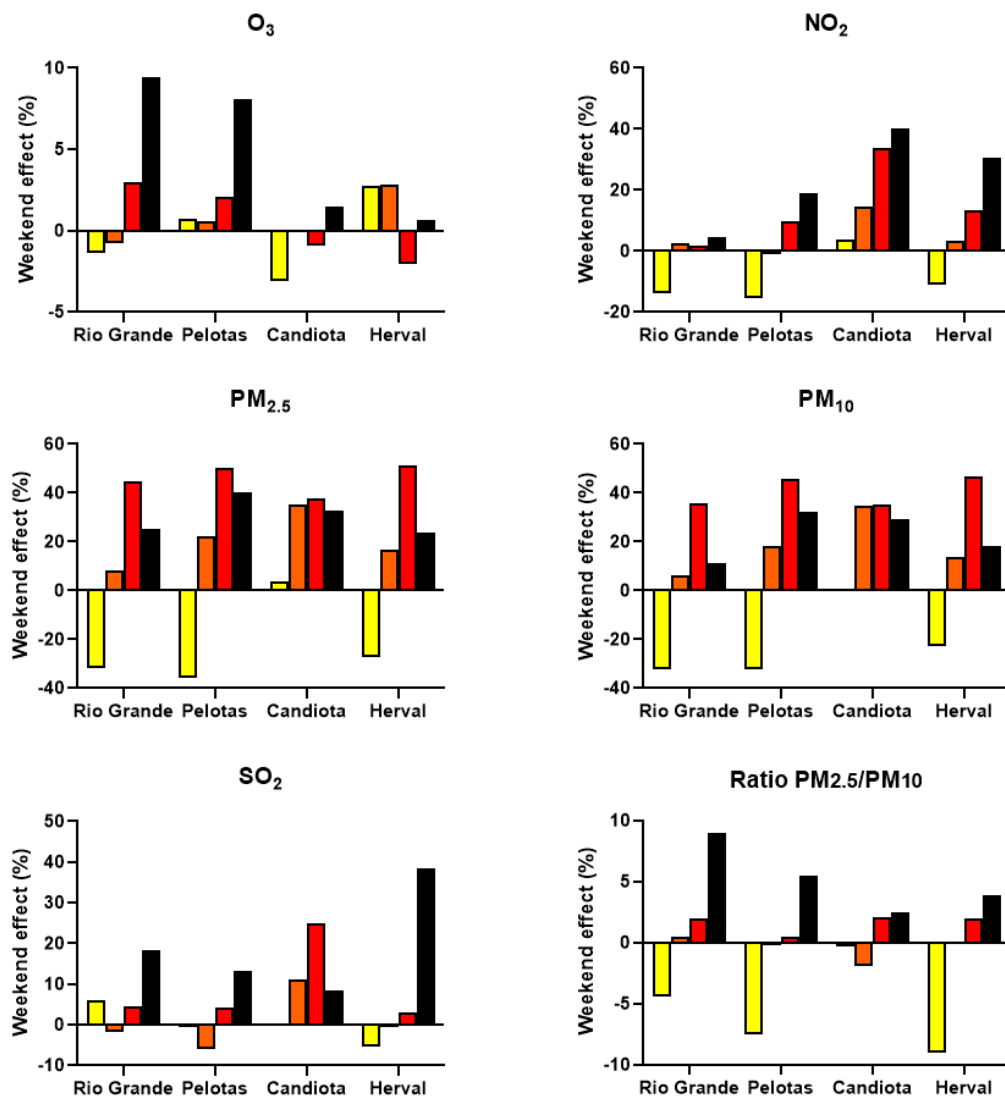
280 **Figure 3.** Weekend effect of air pollutants in Candiotá, Herval, Pelotas and Rio Grande,  
 281 during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic.

282 The analyses presented in this study are limited to a comparison between two  
 283 distinct pandemic scenarios, without considering meteorological data. However, the  
 284 similarity in behavior of meteorological parameters between the two periods analyzed, as  
 285 detailed in the supplementary material (Tables 2S, 3S and 4S), allows for a degree of  
 286 certainty that the differences observed may be attributed to the level of restrictions  
 287 imposed to curb the spread of COVID-19. This hypothesis is supported by previous  
 288 studies that have identified similar patterns of response to air pollutants during different  
 289 phases of the pandemic (e.g., interruption and recovery of normal activities) when  
 290 comparing data with and without taking meteorological parameters into account, as  
 291 demonstrated by da Silva Júnior (2022).

292

### 293           3.3 *Weekend effect and MDC flags*

294           The behavior of the weekend effect of each air pollutant in front of the yellow,  
295 orange, red and black flags of the MDC adopted in the investigated cities is available in  
296 Figure 4. In general, we can observe that in the yellow flag, with measures of lower  
297 stringency and more permissive for daily activities, the weekend effect was negative in  
298 practically all scenarios. This result indicates that with daily activities (mainly  
299 occupational) with minimal restrictions, the levels of pollutants during weekdays were  
300 higher than those emitted on the weekend. However, as more stringent measures were  
301 applied, this behavior was reversed, and in the orange flag it is already possible to notice  
302 positive weekend effect values for most of the air pollutants, which eventually became  
303 more pronounced in the red and black flag. This pattern is also observed in the  $PM_{2.5}/PM_{10}$   
304 ratio, showing how in a more permissive scenario and with a condition close to  
305 “normality”, the exacerbated anthropogenic emissions during weekdays reflect in a  
306 negative weekend effect, with these emissions being directly related higher values of this  
307 ratio, but with consequent changes as more stringent measures were implemented.



308

309 **Figure 4.** Behavior of the weekend effect of air pollutants according to the MDC flags  
 310 adopted by the cities.

311

#### 312 4. Discussion

313 The present study sought to further elucidate the behavior of air pollutants in the  
 314 face of restrictive measures adopted to control the spread of COVID-19 in small and  
 315 medium-sized cities, producing new insights into future scenarios where levels of air  
 316 pollutants decrease as a result of stricter policies and technological advances.

317 The term weekend effect with the intention of describing the weekly behavior of  
 318 air pollutants emerged and has always been almost exclusively used to describe the

319 behavior of ozone during the weekend (Cleveland et al., 1974; Lebron, 1975; Tonse et  
320 al., 2008; Sicard et al., 2020). This is because in urban centers and metropolises, O<sub>3</sub>  
321 behaves differently than other key air pollutants on weekends, showing an increase in its  
322 concentration despite the lower emissions of atmospheric pollutants in this period. This  
323 fact is directly related to the formation mechanism of this pollutant in our troposphere  
324 (Sillman, 1999; Tavella and Da Silva Júnior, 2021). Consequently, this increase has  
325 gained considerable attention by the scientific community, both for factors that involve  
326 the curiosity in the physico-chemistry of this compound and also because of concerns  
327 regarding scenarios that exacerbate a condition. Therefore, studying its rise on weekends,  
328 combining with the fact that high levels of this pollutant present adverse health effects,  
329 can turn it into a temporary air quality villain. In view of this, the exploration of the  
330 weekend effect for other air pollutants still receives little attention (Elansky et al., 2020;  
331 Yousefian et al., 2020; de Vasconcellos Ceglinski al. 2022). In this context, our study  
332 gains importance, as our research goes beyond studying the weekend effect on O<sub>3</sub> and  
333 expands it to assess the weekend effect on multiple other criteria air pollutants (NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>,  
334 PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>). At the same time, we sought to meet the recommendations proposed by  
335 the WHO in its recent air quality guide (WHO, 2021), and to evaluate small and medium-  
336 sized cities with characteristic levels of pollution, greatly differentiating the classic  
337 studies performed in large urban centers. After the disclosure of this concern, there has  
338 been a growing number of studies investigating these areas and smaller cities (Jesenko et  
339 al., 2022; Tavella et al., 2022a; Tavella et al., 2022b; Trček, 2022).

340         Researches that addressed the topic of the weekend effect of air pollutants in  
341 relation to the restrictions applied during the COVID-19 pandemic are scarce, currently  
342 existing, to our knowledge, only the studies by Wu et al. (2022) and Gough and Anderson  
343 (2022). In the latter, despite investigating different air pollutants, they paid attention to  
344 the changes caused in the ozone weekend effect due to the COVID-19 pandemic, and  
345 observed what they called the “weakening of the ozone weekend effect”, with  
346 concentrations of this pollutant higher during the weekdays and a consequent decrease in  
347 the intensity of the weekend effect. In addition, our approach sought to evaluate the  
348 changes caused in this effect despite the different stringency of restrictions, adopted  
349 through the MDC model, giving not only strength, but also a unique character to this  
350 study. Thus, our study gains even more importance both for evaluating multiple criteria  
351 air pollutants in small and medium-sized cities and also for investigating this phenomenon

352 in the face of different stringency levels of restrictive measures applied to contain the  
353 spread of the worst health problem of the 21st century.

354 In this context, our study observed a positive weekend effect for practically all  
355 criteria air pollutants both in the period comprised by the COVID-19 pandemic and also  
356 in the period after it, in the four evaluated cities. However, the intensity of this effect  
357 suffered significant reductions after the COVID-19, probably resulting from the return to  
358 “normality” of activities (Kroll et al., 2020; Wang et al., 2020). Even though the behavior  
359 of the weekend effect in the period considered after the pandemic is different from what  
360 usually is observed in large cities and urban centers (Elansky et al., 2020), this result is  
361 directly related to the rural and urban composition of the cities included in this study (Da  
362 Silva Júnior et al., 2020). In Brazil, there is little information about the weekend effect of  
363 air pollutants, with even less coming from outside the sphere of the main metropolises  
364 São Paulo (Silva Júnior et al., 2009) and Rio de Janeiro (Martins et al., 2015), however a  
365 recent study points to a different pattern of weekend effect of air pollutants in cities far  
366 from major urban centers (de Vasconcellos Ceglinski et al., 2022). These conditions, in  
367 which the four cities in our study are included, directly reflect lower levels of air  
368 pollutants, which can eventually generate characteristic weekend effects for this region.  
369 However, as mentioned earlier, it is noteworthy that the weekend effect suffered notable  
370 reductions after the end of the COVID-19 pandemic, providing a clear panorama of how  
371 this context affected both human behavior and the levels of air pollutants in this region,  
372 with significantly higher levels of pollution during the weekend than on weekdays.

373 This information becomes even more evident with the results relating the weekend  
374 effect of air pollutants with the different stringency levels of restrictions applied by the  
375 MDC model, represented by the different colors of the flags, adopted in these cities. Our  
376 findings show that in the yellow flag, the most permissive in terms of urban mobility and  
377 business/establishments operations, the levels of air pollutants at the weekend showed  
378 significant reductions, a negative weekend effect, probably due to the fact that in these  
379 weeks’ population activities presented a usual behavior during the weekdays (i.e., closer  
380 to normal), with a consequent characteristic decrease on weekends. As the stringency of  
381 restrictions increased, due to the spread of COVID-19 and the collapse of the Brazilian  
382 public health systems, it is possible to notice that there was a significant change in the  
383 weekly profile of the air pollution, causing the usual reductions observed at the weekend  
384 to have the opposite behavior, with higher levels of air pollutants during the weekend,

385 that is, a positive weekend effect. This starts to be observed in the orange flag and  
386 becomes more evident in the red and black flags.

387         The restriction measures adopted by the MDC were implemented taking into  
388 account different essential criteria of the activities to be performed. Thus, as restrictions  
389 increased, some activities underwent significant changes, while others maintained a  
390 certain capacity. For example, in the black flag, of the essential activities deemed  
391 necessary, only the areas of health, safety, public order, and inspection were permitted to  
392 operate at 75-100% capacity, while other services such as pharmacies, markets, gas  
393 stations, etc., were only allowed to operate at 25% capacity for face-to-face interactions.  
394 Meanwhile, all non-essential activities were required to remain closed (Rio Grande do  
395 Sul, 2020). This can be better observed in the city of Candiota, as seen in Figure 4 - PM<sub>2.5</sub>  
396 and PM<sub>10</sub>, after the yellow flag restrictions, further restrictions did not significantly  
397 impact the city's emissions (which are primarily from the thermoelectric and coal mining  
398 industries), resulting in similar PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> levels during the weekdays of the orange,  
399 red and black flag, but with lower values compared to the weekends. This is due to the  
400 fact that the generation of electricity at the Candiota thermoelectric plant and the supply  
401 of mined coal were among the essential activities, as the energy produced there supplies  
402 multiple cities in the state of Rio Grande do Sul.

403         In summary, it is possible to verify that both the behavior and the levels of air  
404 pollutants were directly linked to the restriction measures adopted by the government of  
405 the state of Rio Grande do Sul. This scenario probably happened due to how the restriction  
406 measures were applied, because although human mobility on weekdays (Monday to  
407 Friday) was affected by measures that involved the work format (home office) and the  
408 functioning of business, the weekend (Saturday and Sunday) suffered less significant  
409 impacts, with the population still moving around for leisure or other outdoor recreational  
410 activities. Moreover, it is possible that urban mobility may have increased during  
411 weekend days due to the pressure to stay at home throughout the week, which was in part  
412 one of the multiple behaviors observed during the pandemic in different regions of the  
413 world (Malta et al, 2020; Rice et al., 2020; Venter et al., 2020). In addition, it is recognized  
414 that the behavior of Brazilians in the face of the distancing measures proposed to contain  
415 the pandemic were below expectations, even being considered disappointing (Ferigato et  
416 al., 2020; Lancet, 2020), with numerous groups of individuals promoting agglomerations,  
417 which perhaps may also have generated impacts on pollution levels during weekends.

418           Regarding the individual pattern of the air pollutants studied, it was observed that  
419 air pollutants showed a slight increase in their concentrations in the annual period  
420 composed of 365 days after the COVID-19 pandemic. This behavior was relatively  
421 expected because with the summary of daily activities, and the new "normal", the  
422 emission of pollutants returned to previous levels and consequently this represents an  
423 increase on the annual scale, since the annual period that comprised, the pandemic had  
424 characteristic reductions in their levels of air pollution.

425           Furthermore, our annual evaluation between the two periods found these slight  
426 increases to reflect the reality of small and medium-sized cities, with notably lower  
427 pollutant levels than large cities or urban centers. Studies performed in cities with high  
428 population density and urban mobility, verified returns to their previous levels of  
429 pollution as soon as there was a summary of daily activities (Sicard et al., 2020; Hu et  
430 al., 2021; Liu et al., 2020). If an annual assessment were performed, they would probably  
431 also observe increases after the pandemic, but with more expressive intensities. In a  
432 Brazilian study investigating the interruption–recovery pattern related to the COVID-19  
433 pandemic in Recife, showed an increase in levels of air pollutants (with the exception of  
434 O<sub>3</sub>) in the scenario considered as "new normal" (da Silva Júnior 2022).

435           The cities included in this study had characteristic levels for all atmospheric  
436 pollutants. Which were similar to those previously studied by da Silva Junior et al. (2020)  
437 in their assessment of air pollution carried out in the region but comprising a greater  
438 number of cities. However, of these it is interesting to note that the highest levels of NO<sub>2</sub>  
439 and SO<sub>2</sub> were observed in the city of Candiota, and the highest levels of PM<sub>2,5</sub> and PM<sub>10</sub>  
440 were observed in the city of Rio Grande. The levels of these pollutants in Candiota can  
441 be explained both by the massive coal mining activity and also by the presence of a  
442 thermoelectric plant that uses this same coal as fuel in its operation, which are activities  
443 recognized by the high levels of SO<sub>2</sub> and nitrous oxide emissions (Li et al., 2021). In  
444 addition, in a recent study by the Brazilian Institute of Energy and Environment (IEMA,  
445 from Portuguese, *Instituto de Energia e Meio Ambiente*) (2022), it was pointed out that  
446 the coal-fired power plant present in this region is the one that emits the most pollutants  
447 in Brazil. The levels observed in Rio Grande can be explained by its industrial complex  
448 of recognized national importance, which is composed of industries with numerous  
449 different activities, and which are usually directly related to high levels of emissions of



450 compounds that compose the particulate matter of the region (Gutierrez et al., 2020;  
451 Tavella et al., 2022c).

452 Another interesting finding of our study on the behavior of air pollution in this  
453 region is linked to the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio. It is notable the presence of a higher ratio in small  
454 cities with low population density, regardless of whether they have high levels of  
455 emission of air pollutants (Candiota through thermoelectric power generation and coal  
456 mining) or not (Herval with agricultural activities). Knowing that a lower  $PM_{2.5}/PM_{10}$   
457 ratio indicates coarse dominant particles, which is more attributed to natural sources  
458 emissions, and that a higher  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratios that the air pollution is composed more  
459 from anthropogenic sources (Fan et al., 2021), these ratios were expected to be higher in  
460 the cities of Rio Grande and Pelotas, or at least not as high in Herval. However, depending  
461 on the location and conditions of the region,  $PM_{10}$  can present high rates of natural  
462 particles in its composition, mainly sand particles (Khodeir et al., 2012; Fan et al., 2021).  
463 Coincidentally, both these cities are located in coastal regions, having beaches with dune  
464 fields along their coast. In view of this scenario, it is believed that this influenced the  
465  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio results. This result also shows how the individual characteristics of each  
466 city can influence the composition and behavior of air pollution in any region. As for the  
467 weekend effect for this ratio, all cities presented a positive weekend effect during the  
468 pandemic, however, this intensity suffered significant reductions after the return to  
469 normal activities. This data is in agreement with what was expected due to the consequent  
470 increase in emissions from anthropogenic sources following the decrease in stringency  
471 measures for COVID-19 control policies, which is intrinsically related to the values  
472 expressed by the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio.

473 Human behavior is a critical factor influencing the weekly variance in air pollution  
474 concentration during weekdays and weekends. Our study presented a multifaceted  
475 approach and as a result it was possible to observe positive weekend effects for the four  
476 cities evaluated both during and after the covid-19 pandemic, but the intensity of this  
477 effect was much higher during the pandemic, due to the consequent decreases in air  
478 pollutant emissions. Furthermore, these data represent, to a certain degree, the way in  
479 which the population of this region approached the measures applied by the MDC. It is  
480 evident that the mobility and activities of the population during the weekdays, usually  
481 related to occupational and logistical issues, were restricted and, consequently, pollution  
482 on these days decreased. Meanwhile, the mobility and activities of the population during

483 the weekends, usually related to leisure and cultural issues, remained or at least exceeded  
484 those performed on weekdays. Despite this, our research has its limitations, of which we  
485 emphasize obtaining the data through satellite data. Even though we recognize the  
486 disadvantages of this approach with satellite data (i.e., atmospheric effects, nonrandom  
487 misclassification, saturation effects, and in some circumstances satellite data might not  
488 be compatible with ground-based data), this system is recommended in our study due to  
489 the poor monitoring of air quality performed by Brazil. As stated by Vormittag et al.  
490 (2021), only 1.6% of Brazilian cities have air quality monitoring stations, and among the  
491 existing stations, 41% are private and do not have public disclosure of their data. In this  
492 regard, the cities included in our study do not have public air quality monitoring stations,  
493 with only private stations (no data available) in Candiota and Rio Grande.

494

## 495 **5. Conclusions**

496 It is a fact that the COVID-19 pandemic has provided a unique scenario to  
497 investigate the effect of anthropogenic activities on air quality. Our results indicated the  
498 presence of a positive weekend effect for almost all criteria air pollutants in the four  
499 assessed cities, both during and after the COVID-19 pandemic, but the intensity of this  
500 effect was superior during the pandemic. Furthermore, an intrinsic relationship was  
501 observed between the weekend effect and the restriction measures adopted from the  
502 MDC, where, in general, in the flag with less restrictions for daily and occupational  
503 activities (yellow) there was a negative weekend effect, while when more stringent  
504 measures were applied this behavior was reversed, and with greater intensities as the  
505 colors of the flags darkened (orange-red-black). Moreover, we observed only a slight  
506 increase in the concentrations of practically all air pollutants after the COVID-19  
507 pandemic, with the exception of O<sub>3</sub>, which showed a slight decrease. In the fullness of  
508 time, careful analysis of the resulting changes to emissions and air pollutants in this region  
509 may yield vital new insights and promote further understanding of this complex  
510 relationship, possibly serving as a guide for the responsible authorities about future  
511 strategies and policies for air quality control.

512

## 513 **Funding**

514 This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de  
515 Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001, the Institutional Program

516 for Internationalization (CAPES-PrInt), Conselho Nacional de Desenvolvimento  
517 Científico e Tecnológico - Research Productivity Fellowship, Grant 310856/2020-5  
518 (FMRSJ) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul  
519 (FAPERGS), Grant 21/2551-0001981-6.

520

### 521 **Declaration of competing interest**

522 The authors declare that they have no known competing financial interests or  
523 personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this  
524 paper.

525

### 526 **Acknowledgments**

527 The authors thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e  
528 Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul  
529 (FAPERGS), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES),  
530 and Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

531

## 532 **6. References**

533 Berman, J.D., Ebisu, K., 2020. Changes in US air pollution during the COVID-19  
534 pandemic. *Sci. Total Environ.* 739, 139864.

535 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>

536 Carvalho, R.B., Marmett, B., Dorneles, G.P., da Silva, I.M., Romão, P.R.T., da Silva  
537 Júnior, F.M.R., Rhoden, C.R., 2022. O<sub>3</sub> concentration and duration of exposure  
538 are factors influencing the environmental health risk of exercising in Rio Grande,  
539 Brazil. *Environ. Geochem. Health.* 44(8), 2733-2742.

540 <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01060-4>

541 Chinazzi, M., Davis, J.T., Ajelli, M., Gioannini, C., Litvinova, M., Merler, S., Pastore y  
542 Piontti, A., Mul, K., Rossi, L., Sun, K., Viboud, C., Xiong, X., Yu, H., Halloran,  
543 M.E., Longini Jr., I.M., Vespignani, A., 2020. The effect of travel restrictions on  
544 the spread of the 2019 novel coronavirus (COVID-19) outbreak. *Science.*  
545 368(6489), 395-400. <https://doi.org/10.1126/science.aba9757>

546 Cleveland, W.S., Graedel, T.E., Kleiner, B., Warner, J.L., 1974. Sunday and workday  
547 variations in photochemical air pollutants in New Jersey and New York. *Science.*  
548 186(4168), 1037-1038. <https://doi.org/10.1126/science.186.4168.1037>

- 549 da Silva Júnior, F.M.R., 2022. “New Normal”: The Dynamics of Air Pollutants on the  
550 Interruption–Recovery Pattern Related to the COVID-19 Pandemic in Recife,  
551 Northeastern Brazil. *Aerosol Sci. Eng.* 6(3), 316-322.  
552 <https://doi.org/10.1007/s41810-022-00148-3>
- 553 da Silva Júnior, F.M.R., Honscha, L.C., Brum, R.D.L., Ramires, P.F., Tavella, R.A.,  
554 Fernandes, C.L.F., Penteadó, J.O., Bonifácio, A.S., Volcão, L.M., Santos, M.,  
555 Coronas, M.V., 2020. Air quality in cities of the extreme south of Brazil.  
556 *Ecotoxicol. Environ. Contam.* 15(1), 61-67.  
557 <https://doi.org/10.5132/eec.2020.01.08>
- 558 Dantas, G., Siciliano, B., França, B.B., da Silva, C.M., Arbilla, G., 2020. The impact of  
559 COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil.  
560 *Sci. Total Environ.* 729, 139085. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>
- 561 Diffenbaugh, N.S., Field, C.B., Appel, E.A., Azevedo, I.L., Baldocchi, D.D., Burke, M.,  
562 Burney, J.A., Ciais, P., Davis, S.J., Fiore, A.M., Fletcher, S.M., Hertel, T.W.,  
563 Horton, D.E., Hsiang, S.M., Jackson, R.B., Jin, X., Levi, M., Lobell, D.B.,  
564 McKinley, G.A., Moore, F.C., Montgomery, A., Nadeau, K.C., Pataki, D.E.,  
565 Randerson, J.E., Reichstein, M., Schnell, J.L., Seneviratne, S.I., Singh, D.,  
566 Steiner, A.L., Wong-Parodi, G., 2020. The COVID-19 lockdowns: a window into  
567 the Earth System. *Nat. Ver. Earth. Environ.* 1(9), 470-481.  
568 <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0079-1>
- 569 de Vasconcellos Ceglinski, L., Tavella, R.A., da Silva Bonifácio, A., Santos, J.E.K., da  
570 Silva Júnior, F.M.R., 2022. Weekend effect on air pollutant levels in southernmost  
571 cities of Brazil with different economic activities. *Environ. Monit. Assess.*  
572 194(11), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10518-6>
- 573 Doumbia, T., Granier, C., Elguindi, N., Bouarar, I., Darras, S., Brasseur, G., Wang, T.,  
574 2021. Changes in global air pollutant emissions during the COVID-19 pandemic:  
575 a dataset for atmospheric modeling. *Earth System Science Data*, 13(8), 4191-  
576 4206. <https://doi.org/10.5194/essd-13-4191-2021>
- 577 Elansky, N.F., Shilkin, A.V., Ponomarev, N.A., Semutnikova, E.G., Zakharova, P.V.,  
578 2020. Weekly patterns and weekend effects of air pollution in the Moscow  
579 megacity. *Atmos. Environ.* 224, 117303.  
580 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117303>

- 581 Fan, H., Zhao, C., Yang, Y., Yang, X., 2021. Spatio-temporal variations of the  
582 PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratios and its application to air pollution type classification in China.  
583 *Frontiers in Environmental Science*, 218.  
584 <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.692440>
- 585 Fang, C., Xue, K., Li, J., Wang, J., 2022. Characteristics and Weekend Effect of Air  
586 Pollution in Eastern Jilin Province. *Atmosphere*, 13(5), 681.  
587 <https://doi.org/10.3390/atmos13050681>
- 588 Ferigato, S., Fernandez, M., Amorim, M., Ambrogi, I., Fernandes, L.M., Pacheco, R.,  
589 2020. The Brazilian Government's mistakes in responding to the COVID-19  
590 pandemic. *The Lancet*. 396(10263), 1636. [https://doi.org/10.1016/S0140-](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)32164-4)  
591 [6736\(20\)32164-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)32164-4)
- 592 Gough, W.A., Anderson, V., 2022. Changing Air Quality and the Ozone Weekend Effect  
593 during the COVID-19 Pandemic in Toronto, Ontario, Canada. *Climate*. 10(3), 41.  
594 <https://doi.org/10.3390/cli10030041>
- 595 Gutierrez, F.B., Eslava Martins, S., Honscha, L.C., de Lima Brum, R., Vargas, V.M.F.,  
596 Mirlean, N., Baisch, P.R.M., da Silva Junior, F.M.R., 2020. Is there something in  
597 the air? Sources, concentrations and ionic composition of particulate matter  
598 (PM<sub>2.5</sub>) in an industrial coastal city in Southern Brazil. *WAT. AIR AND SOIL*  
599 *POLL.* 231(5), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04611-0>
- 600 He, G., Pan, Y., Tanaka, T., 2020. The short-term impacts of COVID-19 lockdown on  
601 urban air pollution in China. *Nat. Sustain.* 3(12), 1005-1011.  
602 <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0581-y>
- 603 Hu, M., Chen, Z., Cui, H., Wang, T., Zhang, C., Yun, K., 2021. Air pollution and critical  
604 air pollutant assessment during and after COVID-19 lockdowns: Evidence from  
605 pandemic hotspots in China, the Republic of Korea, Japan, and India. *Atmos.*  
606 *Pollut. Res.* 12(2), 316-329. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.11.013>
- 607 IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística., 2021. IBGE – Cidades. Rio de  
608 Janeiro: IBGE, 2013. Available at: <https://cidades.ibge.gov.br>. (Accessed 28  
609 September 2022).
- 610 IEMA. Instituto de Energia e Meio Ambiente., 2022. INVENTÁRIO DE EMISSÕES  
611 ATMOSFÉRICAS EM USINAS TERMELÉTRICAS: geração de eletricidade,  
612 emissões e lista de empresas proprietárias das termelétricas a combustíveis fósseis  
613 e de serviço público do Sistema Interligado Nacional (ano-base 2020). São Paulo:

- 614 IEMA, 2022. Available at: <http://energiaeambiente.org.br/produto/inventario-de-emissoes-atmosfericas-em-usinas-termeletricas#:~:text=Além%20de%20informações%20usina%20a,em%202020%2C%20quase%20o%20triplo>. (Accessed 28 September 2022).
- 615
- 616
- 617
- 618 INMET. Instituto Nacional de Meteorologia., 2022. BDMEP - Banco de dados meteorológicos do Brasil. Brasília, Distrito Federal: INMET. Available at: <https://portal.inmet.gov.br> (Accessed 30 September 2022).
- 619
- 620
- 621 Jesenko, D., Mongus, D., Lešnik, U., 2022. The Influence of Covid-19 on Particulate Matter Concentrations in a Medium-Sized Town. *Promet*, 34(5). <https://doi.org/10.7307/ptt.v34i5.4121>
- 622
- 623
- 624 Khodeir, M., Shamy, M., Alghamdi, M., Zhong, M., Sun, H., Costa, M., Lung-Chi, C., Maciejczyk, P., 2012. Source apportionment and elemental composition of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> in Jeddah City, Saudi Arabia. *Atmos. Pollut. Res.*, 3(3), 331-340. <https://doi.org/10.5094/APR.2012.037>
- 625
- 626
- 627
- 628 Kroll, J.H., Heald, C.L., Cappa, C.D., Farmer, D.K., Fry, J.L., Murphy, J.G., Steiner, A.L., 2020. The complex chemical effects of COVID-19 shutdowns on air quality. *Nat. Chem.* 12(9), 777-779. <https://doi.org/10.1038/s41557-020-0535-z>
- 629
- 630
- 631 Lancet, T., 2020. COVID-19 in Brazil:“So what?”. *Lancet* (London, England). 395(10235), 1461. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)31095-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)31095-3)
- 632
- 633 Lebron, F., 1975. A comparison of weekend-weekday ozone and hydrocarbon concentrations in the Baltimore-Washington metropolitan area. *Atmos. Environ.* 9(9), 861-863. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(75\)90046-3](https://doi.org/10.1016/0004-6981(75)90046-3)
- 634
- 635
- 636 Li, A., Chen, C., Chen, J., Lei, P., 2021. Environmental investigation of pollutants in coal mine operation and waste dump area monitored in Ordos Region. China. *RSC Adv.* 11(17), 10340–10352. <https://doi.org/10.1039/D0RA10586D>
- 637
- 638
- 639 Liu, Q., Harris, J.T., Chiu, L.S., Sun, D., Houser, P.R., Yu, M., Duffy, D.Q., Little, M.M., Yang, C., 2021. Spatiotemporal impacts of COVID-19 on air pollution in California, USA. *Sci. Total Environ.* 750, 141592. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141592>
- 640
- 641
- 642
- 643 Malta, D.C., Szwarcwald, C.L., Barros, M.B.D.A., Gomes, C.S., Machado, Í.E., Souza Júnior, P.R.B.D., Romero, D.E., Lima, M.G., Damascena, G.N., Pina, M.F., Freitas, M.I.F., Werneck, A.O., da Silva, D.R.P., Azevedo, L.O., Gracie, R., 2020. A pandemia da COVID-19 e as mudanças no estilo de vida dos brasileiros adultos:
- 644
- 645
- 646

- 647 um estudo transversal, 2020. *Epidemiol. serv. Saude.* 29.  
648 <https://doi.org/10.1590/S1679-49742020000400026>
- 649 Martins, E.M., Nunes, A.C., Corrêa, S., 2015. Understanding ozone concentrations during  
650 weekdays and weekends in the urban area of the city of Rio de Janeiro. *J. Braz.*  
651 *Chem. Soc.*, 26, 1967-1975. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20150175>
- 652 Nakada, L.Y.K., Urban, R.C., 2020. COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality  
653 during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. *Sci. Total Environ.* 730,  
654 139087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>
- 655 Parker, H.A., Hasheminassab, S., Crounse, J.D., Roehl, C.M., Wennberg, P. O., 2020.  
656 Impacts of traffic reductions associated with COVID-19 on southern California  
657 air quality. *Geophys. Res. Lett.* 47(23), e2020GL090164.
- 658 Rice, W.L., Mateer, T.J., Reigner, N., Newman, P., Lawhon, B., Taff, B.D., 2020.  
659 Changes in recreational behaviors of outdoor enthusiasts during the COVID-19  
660 pandemic: analysis across urban and rural communities. *J. Urban Ecol.* 6(1),  
661 juaa020. <https://doi.org/10.1093/jue/juaa020>
- 662 Rio Grande, 2020. Decreto N° 17.236 de 05 de julho de 2020. Available at:  
663 [https://www.riogrande.rs.gov.br/pagina/wp-content/uploads/2020/07/Decreto-](https://www.riogrande.rs.gov.br/pagina/wp-content/uploads/2020/07/Decreto-17.236-Reitera-Estado-de-Calamidade-Pub.-e-institui-Nota-Methodologica.pdf)  
664 [17.236-Reitera-Estado-de-Calamidade-Pub.-e-institui-Nota-Methodologica.pdf](https://www.riogrande.rs.gov.br/pagina/wp-content/uploads/2020/07/Decreto-17.236-Reitera-Estado-de-Calamidade-Pub.-e-institui-Nota-Methodologica.pdf).  
665 (Accessed 28 September 2022).
- 666 Rio Grande do Sul, 2020. Decreto N° 55.240, de 10 de maio de 2020. Available at:  
667 <https://www.estado.rs.gov.br/upload/arquivos/22152948-decreto-n-55-240.pdf>.  
668 (Accessed 28 September 2022).
- 669 Rio Grande do Sul, 2021. Cálculo Bandeiras - Modelo de Distanciamento Controlado.  
670 Available at: <https://planejamento.rs.gov.br/calculo-bandeiras>. (Accessed 28  
671 September 2022).
- 672 Sharma, S., Zhang, M., Gao, J., Zhang, H., Kota, S.H., 2020. Effect of restricted emissions  
673 during COVID-19 on air quality in India. *Sci. Total Environ.* 728, 138878.  
674 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138878>
- 675 Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., Rodriguez,  
676 J.J.D., Calatayud, V., 2020. Amplified ozone pollution in cities during the  
677 COVID-19 lockdown. *Sci. Total Environ.* 735, 139542.  
678 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>

- 679 Sillman, S., 1999. The relation between ozone, NO<sub>x</sub> and hydrocarbons in urban and  
680 polluted rural environments. *Atmos. Environ.* 33(12), 1821-1845.  
681 [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00345-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00345-8)
- 682 Silva, L.L.S.D., Lima, A.F.R., Polli, D.A., Razia, P.F.S., Pavão, L.F.A., Cavalcanti, M.  
683 A.F.D.H., Toscano, C.M., 2020. Medidas de distanciamento social para o  
684 enfrentamento da COVID-19 no Brasil: caracterização e análise epidemiológica  
685 por estado. *Cad. Saúde Pública.* 36(9). [https://doi.org/10.1590/0102-](https://doi.org/10.1590/0102-311X00185020)  
686 [311X00185020](https://doi.org/10.1590/0102-311X00185020)
- 687 Silva Júnior, R.S.D., Oliveira, M.G.L.D., Andrade, M.D.F., 2009. Weekend/weekday  
688 differences in concentrations of ozone, nox, and non-methane hydrocarbon in the  
689 metropolitan area of São Paulo. *Rev. Bras. de Meteorol.* 24, 100-110.  
690 <https://doi.org/10.1590/S0102-77862009000100010>
- 691 Tavella, R.A., Da Silva Júnior, F.M.R., 2020. COVID-19 and air pollution: what do we  
692 know so far?. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde.* 32(1), 22-31.  
693 <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>
- 694 Tavella, R.A., da Silva Júnior, F.M.R., 2021. Watch out for trends: did ozone increased  
695 or decreased during the COVID-19 pandemic?. *Environmental Science and*  
696 *Pollution Research*, 28(47), 67880-67885. [https://doi.org/10.1007/s11356-021-](https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w)  
697 [17142-w](https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w)
- 698 Tavella, R. A., Fernandes, C. L. F., Penteadó, J.O., De Lima Brum, R., Florencio Ramires,  
699 P., Honscha, L.C., Dos Santos, M., Volcão, L.M., Muccillo-Baisch, A.L., Da Silva  
700 Júnior, F.M.R., 2022a. Unexpected reduction in ozone levels in a mid-size city  
701 during COVID-19 lockdown. *Int. J. Environ. Health Res.* 32(8), 1801-1814.  
702 <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526>
- 703 Tavella, R.A., El Koury Santos, J., de Moura, F.R., da Silva Júnior, F.M.R., 2022b. Better  
704 understanding the behavior of air pollutants at shutdown times—results of a short  
705 full lockdown. *Int. J. Environ. Health Res.* 1-8.  
706 <https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310>
- 707 Tavella, R. A., de Lima Brum, R., Ramires, P. F., Santos, J. E. K., Carvalho, R. B.,  
708 Marmett, B., Vargas, V.M.F., Baisch, P.R.M., da Silva Júnior, F.M.R., 2022c.  
709 Health impacts of PM<sub>2.5</sub>-bound metals and PAHs in a medium-sized Brazilian  
710 city. *Environ. Monit. Assess.* 194(9), 1-13. [https://doi.org/10.1007/s10661-022-](https://doi.org/10.1007/s10661-022-10285-4)  
711 [10285-4](https://doi.org/10.1007/s10661-022-10285-4)



- 712 Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., Via, M., Minguillón, M.C., Alastuey,  
713 A., Querol, X., 2020. Changes in air quality during the lockdown in Barcelona  
714 (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Sci. Total Environ.* 726,  
715 138540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>
- 716 Tonse, S.R., Brown, N.J., Harley, R.A., Jin, L. 2008. A process-analysis based study of  
717 the ozone weekend effect. *Atmos. Environ.* 42(33), 7728-7736.  
718 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.05.061>
- 719 Trček, B. 2022. How the Volume of Traffic Affected Air Quality During the Extreme  
720 Event of Covid-19 Lockdown in a Small City. *Promet*, 34(5).  
721 <https://doi.org/10.7307/ptt.v34i5.4143>
- 722 Ulguim, S.M., Tavella, R.A., Dias, D., da Silva Júnior, F.M.R. 2021. Dinâmica dos  
723 Poluentes Atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande  
724 do Sul para Controle da Pandemia da Covid-19. [https://doi.org/10.21577/1984-  
725 6835.20220007](https://doi.org/10.21577/1984-6835.20220007)
- 726 Venter, Z.S., Barton, D.N., Gundersen, V., Figari, H., Nowell, M. 2020. Urban nature in  
727 a time of crisis: Recreational use of green space increases during the COVID-19  
728 outbreak in Oslo, Norway. *Environ. Res. Lett.* 15(10), 104075.  
729 <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb396>
- 730 Vormittag, E.M.P.A., Cirqueira, S.S.R., Neto, H.W., Salvida, P.H.N., 2021. Análise do  
731 monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estud. av.* 35: 7-30.  
732 <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>
- 733 Xu, G., Jiao, L., Zhang, B., Zhao, S., Yuan, M., Gu, Y., Tang, X., 2017. Spatial and  
734 temporal variability of the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in Wuhan, Central China. *Aerosol  
735 Air Qual. Res.* 17(3), 741-751. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10518-6>
- 736 Wang, Y., Wen, Y., Wang, Y., Zhang, S., Zhang, K.M., Zheng, H., Xing, J., Wu, Y., Hao,  
737 J. 2020. Four-month changes in air quality during and after the COVID-19  
738 lockdown in six megacities in China. *Environ. Sci. Technol.* 7(11), 802-808.  
739 <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00605>
- 740 Wu, L., Xie, J., Kang, K. 2022. Changing weekend effects of air pollutants in Beijing  
741 under 2020 COVID-19 lockdown controls. *npj Urban Sustain.* 2(1), 1-10.  
742 <https://doi.org/10.1038/s42949-022-00070-0>
- 743 Yousefian, F., Faridi, S., Azimi, F., Aghaei, M., Shamsipour, M., Yaghmaeian, K.,  
744 Hassanvand, M.S. 2020. Temporal variations of ambient air pollutants and

745 meteorological influences on their concentrations in Tehran during 2012–2017.  
746 Sci. Rep. 10(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-56578-6>

## Supplementary Material

### **Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: the role of policies stringency to COVID-19 containment**

Ronan Adler Tavella<sup>1,2</sup>, Niely Galeao da Rosa Moraes<sup>2</sup>, Carlos Daniel Maciel Aick<sup>3</sup>, Paula Florencio Ramires<sup>1,2</sup>, Natália Pereira<sup>1,2</sup>, Ana Gonçalves Soares<sup>4</sup>, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina, Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, 96200-400, Rio Grande - RS, Brasil

<sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, CEP 96203-900, Rio Grande - RS, Brasil.

<sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias, Universidade Federal de Pelotas, Praça Domingos Rodrigues, Centro, 96010-450, Pelotas, RS, Brasil

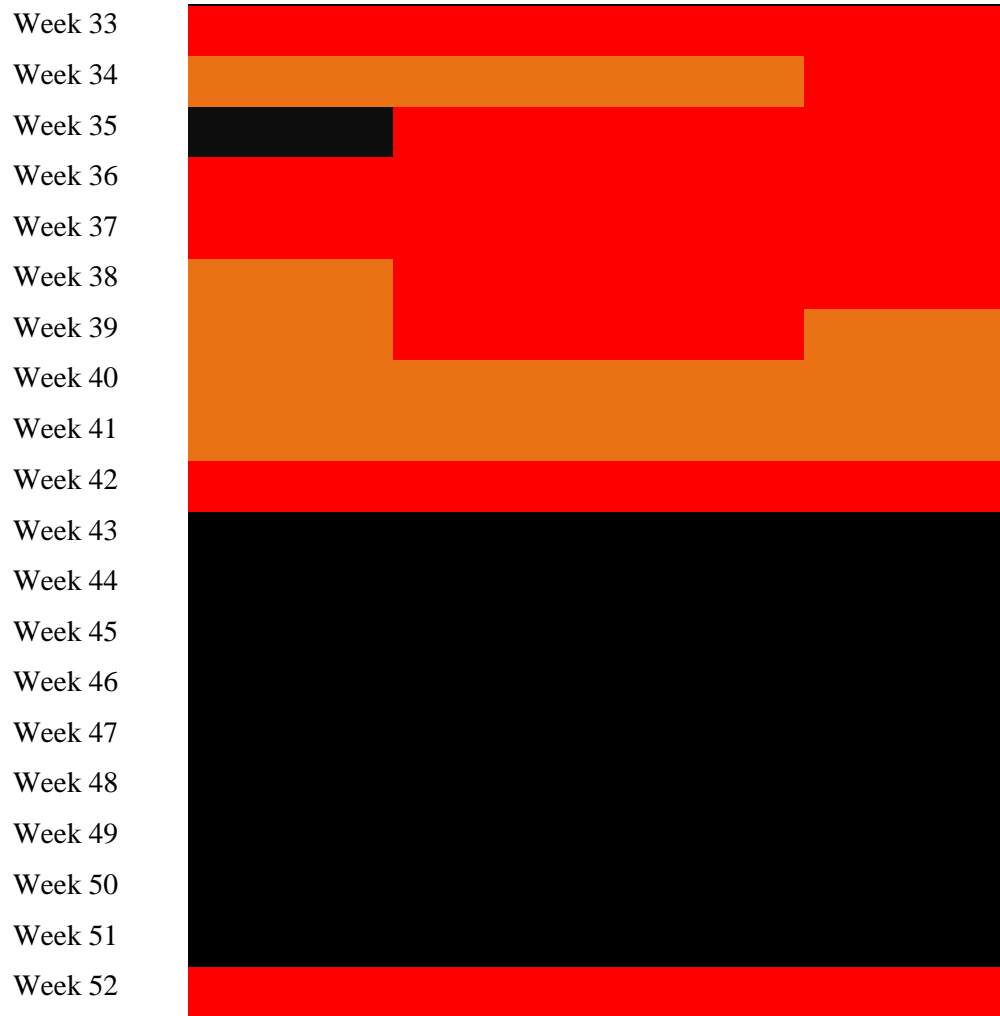
<sup>4</sup> Bristol Medical School, University of Bristol, UK, Barley House, Oakfield Grove, Bristol, BS8 2BN

\*corresponding author: Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, CEP 96203-900, Rio Grande - RS, Brasil. +55 53 32935249,

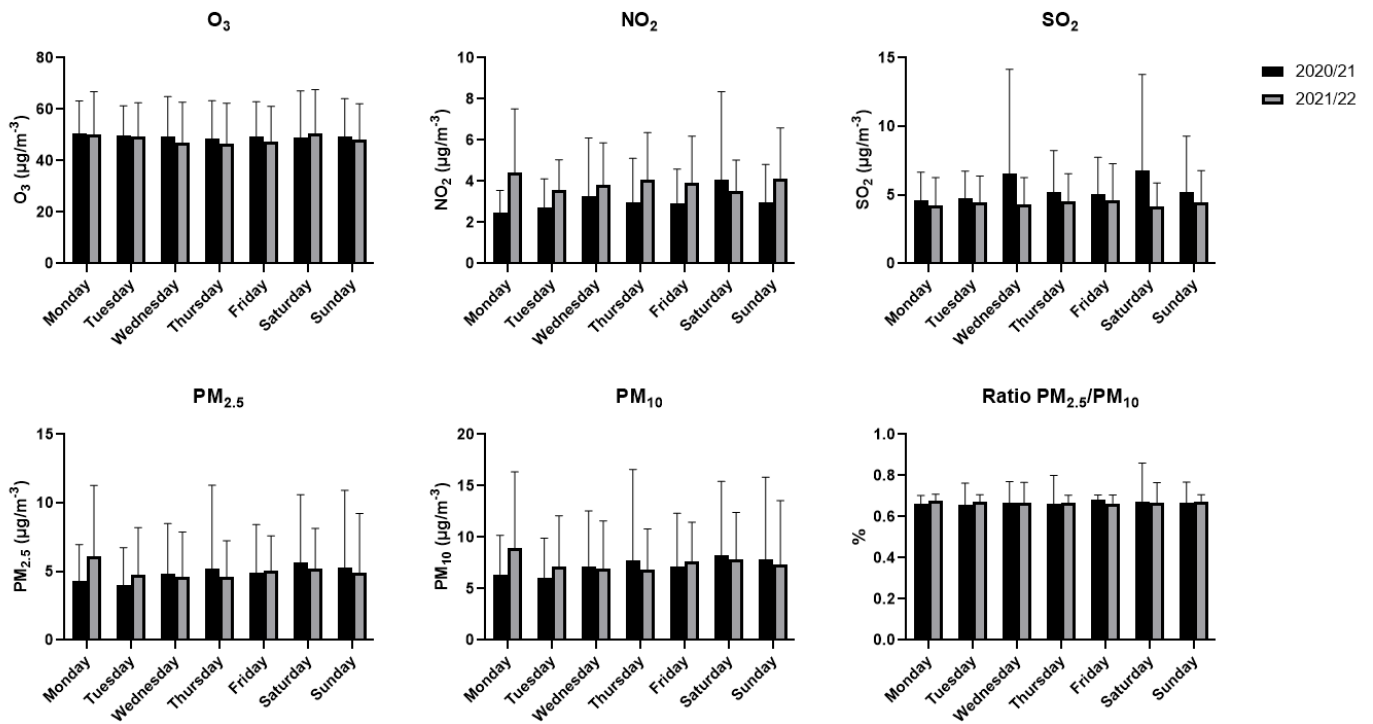
[f.m.r.silvajunior@gmail.com](mailto:f.m.r.silvajunior@gmail.com)

**Table S1.** Weekly flags classified by the MDC in each of the cities studied.

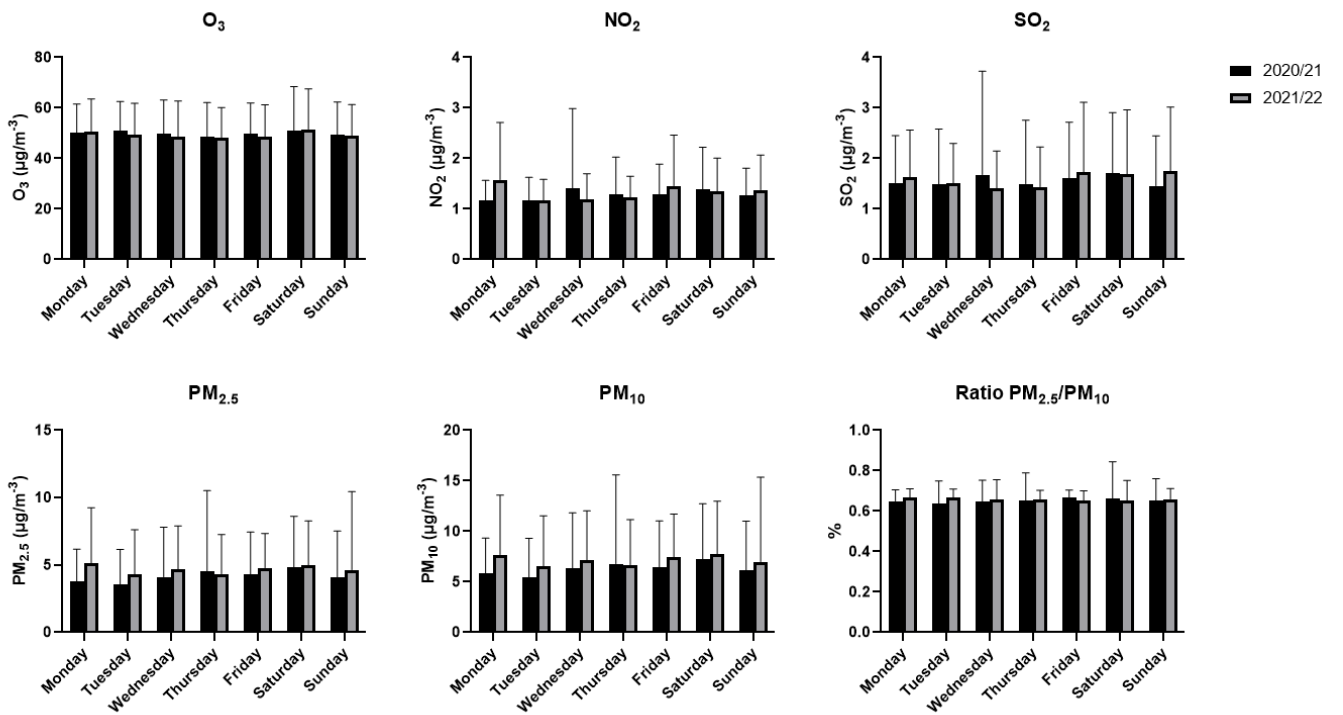
<b>Weeks during MDC</b>	<b>Candiota</b>	<b>Herval</b>	<b>Pelotas</b>	<b>Rio Grande</b>
Week 1	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 2	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 3	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 4	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 5	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Week 6	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Week 7	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 8	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 9	Red	Red	Red	Black
Week 10	Red	Red	Red	Red
Week 11	Red	Orange	Orange	Red
Week 12	Orange	Orange	Orange	Red
Week 13	Red	Orange	Orange	Red
Week 14	Red	Red	Red	Red
Week 15	Orange	Red	Red	Red
Week 16	Red	Red	Red	Red
Week 17	Orange	Orange	Orange	Red
Week 18	Orange	Orange	Orange	Red
Week 19	Orange	Orange	Orange	Red
Week 20	Orange	Orange	Orange	Orange
Week 21	Orange	Orange	Orange	Orange
Week 22	Orange	Orange	Orange	Orange
Week 23	Yellow	Yellow	Yellow	Yellow
Week 24	Orange	Yellow	Yellow	Yellow
Week 25	Orange	Orange	Orange	Orange
Week 26	Yellow	Orange	Orange	Orange
Week 27	Orange	Orange	Orange	Orange
Week 28	Orange	Orange	Orange	Orange
Week 29	Red	Orange	Orange	Orange
Week 30	Red	Red	Red	Red
Week 31	Red	Red	Red	Red
Week 32	Black	Red	Red	Red



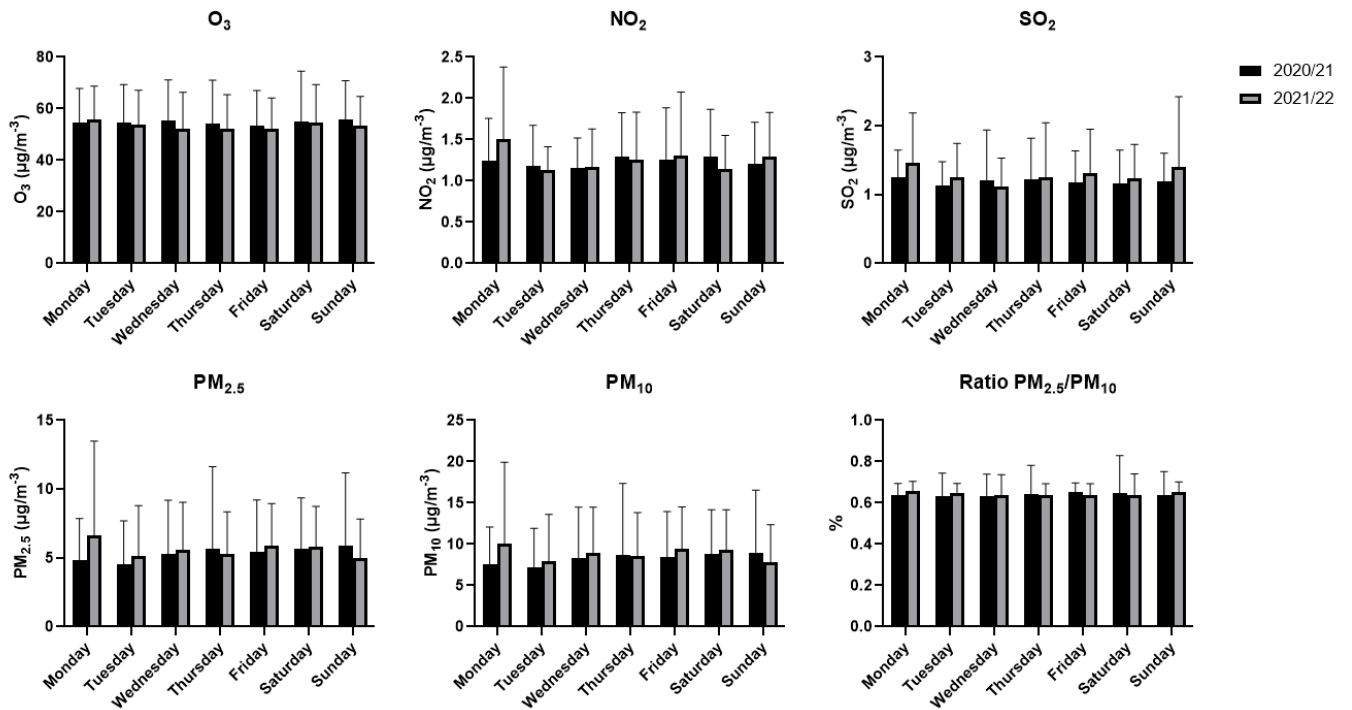
**Figure S1.** Weekly profile of air pollutants in the city of Candiota during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic.



**Figure S2.** Weekly profile of air pollutants in the city of Herval during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic.

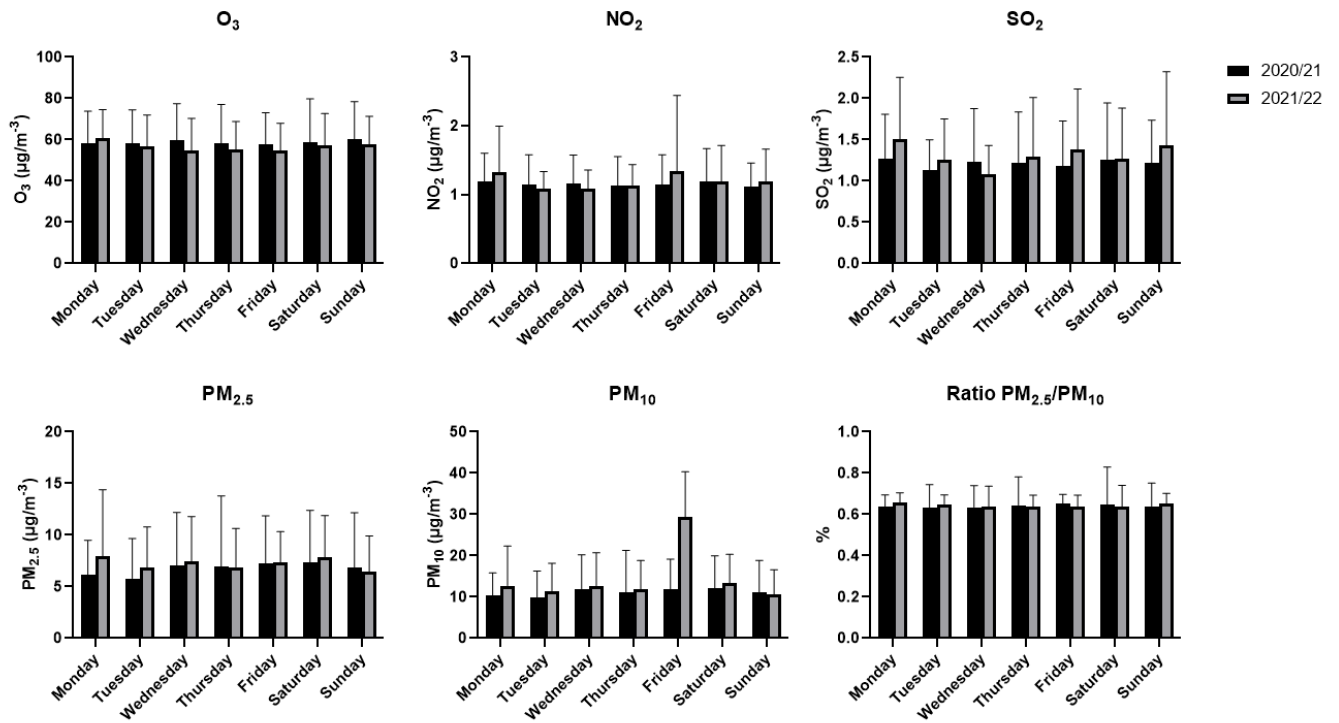


**Figure S3.** Weekly profile of air pollutants in the city of Pelotas during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic.





**Figure S4.** Weekly profile of air pollutants in the city of Rio Grande during (2020/21) and after (2021/22) the COVID-19 pandemic.



**Table S2.** Monthly average of meteorological data for the region of Rio Grande, RS, Brazil, during the study period (INMET 2022).

During the COVID-19 pandemic (2020/2021)						After the COVID-19 pandemic (2021/2022)					
Month	Temperature (°C)	Atmospheric pressure (mB)	Precipitation (mm)	Humidity (%)	Wind speed (m/s)	Month	Temperature (°C)	Atmospheric pressure (mB)	Precipitation (mm)	Humidity (%)	Wind speed (m/s)
May 2020	15.83	1015.62	74.78	3.25	2.90	May 2021	14.29	1016.62	75.72	0.83	2.81
June 2020	14.26	1015.69	81.90	6.86	2.93	June 2021	13.76	1018.05	79.06	2.86	2.93
July 2020	12.25	1017.09	75.68	3.31	3.01	July 2021	12.03	1019.78	80.37	2.07	3.21
August 2020	13.85	1018.68	77.32	1.39	2.91	August 2021	14.32	1019.44	83.74	3.61	2.78
September 2020	14.62	1017.33	78.56	5.22	3.01	September 2021	16.56	1015.97	81.20	5.67	3.50
October 2020	17.32	1015.18	78.47	4.05	3.54	October 2021	17.95	1015.79	72.35	2.12	3.26
November 2020	19.94	1015.66	73.05	0.99	3.20	November 2021	20.34	1012.57	70.93	1.64	3.45
December 2020	22.13	1012.18	70.75	3.84	3.66	December 2021	21.86	1013.46	70.37	0.60	3.29
January 2021	24.03	1011.41	71.79	6.20	3.34	January 2022	25.12	1010.99	71.71	2.27	3.10
February 2021	23.06	1010.62	77.16	7.45	2.87	February 2022	23.52	1011.36	71.61	1.81	3.09
March 2021	21.86	1013.40	76.25	12.62	2.80	March 2022	21.69	1012.84	70.90	2.12	3.07
April 2021	20.53	1017.41	75.67	1.12	2.93	April 2022	18.47	1015.30	77.24	4.13	2.60
<b>Annual mean</b>	<b>18.31</b>	<b>1015.02</b>	<b>75.95</b>	<b>4.69</b>	<b>3.09</b>	<b>Annual mean</b>	<b>18.32</b>	<b>1015.18</b>	<b>75.43</b>	<b>2.48</b>	<b>3.09</b>

**Table S3.** Monthly average of meteorological data for the region of Pelotas, RS, Brazil, during the study period (INMET 2022).

During the COVID-19 pandemic (2020/2021)						After the COVID-19 pandemic (2021/2022)					
Month	Temperature (°C)	Atmospheric pressure (mB)	Precipitation (mm)	Humidity (%)	Wind speed (m/s)	Month	Temperature (°C)	Atmospheric pressure (mB)	Precipitation (mm)	Humidity (%)	Wind speed (m/s)
May 2020	15.57	1014.94	75.32	2.95	2.97	May 2021	13.93	1015.99	78.58	1.19	2.79
June 2020	14.36	1014.90	78.55	6.99	3.02	June 2021	13.36	1017.79	82.56	3.38	3.37
July 2020	12.16	1016.41	79.18	4.09	3.01	July 2021	11.91	1019.08	83.13	2.26	2.89
August 2020	13.86	1017.86	83.57	1.65	2.84	August 2021	14.46	1018.59	87.57	4.63	2.87
September 2020	14.70	1016.45	82.26	6.36	3.29	September 2021	16.69	1015.17	85.28	7.40	3.71
October 2020	17.40	1014.34	70.31	4.21	3.79	October 2021	17.84	1014.91	76.81	2.65	3.49
November 2020	19.85	1014.69	78.43	0.99	3.33	November 2021	20.44	1011.68	75.59	1.61	3.60
December 2020	22.12	1011.23	76.06	4.64	3.80	December 2021	21.71	1012.42	76.84	1.14	3.44
January 2021	24.04	1010.07	79.25	8.85	3.24	January 2022	24.97	1010.01	77.90	3.04	3.18
February 2021	22.71	1011.00	81.90	7.80	2.97	February 2022	23.17	1010.53	78.25	2.96	3.15
March 2021	22.00	1012.07	83.99	7.34	2.81	March 2022	21.13	1012.08	79.04	3.65	3.02
April 2021	19.83	1016.55	82.81	0.99	3.02	April 2022	17.93	1014.52	82.63	4.02	2.76
<b>Annual mean</b>	18.21	1014.21	79.30	4.74	3.17	<b>Annual mean</b>	18.13	1014.40	80.35	3.16	3.19

**Table S4.** Monthly average of meteorological data for the region of Bagé, RS, Brazil, during the study period (INMET 2022).\*

During the COVID-19 pandemic (2020/21)						After the COVID-19 pandemic (2021/22)					
Month	Temperature (°C)	Atmospheric pressure (mB)	Precipitation (mm)	Humidity (%)	Wind speed (m/s)	Month	Temperature (°C)	Atmospheric pressure (mB)	Precipitation (mm)	Humidity (%)	Wind speed (m/s)
May 2020	14.73	990.35	74.19	5.25	3.30	May 2021	13.08	991.06	74.96	1.94	2.48
June 2020	14.18	988.84	82.03	6.30	3.77	June 2021	11.93	992.62	82.62	4.68	2.93
July 2020	12.95	989.80	73.51	2.45	3.87	July 2021	12.09	993.68	73.92	1.02	3.21
August 2020	15.60	991.29	69.10	2.87	3.58	August 2021	14.18	992.60	81.25	3.23	3.37
September 2020	14.48	990.39	77.90	3.23	3.76	September 2021	15.82	989.41	82.20	6.82	4.04
October 2020	17.23	988.73	75.19	2.76	4.11	October 2021	17.52	989.24	69.69	1.92	3.44
November 2020	19.77	988.99	70.03	0.90	3.97	November 2021	19.97	986.48	69.38	0.88	3.92
December 2020	21.96	985.89	67.20	2.92	3.81	December 2021	22.10	986.65	67.63	1.58	4.02
January 2021	23.32	985.27	70.72	4.88	3.70	January 2022	25.40	984.82	66.39	2.94	3.87
February 2021	21.76	986.38	76.54	7.91	2.84	February 2022	23.05	985.66	67.37	4.72	3.29
March 2021	20.99	987.38	79.61	3.63	2.87	March 2022	20.09	987.31	75.54	3.21	3.47
April 2021	18.88	991.17	76.70	0.83	3.21	April 2022	17.36	989.17	78.34	6.66	3.04
<b>Annual mean</b>	17.99	988.71	74.39	3.66	3.57	<b>Annual mean</b>	17.71	989.06	74.11	3.30	3.42

\* Meteorological data were obtained for the region of Bagé, as it is the closest public monitoring station to the cities of Candiota and Herval, which do not have their own meteorological monitoring stations (INMET). Therefore, these data can be considered representative of these regions.

## **5.8. Exploring the Interruption-Recovery Pattern of Air Pollutants During the COVID-19 Pandemic in Southern Brazil: An Analysis of the New Normal**

O manuscrito está em processo de confecção.

DOI:

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.springer.com/journal/11270/submission-guidelines>

1       **Exploring the Interruption-Recovery Pattern of Air Pollutants During the**  
2       **COVID-19 Pandemic in Southern Brazil: An Analysis of the New Normal**

3           Ronan Adler Tavella<sup>1,2</sup> & Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>1,2,\*</sup>

4  
5     <sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina,  
6     Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, 96200-400, Rio Grande – RS,  
7     Brasil

8     <sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, CEP  
9     96203-900, Rio Grande – RS, Brasil.

10  
11    \*corresponding author: [f.m.r.silvajunior@gmail.com](mailto:f.m.r.silvajunior@gmail.com)

12  
13    **Statements:**

14    **Data availability statement:** The data that support the findings of this study are available  
15    from the corresponding author and will be freely available to any scientist wishing to use  
16    them for non-commercial purposes.

17    **Funding:** This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de  
18    Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001, the Institutional  
19    Program for Internationalization (CAPES-PrInt), Conselho Nacional de  
20    Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Research Productivity Fellowship, Grant  
21    310856/2020-5 (FMRSJ) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande  
22    do Sul (FAPERGS), Grant 21/2551-0001981-6.

23    **Acknowledgments:** The authors thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento  
24    Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio

25 Grande do Sul (FAPERGS), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível  
26 Superior (CAPES), and Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

27 **Conflict of interest:** None to declare.

28 **Ethics approval:** Not applicable.

29 **Patient consent:** Not applicable.

30 **Permission to reproduce material from other sources:** Not applicable.

31 **Clinical trial registration:** Not applicable.

32 **Declaration of Competing Interest:** The authors declare that they do not have conflicts  
33 of interest.

34 **Author Contributions:** Ronan A. Tavella: Conceptualization; Formal analysis;  
35 Methodology; Software; Roles/Writing – original draft; Writing – review & editing.

36 Flavio M. R. da Silva Júnior: Conceptualization; Data curation; Formal analysis;  
37 Funding acquisition; Investigation; Methodology; Project administration; Resources;  
38 Software; Supervision; Roles/Writing – original draft; Writing – review & editing.

39 *Abstract*

40 The COVID-19 pandemic has impacted human health and cities worldwide, with  
41 lockdowns reducing human activity and providing a unique opportunity to study air  
42 pollutant behavior during and after restrictions. Understanding the "interruption-  
43 recovery" pattern of air pollutants in response to different COVID-19 lockdown policies  
44 requires studies in different restriction scenarios. Our study aims to examine this pattern  
45 of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>) in three mid-sized cities (Bagé,  
46 Pelotas and Rio Grande) in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, both during and after  
47 the pandemic. Furthermore, we will compare the observed pollutant concentrations in  
48 2021 to those predicted through machine learning, to gain insights into their dynamics  
49 post-pandemic. The comparison of annual averages of pollutants between 2020 and 2021  
50 showed a significant increase in NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub>, but a decrease in O<sub>3</sub> and CO in the three  
51 cities. While PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> increased significantly in Rio Grande but showed reductions  
52 in Bagé. The estimated data for 2021 from machine learning showed similar findings,  
53 indicating that the recovery pattern of air pollutant levels, despite presenting similarities  
54 between some locations, has site-specific characteristics that affect it, including  
55 population density, main economic activities, and adherence to restriction measures. Our  
56 results help to further understand the connection between air pollution and the regulation  
57 of human activity, as even minor restrictions or changes in behavior can greatly reduce  
58 pollutant emissions.

59

60 *Keywords: Air quality; Machine learning; Remote Sensing; Particulate Matter.*



61 *Introduction*

62           The COVID-19 pandemic has had a significant impact on both human health and  
63 urban development worldwide (Velavan & Meyer, 2020). To control the spread of the  
64 virus, cities across the world implemented various measures, including restrictions and  
65 lockdowns, leading to significant reductions in human mobility, traffic, and industrial  
66 production (Berman & Ebisu, 2020; Venter et al., 2020). This response has provided a  
67 unique opportunity to study the effects of these measures on air pollutants (Diffenbaugh  
68 et al., 2020). Several researches have analyzed this phenomenon and have generally  
69 observed a decrease in the levels of criteria air pollutants (NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>)  
70 and an increase in ozone (O<sub>3</sub>) (Bao & Zhang, 2020; Berman & Ebisu, 2020; Dutheil et  
71 al., 2020; Menut et al., 2020; Mahato et al., 2020; Tavella and da Silva Júnior, 2020).  
72 However, this increase in ozone was mostly observed in large and densely populated  
73 cities, with different results in other scenarios (Sicard et al., 2020; Tavella & da Silva  
74 Júnior, 2021; Tavella et al., 2022a).

75           In addition to providing a unique opportunity to examine the behavior of  
76 pollutants after the implementation of measures, this situation also presents a chance to  
77 assess the behavior and dynamics of air pollutants as restriction measures were eased until  
78 their subsequent normalization, i.e., the new equilibrium of urban air pollution during and  
79 after the pandemic (Wang et al., 2021). In this context, the concept of "interruption-  
80 recovery" has been introduced to describe the process of a system returning to its normal  
81 state after being disrupted by a sudden event (Cai et al., 2021; da Silva Júnior, 2022).  
82 Moreover, as stated by Cai et al. (2021), to determine and distinguish the interruption-  
83 recovery patterns, it is crucial to evaluate the actual effects of different lockdown policies  
84 under COVID-19 on urban air quality. Thus, different scenarios and degrees of

85 restrictions and social distancing measures need to be studied to fully understand this  
86 pattern.

87 In Brazil, the implementation of restrictive measures occurred in a decentralized  
88 manner (Silva et al., 2020). As a result, different regions in Brazil responded to the crisis  
89 according to their own capabilities and needs, forming inter-municipal alliances and  
90 adopting diverse strategies to combat the pandemic in each state. Some Brazilian studies  
91 have shown that air pollutants decreased soon after the implementation of these measures  
92 (Dantas et al., 2020; Nakada and Urban, 2020; Tavella et al., 2021; Tavella et al., 2022b).  
93 In this scenario, the State of Rio Grande do Sul, the sixth most populous state in Brazil,  
94 approached the pandemic by adopting a model that aimed to strike a balance between  
95 health and economic impact, and included weighted indicators that had direct effects on  
96 the flexibility of economic activities in the state's municipalities. Tavella et al. (2023) and  
97 Ulguim et al. (2022) studied the impact of this model restrictive measures on air pollutant  
98 levels in cities within the state.

99 Allied to all this, it is important to align the investigation of air pollution with the  
100 guidelines set forth by the World Health Organization (WHO) in their recent air quality  
101 guide (WHO, 2021), which highlights the need for studies in areas with low air pollution  
102 levels and, consecutively, in small and medium-sized cities. This is crucial as these  
103 studies can provide insights into the effects of low-level exposure and help determine  
104 threshold values, providing valuable information on the benefits that could be achieved  
105 through reducing air pollution levels globally.

106 While COVID-19 has created an unprecedented test bed for observing how air  
107 pollution respond to emission reduction strategies, it is incumbent upon researches to  
108 understand the effectiveness of these policies and the recovery pattern of air pollution  
109 levels until the it reach the “new normal”. In light of this, our study sought to examine

110 the "interruption-recovery" pattern of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>)  
111 during and after the COVID-19 pandemic in three med-sized cities in the state of Rio  
112 Grande do Sul, Brazil. Additionally, we will compare the observed pollutant  
113 concentrations in 2021 to those predicted through machine learning, to gain insights into  
114 their dynamics after the pandemic.

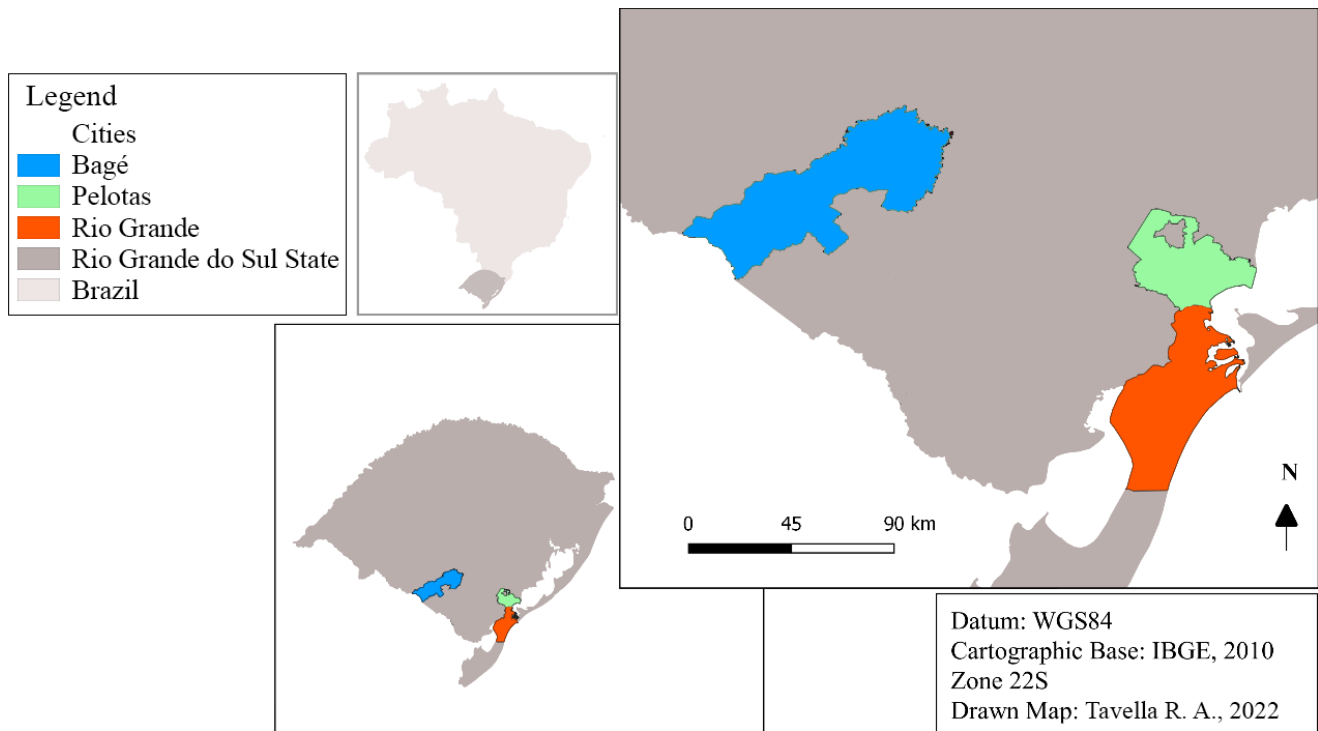
115

## 116 *Materials and methods*

### 117 *Study site and monitoring period*

118 This study included the cities of Bagé, Pelotas, and Rio Grande, located in  
119 southern Rio Grande do Sul state (Figure 1). These cities were selected for their different  
120 population densities and as representative medium-sized cities, being major cities in  
121 southern Brazil. They were also chosen due to regional similarities in the decision-making  
122 processes adopted to control the spread of COVID-19 (Rio Grande do Sul, 2020). Bagé  
123 (31°19'43"S; 54°6'26"W) has a population of approximately 121 thousand inhabitants  
124 and its main economic activities are agriculture and dairy product processing (IBGE,  
125 2021). Pelotas (31°46'34 "S; 52°21'34"W) has approximately 344 thousand inhabitants  
126 and its economy is centered around trade and logistics (IBGE, 2021). Rio Grande  
127 (32°01'40"S; 52°05'40"W) has approximately 213 thousand inhabitants and its economic  
128 activity is mainly composed by a diverse range of industrial and port activities (IBGE,  
129 2021). According to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, from  
130 Portuguese, *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*), medium-sized (midsized)  
131 cities in Brazil are those between 100,000 and 500,000 inhabitants (IBGE, 2002).

132 Figure 1. Geographical location of the study area.



133

134

135 The monitoring period was conducted monthly from May 2020 to September  
 136 2021, including the entire period during which the social distancing measures and  
 137 recommendations issued by the state government of Rio Grande do Sul were in effect.

138 However, it is important to note that the main measures were in effect until the end of  
 139 2020 and were subsequently relaxed.

140

#### 141 *Sampling*

142 The levels of atmospheric pollutants ( $O_3$ ,  $NO_2$ ,  $SO_2$ ,  $CO$ ,  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$ ) were  
 143 collected from satellite data provided by the Copernicus Atmospheric Monitoring Service  
 144 (CAMS) of the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) and  
 145 real-time data obtained manually from The Weather Channel app (IBM, USA). To

146 maintain data quality, all extractions were performed at regular intervals by trained  
147 personnel. The unit of measurement adopted for all pollutants was  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

148 The meteorological data for each city was obtained from the Brazilian National Institute  
149 of Meteorology (INMET, from Portuguese, *Instituto Nacional de Meteorologia*) (2022),  
150 including temperature, humidity, precipitation, wind speed, and atmospheric pressure. The region  
151 has a humid subtropical climate and winds are predominantly low to medium intensity. The  
152 dominant directions of the winds in Rio Grande and Pelotas are WSW and NE, while in Bagé it  
153 is primarily N and SW (Da Silva Júnior et al., 2020).

154

#### 155 *Data analysis*

156 For data analysis, the monthly average ( $\pm$  standard deviation) of each pollutant  
157 was calculated and the months with data available both in 2020 and 2021 (May, June,  
158 July, August and September) were compared using the Mann–Whitney test.

159 A Support Vector Machine model was applied to perform the Machine Learning  
160 as described by Da Silva Júnior (2022). The continuous dependent variables were the  
161 concentrations of the individual air pollutants, and the predictor variables were the  
162 meteorological parameters. The training sample consisted of observed data  
163 (meteorological and pollutants) from May to December 2020, while the test sample  
164 (expected values) consisted of actual meteorological values from January to September  
165 2021 to estimate the concentration of pollutants in a scenario with restricted urban  
166 mobility (as seen in 2020). The monthly average (January to September, 2021) of the  
167 observed and expected values was plotted to compare the behavior of pollutants.

168 The average difference ( $\Delta p$ ) between the observed and expected value was  
169 calculated using Equation 1:

$$\Delta p = \left( \frac{(C_{obs} - C_{exp})}{C_{obs}} \right) \times 100 \quad (1)$$

170 Where  $\Delta p$  is the average monthly difference for a given pollutant,  $C_{exp}$  is the  
 171 expected average monthly concentration of the pollutant, and  $C_{obs}$  is the average monthly  
 172 concentration observed for the pollutant. Furthermore, the area under the curve of the  
 173 observed and expected values (January to September 2021) was calculated, and the  
 174 difference between the areas under the curve was calculated using an equation that  
 175 followed the same principle as Equation 1.

176

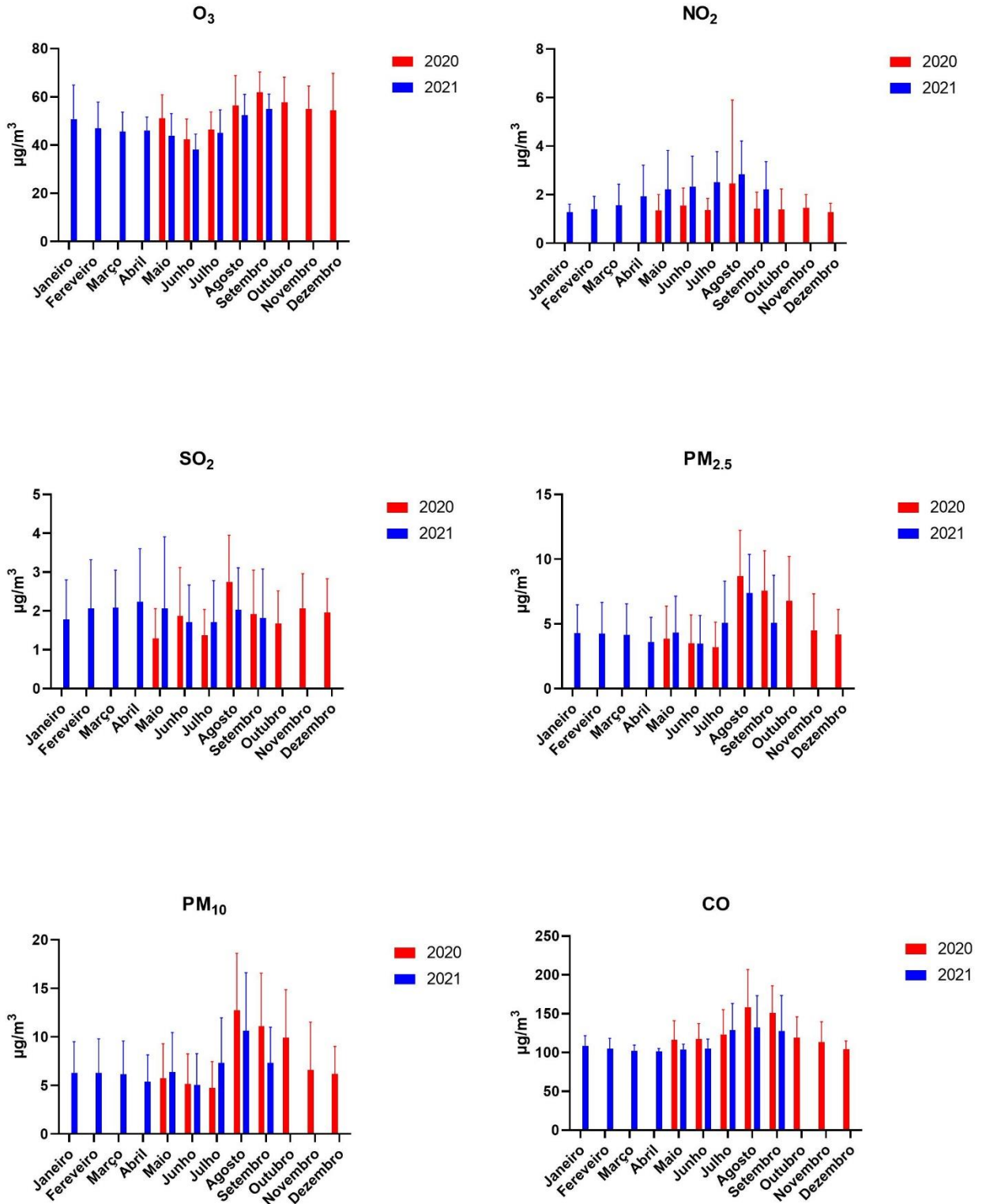
### 177 *Results*

178 The monthly averages of air pollutants for the cities of Bagé, Pelotas, and Rio  
 179 Grande, during the months with social distancing measures and recommendations issued  
 180 by the state government of Rio Grande do Sul from 2020 to 2021 are shown in Figures 2,  
 181 3, and 4 respectively. In general, with the easing of restrictions and gradual return of  
 182 human activities in 2021, we can observe a significant decrease in  $O_3$  and CO levels, and  
 183 an increase in  $NO_2$  and  $SO_2$  levels for the three cities evaluated. However,  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$   
 184 showed distinct behaviors among the cities, where for Rio Grande, their concentrations  
 185 increased significantly in 2021, while in Bagé there was a significant decrease compared  
 186 to the period of more intense restriction measures that were in force during 2020. In  
 187 Pelotas, there was no significant difference between these pollutants in the investigated  
 188 years.

189 Comparing the observed values between the year 2021 and 2020, we can see that  
 190 for Bagé, there was a significant change in the levels of  $NO_2$  (33.0%),  $SO_2$  (4.6%),  $O_2$  (-  
 191 11.4%),  $PM_{2.5}$  (-12.3%),  $PM_{10}$  (-12.9%) and CO (-10.0%). For Pelotas, there was a  
 192 significant change in the levels of  $SO_2$  (9.7%),  $O_3$  (-9.7%) and CO (-9.8). And for Rio

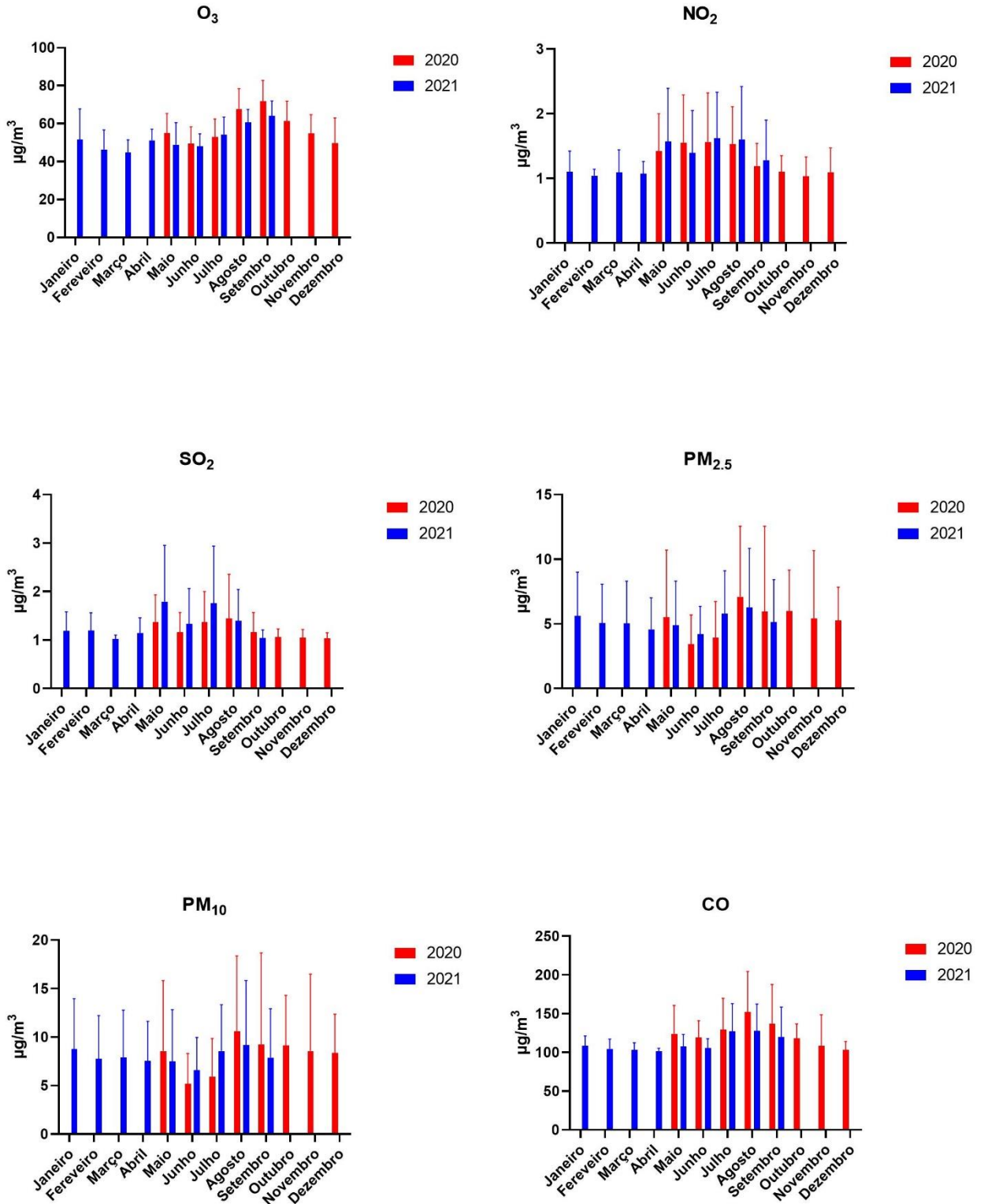
193 Grande, there was a significant change in the levels of SO<sub>2</sub> (8.5%), O<sub>3</sub> (-7.7%), PM<sub>2.5</sub>  
194 (4.6%), PM<sub>10</sub> (4.7%) and CO (-7.1%).

195 Figure 2. Bagé - Monthly averages of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and CO during the study  
 196 period.

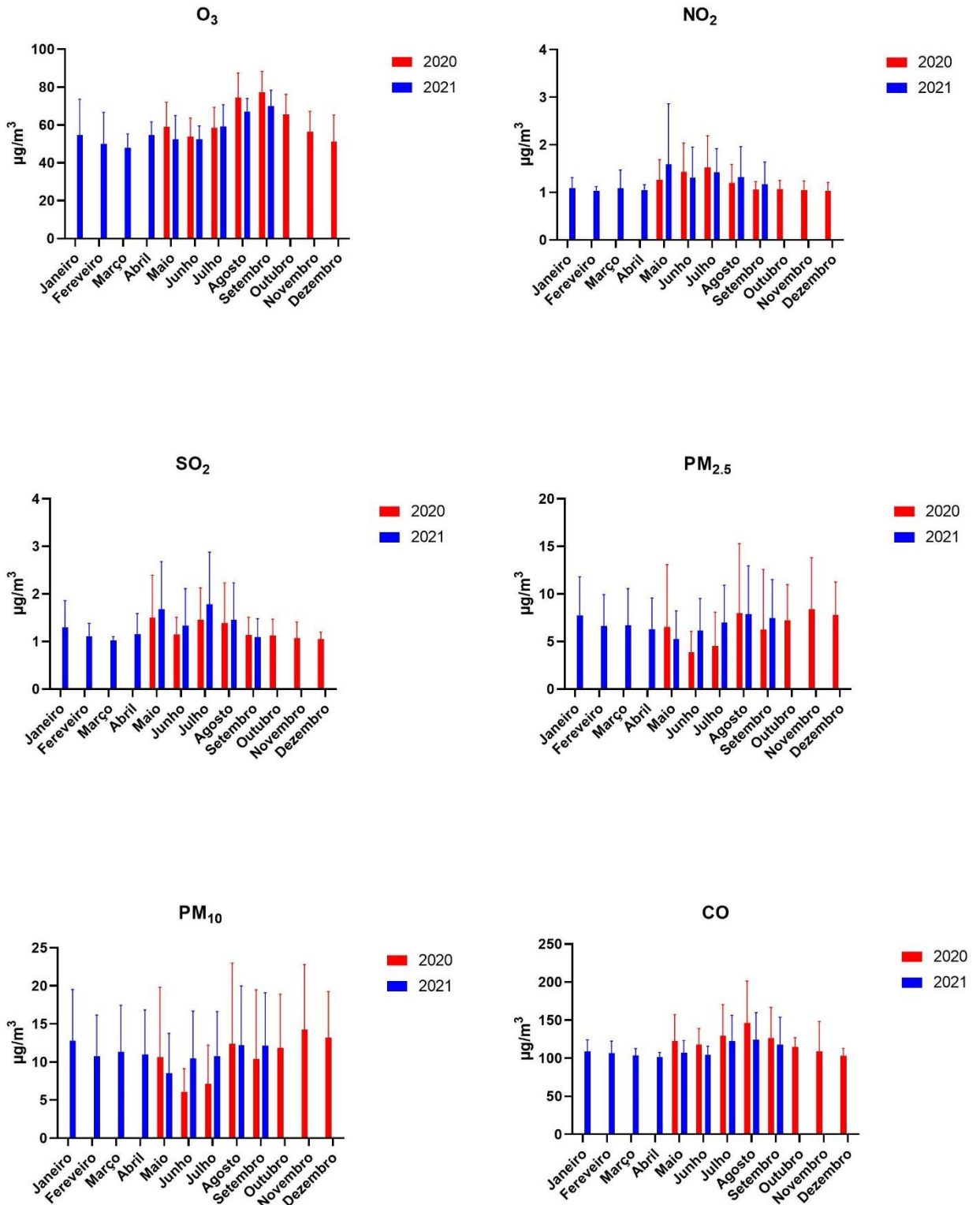




198 Figure 3. Pelotas - Monthly averages of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and CO during the  
 199 study period.



201 Figure 4. Rio Grande - Monthly averages of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and CO during  
 202 the study period.



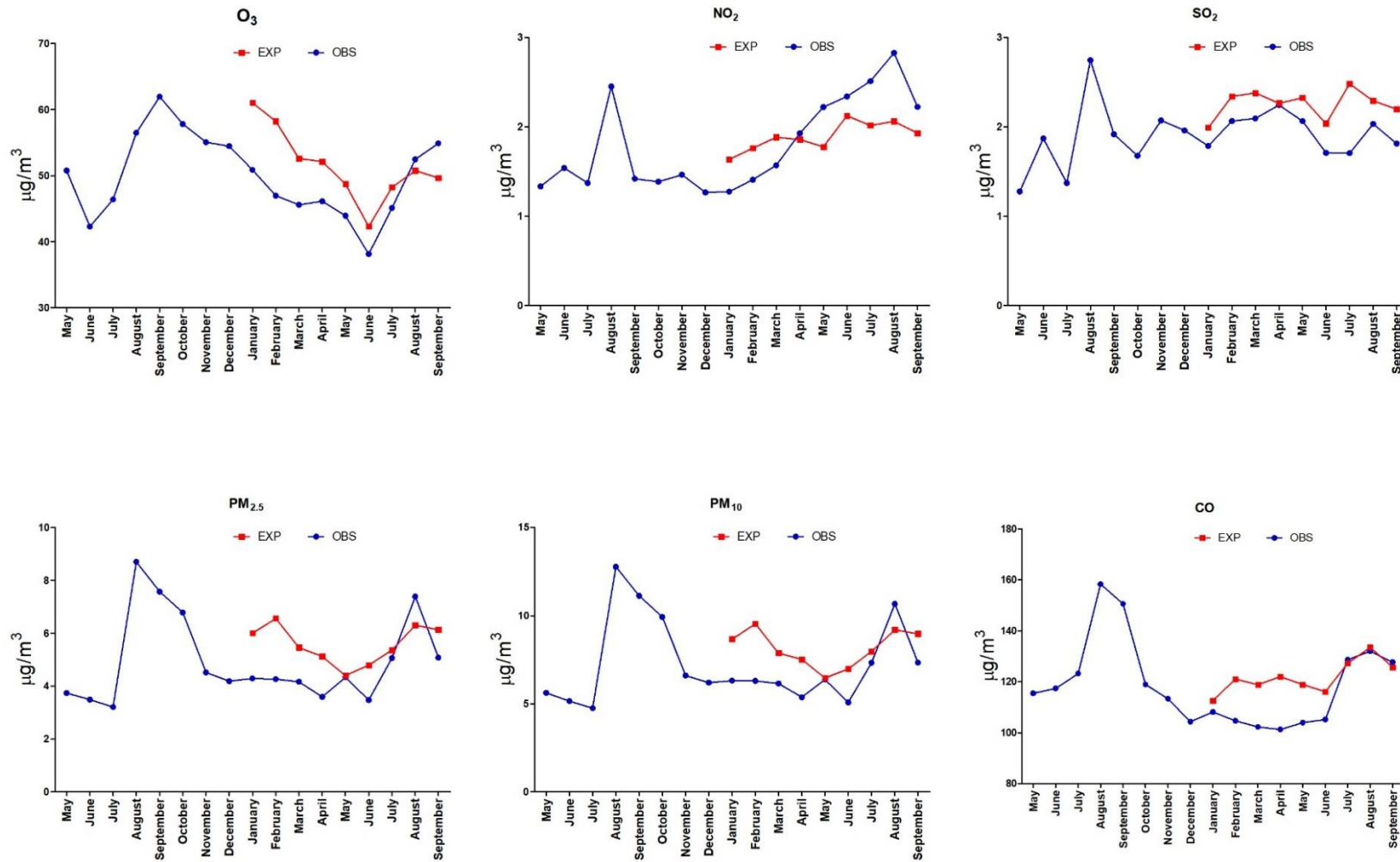
203

204

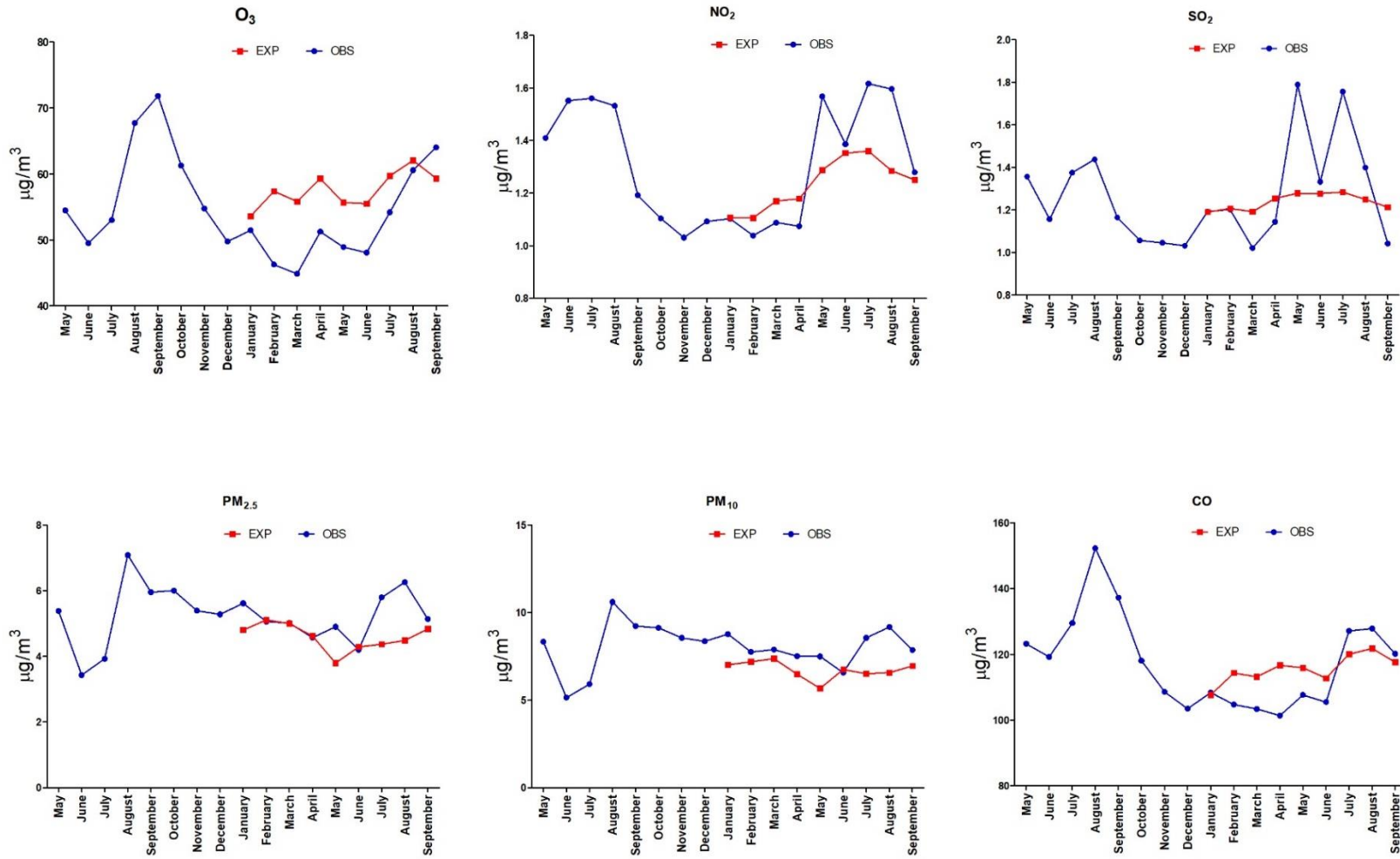
205 With the machine learning model, the monthly the monthly average levels of pollutants  
206 corrected by meteorological parameters were estimated for 2021 in the three cities and  
207 compared to the monthly averages observed during the study period. The data is  
208 displayed in Figures 5, 6, and 7, respectively. The model was applied to investigate how  
209 the air pollutants would have behaved if the stringency of the 2020 restrictions were  
210 sustained in 2021. Our results showed that the monthly averages observed in all three  
211 cities were lower than expected for O<sub>3</sub> and CO but higher than expected for NO<sub>2</sub> and  
212 SO<sub>2</sub>. The levels of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> were lower than expected for Bagé, while they were  
213 higher for Rio Grande and Pelotas. However, for the latter cities, the expected and  
214 observed behavior were close during all investigated months.

215 The previous findings are reinforced by the data presented in Table 1, which  
216 compares the observed values against those expected by the machine learning model,  
217 taking into account the changes caused by meteorological variables. It is possible to  
218 observe similarities between the results obtained in the table and those previously  
219 mentioned. Furthermore, these results can be compared to previously mentioned annual  
220 changes. In this, we highlight how some pollutants undergo significant changes when the  
221 weight of atmospheric variables is taken into consideration, as is the case with particulate  
222 matter (PM) in Pelotas and SO<sub>2</sub> in Bagé. These set of results indicate the interruption-  
223 recovery of the air pollutants in the region.

224 Figure 5. Bagé - Observed monthly averages of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and CO during the study period (blue) and expected (red) monthly  
 225 averages based on the machine learning prediction.



227 Figure 6. Pelotas - Observed monthly averages of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and CO during the study period (blue) and expected (red)  
 228 monthly averages based on the machine learning prediction.



230 Figure 7. Rio Grande - Observed monthly averages of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and CO during the study period (blue) and expected (red)  
 231 monthly averages based on the machine learning prediction.

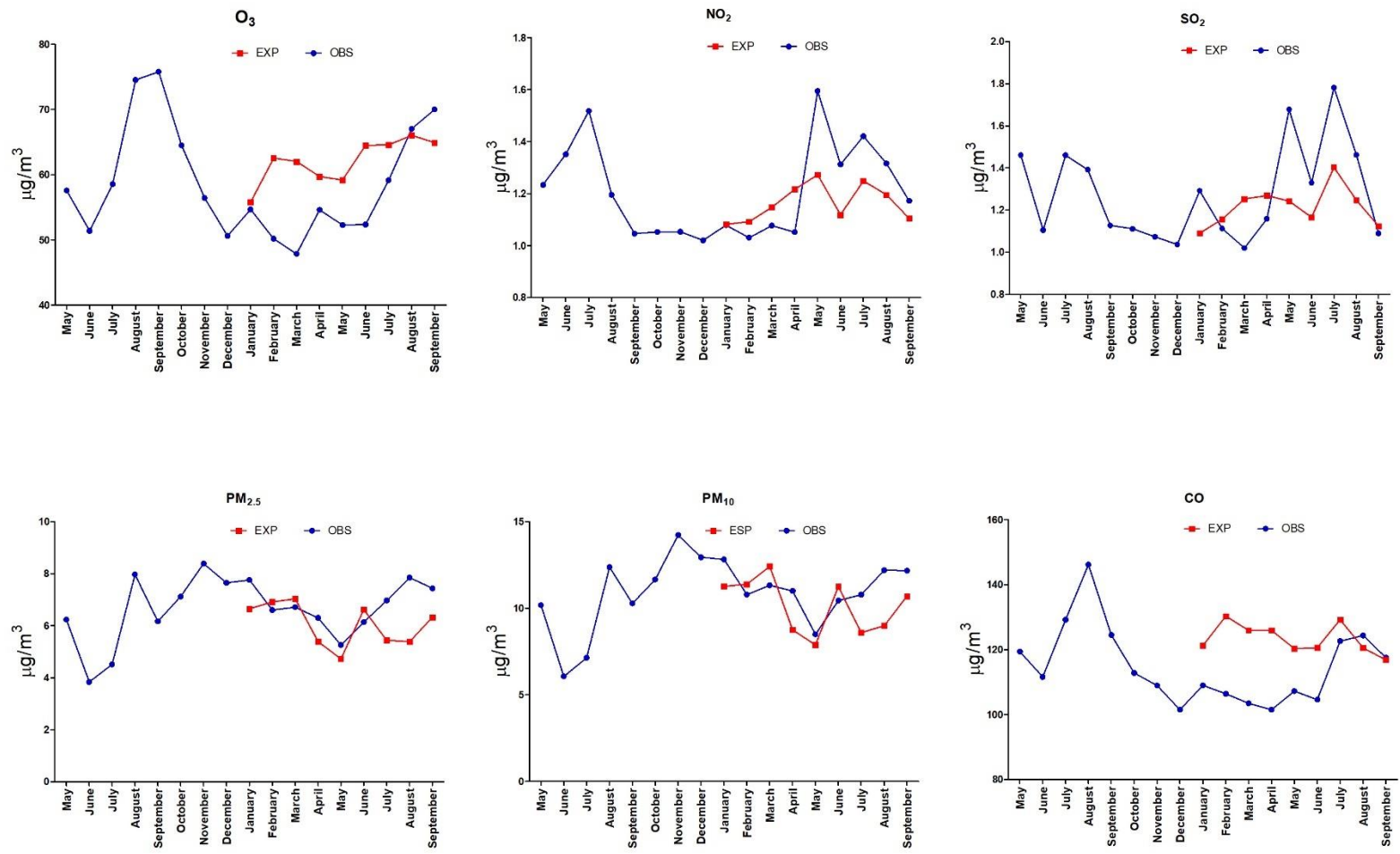


Table 1. annual difference between observed and expected averages of air pollutants in the three cities.

	$\Delta\text{O}_3$	$\Delta\text{NO}_2$	$\Delta\text{SO}_2$	$\Delta\text{PM}_{2.5}$	$\Delta\text{PM}_{10}$	$\Delta\text{CO}$
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Comparing the observed vs. expected values obtained from the machine learning model.						
Bagé	-10.00	7.79	-15.91	-19.25	-19.03	-9.02
Pelotas	-12.16	6.08	7.60	11.36	15.39	-3.96
Rio Grande	-11.91	5.48	8.25	10.18	8.33	-12.28

### *Discussion*

Our findings show that air pollutant concentrations in the cities of Rio Grande and Pelotas have recovered to a level that is likely similar to the pre-COVID-19 pandemic levels, while the recovery in Bagé seems slower and some pollutant levels remain below what was expected, especially in terms of particulate matter in the region. This is evident when comparing pollutant concentrations in 2020 and 2021 and when comparing observed values with expected values based on meteorological variables.

The pattern of recovery in Rio Grande and Pelotas is possibly related to the cities' economic profiles, which include intense vehicular traffic and the return of industrial activities, particularly in Rio Grande, as well as their geographical proximity. On the other hand, Bagé is the smallest of the three cities evaluated and its economy is focused on agriculture and livestock, so despite being a medium-sized city, it does not suffer excessively from industrial pollution. A recent study investigating the weekend effect of air pollutants in cities in this region observed that economic activities in cities near Bagé, which also have an economy focused on these activities but are of small size, showed low

levels of air pollutants with distinct dynamics throughout the year (de Vasconcellos Ceglinski et al., 2022).

The interruption-recovery pattern observed in Rio Grande and Pelotas was also reported in other studies (Cai et al., 2021; Wang et al., 2021; da Silva Júnior, 2022) and is consistent with the resumption of human activities, particularly those related to services, production, education and leisure. Despite these findings being consistent with those seen in other parts of the world, as pointed by Cai et al. (2021) and da Silva Júnior (2022), this recovery presents site-specific characteristics and reflects the implemented policies. Other variables that have been identified as crucial in this context include the size of the city, potential sources of pollution, duration and timing of lockdown or partial-lockdown events, as well as meteorological conditions. However, we also place importance on another factor, which is the population's adherence to restriction measures.

It is recognized that the behavior of Brazilians in response to the restriction measures imposed to control the pandemic was below expectations and even considered disappointing, with many groups disregarding them and promoting gatherings (Ferigato et al., 2020; Lancet, 2020). Furthermore, a study conducted by Tavella et al. (2023) in the context of the distancing measures adopted by the state of Rio Grande do Sul showed the possibility that the population's adherence to the distancing measures weakened over time due to the prolonged period of implementation. Additionally, the restriction measures adopted to control the pandemic impacted people differently across multiple regions and cities in Brazil, both in terms of social, mental, and cultural context (Malta et al, 2020).

Data on air pollution in the studied region is scarce prior to the COVID-19 pandemic. Practically, only the city of Rio Grande has prior investigations on air pollution due to the massive presence of industries in this city and its levels of particulate matter that exceed the recommendations of the WHO since its 2005 report (Mirlean et al., 2000;



Tavella et al., 2022c). The truth is that most of the approaches on air pollution in this region gained strength after the latest WHO report (WHO, 2021), which highlights the need for studies in areas with low air pollution levels and, consecutively, in small and medium-sized cities. Relating this, among other things, to the need of researches to provide valuable information on the dynamics of air pollutants and the benefits that could be achieved through reducing air pollution levels globally.

The COVID-19 pandemic has provided clear evidence that reducing human activity leads to a significant decrease in pollution levels. Although the levels of these pollutants have returned to what is believed to be normal, this recovery pattern varies depending on location and multiple other factors. We expect that our assessment help to further understand the connection between air pollution and the regulation of human activity, as even minor restrictions or changes in behavior can greatly reduce pollutant emissions. It is evident that implementing control policies can result in improved environmental and health outcomes without significantly hindering human activity.

Despite important findings, our approach has some limitations, including the absence of air pollution data for the three cities prior to the COVID-19 pandemic and the reliance on remote sensing data obtained from satellites. Nonetheless, we highlight that the period of evaluation allowed us to demonstrate the variability of air pollutants in different situations, and the utilization of satellite data was necessary due to the inadequate air quality monitoring in Brazil. In fact, only 1.6% of the cities in the country have air monitoring stations and of these, a significant portion of the data is not publicly accessible (Vormittag et al., 2021). Hence, the lack of other options emphasizes the need for the use of satellite data to determine and investigate the dynamics of pollutants in the region. Additionally, while efforts are necessary to enhance the air quality monitoring

system in the country, it's crucial to persist in monitoring atmospheric pollution in the region using available means, as information on air pollution in Brazil remains limited.

### References

- Bao, R., & Zhang, A. (2020). Does lockdown reduce air pollution? Evidence from 44 cities in northern China. *Science of the Total Environment*, 731, 139052. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139052>
- Berman, J. D., & Ebisu, K. (2020). Changes in US air pollution during the COVID-19 pandemic. *Science of the total environment*, 739, 139864. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>
- Cai, W. J., Wang, H. W., Wu, C. L., Lu, K. F., Peng, Z. R., & He, H. D. (2021). Characterizing the interruption-recovery patterns of urban air pollution under the COVID-19 lockdown in China. *Building and environment*, 205, 108231. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108231>
- da Silva Júnior, F. M. R. (2022). “New Normal”: The Dynamics of Air Pollutants on the Interruption–Recovery Pattern Related to the COVID-19 Pandemic in Recife, Northeastern Brazil. *Aerosol Science and Engineering*, 6(3), 316-322. <https://doi.org/10.1007/s41810-022-00148-3>
- Dantas, G., Siciliano, B., França, B. B., da Silva, C. M., & Arbilla, G. (2020). The impact of COVID-19 partial lockdown on the air quality of the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Science of the total environment*, 729, 139085. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139085>
- de Vasconcellos Ceglinski, L., Tavella, R. A., da Silva Bonifácio, A., Santos, J. E. K., & da Silva Júnior, F. M. R. (2022). Weekend effect on air pollutant levels in southernmost cities of Brazil with different economic activities. *Environmental*

*Monitoring and Assessment*, 194(11), 834. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10518-6>

Diffenbaugh, N. S., Field, C. B., Appel, E. A., Azevedo, I. L., Baldocchi, D. D., Burke, M., ... & Wong-Parodi, G. (2020). The COVID-19 lockdowns: a window into the Earth System. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(9), 470-481. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0079-1>

Dutheil, F., Baker, J. S., & Navel, V. (2020). COVID-19 as a factor influencing air pollution?. *Environmental pollution*, 263, 114466. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114466>

Ferigato, S., Fernandez, M., Amorim, M., Ambrogi, I., Fernandes, L. M., & Pacheco, R. (2020). The Brazilian Government's mistakes in responding to the COVID-19 pandemic. *The Lancet*, 396(10263), 1636. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)32164-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)32164-4)

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2002). *Caracterização e tendências da rede urbana do Brasil: Configurações atuais e tendências da rede urbana* (p. 2001). IBGE.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). IBGE – Cidades. Recife: IBGE. Retrieved December 28, 2022, from <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. (2022). BDMEP - Banco de dados meteorológicos do Brasil. Brasília, Distrito Federal: INMET. Retrieved December 28, 2022, from <https://portal.inmet.gov.br>

Lancet, T. (2020). COVID-19 in Brazil:“So what?”. *Lancet (London, England)*, 395(10235), 1461. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)31095-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)31095-3)

- Mahato, S., Pal, S., & Ghosh, K. G. (2020). Effect of lockdown amid COVID-19 pandemic on air quality of the megacity Delhi, India. *Science of the total environment*, 730, 139086. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139086>
- Malta, D. C., Szwarcwald, C. L., Barros, M. B. D. A., Gomes, C. S., Machado, Í. E., Souza Júnior, P. R. B. D., ... & Gracie, R. (2020). A pandemia da COVID-19 e as mudanças no estilo de vida dos brasileiros adultos: um estudo transversal, 2020. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 29(4), e2020407. <https://doi.org/10.1590/S1679-49742020000400026>
- Menut, L., Bessagnet, B., Siour, G., Mailler, S., Pennel, R., & Cholakian, A. (2020). Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe. *Science of the Total Environment*, 741, 140426. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139052>
- Mirlean, N., Vanz, A., & Baisch, P. (2000). Sources and levels of rain acidity in the region of the Rio Grande City, RS, Brazil. *Química Nova*, 23, 590-593. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422000000500004>
- Nakada, L. Y. K., & Urban, R. C. (2020). COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. *Science of the Total Environment*, 730, 139087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>
- Rio Grande do Sul. (2020). *Decreto N° 55.240, de 10 de maio de 2020*. Retrived December 28, 2022, from <https://www.estado.rs.gov.br/upload/-arquivos/22152948-decreto-n-55-240.pdf>
- Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., ... & Calatayud, V. (2020). Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19 lockdown. *Science of the Total Environment*, 735, 139542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>

- Silva, L. L. S. D., Lima, A. F. R., Polli, D. A., Razia, P. F. S., Pavão, L. F. A., Cavalcanti, M. A. F. D. H., & Toscano, C. M. (2020). Medidas de distanciamento social para o enfrentamento da COVID-19 no Brasil: caracterização e análise epidemiológica por estado. *Cadernos de Saúde Pública*, 36. <https://doi.org/10.1590/0102-311X00185020>
- Tavella, R. A., & Júnior, F. M. R. D. S. (2020). COVID-19 and air pollution: what do we know so far?. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 32(1), 22-31. <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>
- Tavella, R. A., & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Watch out for trends: did ozone increased or decreased during the COVID-19 pandemic?. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 67880-67885. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w>
- Tavella, R. A., da Silva Salimene, L., Ulguim, S. M., Gabriel, R. R., & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Comportamento dos poluentes do ar durante e após lockdown em uma cidade de médio porte. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 33(3), 62-67. <https://doi.org/10.14295/vittalle.v33i3.13663>
- Tavella, R. A., Fernandes, C. L. F., Penteado, J. O., De Lima Brum, R., Florencio Ramires, P., Coutelle Honscha, L., ... & Da Silva Júnior, F. M. R. (2022a). Unexpected reduction in ozone levels in a mid-size city during COVID-19 lockdown. *International Journal of Environmental Health Research*, 32(8), 1801-1814. <https://doi.org/10.1080/09603123.2021.1917526>
- Tavella, R. A., El Koury Santos, J., de Moura, F. R., & da Silva Júnior, F. M. R. (2022b). Better understanding the behavior of air pollutants at shutdown times—results of a short full lockdown. *International Journal of Environmental Health Research*, 1-8. <https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310>

- Tavella, R. A., de Lima Brum, R., Ramires, P. F., Santos, J. E. K., Carvalho, R. B., Marmett, B., ... & da Silva Júnior, F. M. R. (2022). Health impacts of PM<sub>2.5</sub>-bound metals and PAHs in a medium-sized Brazilian city. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(9), 622.
- Tavella, R. A., da Rosa Moraes, N. G., Aick, C. D. M., Ramires, P. F., Pereira, N., Soares, A. G., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Weekend effect of air pollutants in small and medium-sized cities: The role of policies stringency to COVID-19 containment. *Atmospheric Pollution Research*, 101662. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662>
- Ulguim, S. M., Tavella, R. A., Dias, D., & Rodrigues, F. M. (2021). Dinâmica dos Poluentes Atmosféricos eo Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande do Sul para Controle da Pandemia da Covid-19. <https://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20220007>
- Velavan, T. P., & Meyer, C. G. (2020). The COVID-19 epidemic. *Tropical medicine & international health*, 25(3), 278. <https://doi.org/10.1111%2Ftmi.13383>
- Venter, Z. S., Aunan, K., Chowdhury, S., & Lelieveld, J. (2020). COVID-19 lockdowns cause global air pollution declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(32), 18984-18990. <https://doi.org/10.1073/pnas.2006853117>
- Vormittag, E. D. M., de Araújo, P. A., Cirqueira, S. S. R., Wicher Neto, H., & Saldiva, P. H. N. (2021). Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estudos Avançados*, 35, 7-30. <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>
- Wang, S., Zhang, Y., Ma, J., Zhu, S., Shen, J., Wang, P., & Zhang, H. (2021). Responses of decline in air pollution and recovery associated with COVID-19 lockdown in the Pearl River Delta. *Science of the Total Environment*, 756, 143868. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143868>

WHO. World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: World Health Organization.

### **5.9. Weekend Effect of Air Pollutants in a Tropical Brazilian Metropolis**

O manuscrito está atualmente em revisão (R.2) na revista Water, Air, & Soil Pollution: 2.984 Impact Factor.

DOI:

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.springer.com/journal/11270/submission-guidelines>



1 **Weekend effect of air pollutants in a tropical Brazilian metropolis**

2 Ronan Adler Tavella<sup>1,2</sup>, Fernanda Oliveira Reis<sup>2</sup>, Alicia da Silva Bonifácio<sup>2</sup>,  
3 Niely Galeão da Rosa Moraes<sup>2</sup>, Carlos Daniel Maciel Aick<sup>3</sup>, Willian César Nadaleti<sup>3</sup>,  
4 Érico Kunde Corrêa<sup>3</sup>, Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>1,2,3\*</sup>

5

6 <sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina,  
7 Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, 96200-400, Rio Grande - RS,  
8 Brasil

9 <sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, CEP  
10 96203-900, Rio Grande - RS, Brasil.

11 <sup>3</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Centro de Engenharias,  
12 Universidade Federal de Pelotas, Praça Domingos Rodrigues, Centro, 96010-450,  
13 Pelotas, RS, Brasil

14

15 \*corresponding author: f.m.r.silvajunior@gmail.com

16

17 **Statements:**

18 **Data availability statement:** The data that support the findings of this study are available  
19 from the corresponding author and will be freely available to any scientist wishing to use  
20 them for non-commercial purposes.

21 **Funding:** This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de  
22 Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001, the Institutional Program  
23 for Internationalization (CAPES-PrInt), Conselho Nacional de Desenvolvimento  
24 Científico e Tecnológico - Research Productivity Fellowship, Grant 310856/2020-5

25 (FMRSJ) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul  
26 (FAPERGS), Grant 21/2551-0001981-6.

27 **Acknowledgments:** The authors thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento  
28 Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio  
29 Grande do Sul (FAPERGS), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível  
30 Superior (CAPES), and Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

31 **Conflict of interest:** None to declare.

32 **Ethics approval:** Not applicable.

33 **Patient consent:** Not applicable.

34 **Permission to reproduce material from other sources:** Not applicable.

35 **Clinical trial registration:** Not applicable.

36 **Declaration of Competing Interest:** The authors declare that they do not have conflicts  
37 of interest.

38 **Author Contributions:** Ronan A. Tavella: Conceptualization; Formal analysis;  
39 Methodology; Software; Roles/Writing - original draft; Writing - review &  
40 editing. Fernanda O. Reis: Data curation; Writing - review & editing. Alicia da S.  
41 Bonifácio: Data curation; Writing - review & editing. Niely G. R. Moraes: Data curation;  
42 Writing - review & editing. Carlos D. M. Aick: Data curation; Writing - review & editing.  
43 Willian C. Nadaleti: Conceptualization; Data curation; Formal analysis; Writing - review  
44 & editing. Érico K. Corrêa: Conceptualization; Data curation; Formal analysis; Writing -  
45 review & editing. Flavio M. R. da Silva Júnior: Conceptualization; Data curation; Formal  
46 analysis; Funding acquisition; Investigation; Methodology; Project administration;  
47 Resources; Software; Supervision; Roles/Writing - original draft; Writing - review &  
48 editing.

49

50 *Abstract*

51           This study sought to evaluate the extent of the weekend effect of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>  
52 and PM<sub>2.5</sub>, in Recife, a tropical Brazilian metropolis, taking into account a 2-year period  
53 of monitoring air pollutants, including a portion comprising the end of restrictions related  
54 to COVID-19. Our results show that Recife did not experience a weekend effect of air  
55 pollutants in both annual contexts, presenting magnitudes that can be considered  
56 practically null ( $-2\% \geq$  or  $\leq 2\%$ ) in the two annual scenarios evaluated. This finding is  
57 interesting because the behavior of air pollutants observed in this metropolis was  
58 fundamentally different from what previously found in other similar urban environments.  
59 However, seasonally this does not happen, existing seasonal discrepancies in the  
60 dynamics of all air pollutants. In addition, these seasonal changes in the weekend effect  
61 were not primarily associated with meteorological parameters and probably other factors  
62 are influencing this effect, especially the behavior and life habits of the population of this  
63 tropical city. In view of the two scenarios evaluated, there was an existence of an impact  
64 of the final moment of the COVID-19 restrictions and the beginning of the resumption of  
65 "normal" activities on the weekend effect in Year 1. Furthermore, weekly SO<sub>2</sub> levels were  
66 significantly correlated with NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> levels, this implies that the majority of these  
67 pollutants were probably generated by the same source. We hope that the information  
68 provided in our findings will assist in defining and guiding policies aimed at dealing with  
69 air pollution control.

70

71 *Keywords: Recife, weekday, weekend, air pollution, air quality.*

72

## 73 1. Introduction

74 The dynamics of air pollutants in the urban environment is intrinsically related to  
75 human activity and the weekly pattern of pollution is an indicator of the routine activities  
76 of a population (Li et al., 2019). Numerous studies report changes in air pollutant patterns  
77 when comparing pollutant levels on weekdays (Monday to Friday), or working days, and  
78 weekends (Saturday and Sunday) (Huryñ & Gough, 2014; Zhao et al., 2018; Sicard et al.,  
79 2020a; Elansky et al., 2020; Alexandrino et al., 2021). In large urban centers and  
80 metropolises, the largest amounts of pollutants are usually emitted on working days and  
81 their smallest amounts are emitted on weekends, due to vehicular traffic, industrial  
82 operations and urban mobility (Zhao et al., 2018). This impacts on higher levels of  
83 pollutants during the weekdays and lower at the weekend for almost all criteria air  
84 pollutants (Elansky et al., 2020), with exception to ozone (O<sub>3</sub>) – for reasons related to the  
85 formation processes of this secondary air pollutant (Sillman, 1999; Tavella & da Silva  
86 Junior, 2021). This alteration in the weekly pattern of air pollution in the urban  
87 environment is known as the weekend effect.

88 Investigating this weekly effect of air pollutants is crucial for both understanding  
89 the dynamics of these pollutants and serving as a guide in forecasting air quality and  
90 directing public policies (Tang et al., 2008; Seguel et al., 2012; Wang et al., 2014; Elansky  
91 et al., 2020; Sicard et al., 2020a). An appropriate understanding of the conditions  
92 surrounding the weekend effect can provide effective strategies for controlling urban  
93 pollution. Although the weekly cycle of air quality in cities is a common feature in many  
94 urban environments, this pattern can vary in different regions and cultures, making it  
95 important to investigate the weekend effect in each specific case (Joly & Peuch, 2012;  
96 Elansky et al., 2020; Sicard et al., 2020a). Furthermore, it is also important to investigate

97 the weekend effect as people in different regions may be more exposed to air pollutants  
98 during the weekend due to leisure, cultural, and social activities (Rocha et al., 2017;  
99 Chiquetto et al., 2020). This increased exposure, even if only for two days a week, can  
100 have long-term detrimental effects on the health of the population. This is because many  
101 of these pollutants have been linked to various health problems, including cardiovascular  
102 and respiratory diseases (Brunekreef & Holgate, 2002; Kampa & Castanas, 2008; Kim et  
103 al., 2015). Hence, gaining a comprehensive understanding of the weekend effect of air  
104 pollutants is crucial for effectively controlling and reducing its harmful impact on human  
105 health and the environment.

106 In general, since the initial investigations on this air pollution effect, ozone (O<sub>3</sub>)  
107 has been the central focus of research (Cleveland et al., 1974; Lebron, 1975). This trend  
108 has persisted over time, with numerous studies specifically focusing on the increase in  
109 concentration of this pollutant during weekends, which is often directly referred to as the  
110 "ozone weekend effect" (Jiménez et al., 2005; Atkinson-Palombo et al., 2006; Tang et al.,  
111 2008; Sadanaga et al., 2012; Seguel et al., 2012; Wang et al., 2014; Zhao et al., 2019;  
112 Koo et al., 2020; Sicard et al., 2020a). The reason behind this focus is linked to the usual  
113 concern of scientists and researches on studying scenarios that worsen an environmental  
114 condition and its implications. Elevated ozone levels on weekends are a prime example  
115 of this, as during weekdays in metropolitan areas and densely populated regions, due to  
116 its physical-chemical transformations, ozone is not considered a critical pollutant.  
117 However, studying its increase on weekends can turn ozone into a temporary air quality  
118 villain (de Vasconcellos Ceglinsky et al., 2022).

119 Studies using in-situ measurements, modeling and satellite data show this increase  
120 in O<sub>3</sub> levels on weekends in different regions of the world - North America (e.g. Yarwood

121 et al., 2008; Koo et al., 2012), Europe (e.g. Schipa et al., 2009; Castell-Balaguer et al.,  
122 2012), South America (e.g. Silva Júnior et al., 2009; Seguel et al., 2012; Martins et al.,  
123 2015), Africa (Campos et al., 2021) and Asia (e.g. Tang et al., 2008; Sadanaga et al.,  
124 2012; Wang et al., 2014; Elansky et al., 2020; Yousefian et al., 2020) – with different  
125 magnitudes of increases between them. However, studies also point out that rural or small  
126 cities can present a varied behavior of this effect, with values that can be either negative  
127 or considered practically null, not experiencing the “typical” weekend-weekday effect of  
128 more urbanized regions (Joly & Peuch, 2012; Sicard et al., 2020a; de Vasconcellos  
129 Ceglinsky et al., 2022). Evidencing that although this weekly cycle is a recognized  
130 phenomenon in various urban areas globally, it can differ between locations. This  
131 highlights the significance of conducting a thorough investigation into this effect in  
132 different geographical locations and scenarios.

133         Due to the aforementioned focus placed on O<sub>3</sub>, other air pollutants often receive  
134 less attention. Nevertheless, pollutants such as nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>), sulfur dioxide  
135 (SO<sub>2</sub>), particulate matter with diameter less than 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>) and less than 10 µm  
136 (PM<sub>10</sub>), have recently been the subject of studies on the weekend effect (Joly & Peuch,  
137 2012; Adame et al., 2014; Zvyagintev et al., 2014; Baldasano and Massagué, 2017; Chen  
138 et al., 2020; Elansky et al., 2020; Yousefian et al., 2020; Alexandrino et al., 2021; de  
139 Vasconcellos Ceglinski et al., 2022; Fang et al., 2022). The results of these studies vary  
140 depending on a number of different factors in the investigated regions. Meteorological  
141 factors, climatic factors, population density, vehicle fleet, in addition to local/cultural  
142 habits, can interfere with the weekend effect and this condition reinforces the need for  
143 further research in different regions and scenarios to better understand the weekend effect  
144 and its influence on air quality. In this context, despite the weekend effect being an

145 efficient tool to evaluate different emissions and regions, its focus should cover most, if  
146 not all, of the criteria air pollutants, eventually serving as a guide in future air quality  
147 policies.

148 Recife is a Brazilian metropolis with more than 1.6 million inhabitants. Located  
149 on the Brazilian coast, it has a tropical climate with an average temperature that varies  
150 from 22 °C (winter) to 27.5 °C (summer). Despite being a metropolis, Recife has low  
151 levels of air pollutants for a city of its size and population density, as shown in the studies  
152 that assessed air pollution in this location (de Miranda et al., 2012; dos Santos et al., 2014;  
153 Leão et al., 2021; da Silva Júnior, 2022; Leão et al., 2022). De Miranda et al. (2012)  
154 conducted a study on PM<sub>2.5</sub> concentrations in six major Brazilian cities, including São  
155 Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Curitiba, Recife, and Porto Alegre. The results  
156 showed that Recife had the lowest levels of PM<sub>2.5</sub> pollution among these cities, at  $7.3 \pm$   
157  $3.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , which was less than half of the second-lowest city. According to data from  
158 2020 and 2021, PM<sub>2.5</sub> levels in Recife have increased slightly to above  $12 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (Leão  
159 et al., 2022). Although this is still considered low when compared to other metropolises,  
160 it is above the new limits set by the World Health Organization (WHO) in 2021. Recently  
161 the city has been the target of recent air quality studies that evaluated the impact of  
162 restrictive measures adopted to control the COVID-19 pandemic on air pollutants and the  
163 potential reflection of this change in health indicators (Leão et al., 2021) and that  
164 investigated the pattern of interruption-recovery of economic activities on air pollutants  
165 (da Silva Júnior 2022).

166 While the weekend effect of air pollutants is well understood in megacities such  
167 as Tokyo (Sadanaga et al., 2012), Los Angeles (Yarwood et al., 2008), Moscow (Elansky  
168 et al., 2020), Beijing (Wang et al., 2014), Shanghai (Tang et al., 2008), Tehran (Yousefian

169 et al., 2020) Mexico City (García-Reynoso et al., 2009), São Paulo (Silva Júnior et al.,  
170 2009) and Rio de Janeiro (Martins et al., 2015), there are still important gaps in this  
171 pattern in other cities and metropolises. In addition, understanding the weekend effect of  
172 other air pollutants (besides O<sub>3</sub>) is important for a better understanding of pollution-  
173 related factors in the urban environment and development of future policies. Finally, the  
174 resumption of economic activities after the restrictions imposed during COVID-19 can  
175 provide precious information for a better understanding of the seasonal and weekly  
176 dynamics of air pollutants. In this sense, our study sought to evaluate the extent of the  
177 weekend effect of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>2.5</sub>, in Recife, Brazil, taking into account a 2-year  
178 period of monitoring air pollutants, including a portion comprising the end of restrictions  
179 related to COVID-19.

180

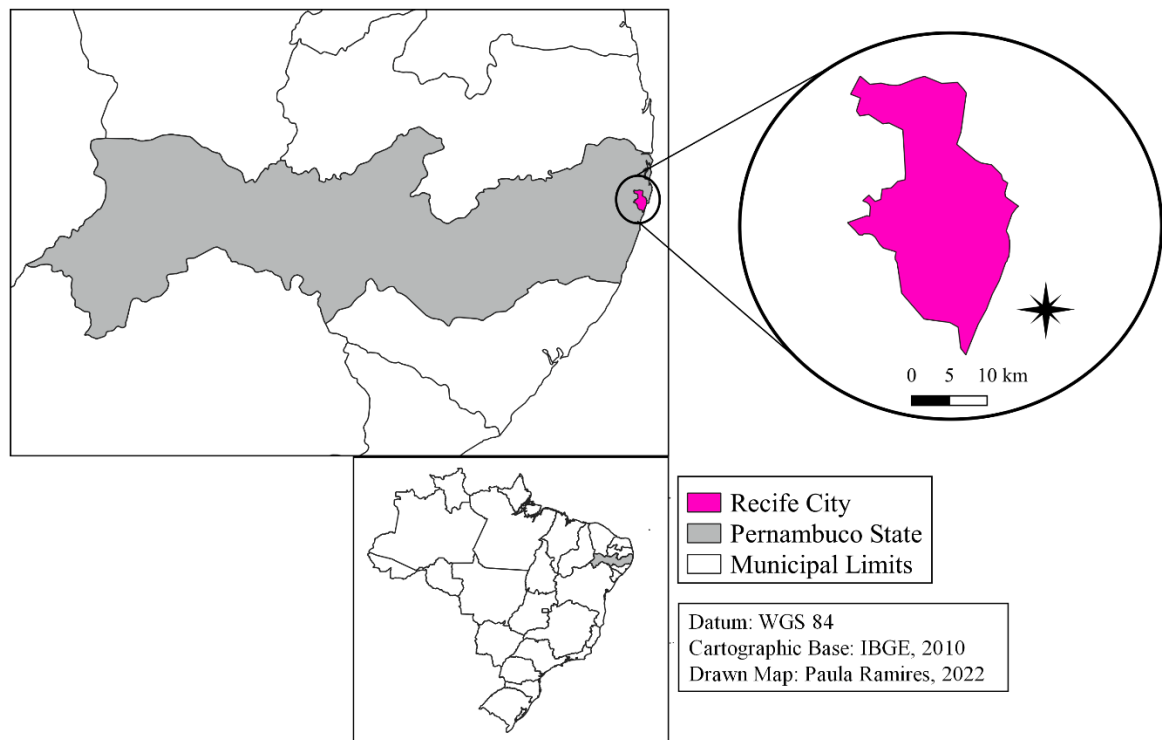
## 181 2. *Material and methods*

### 182 2.1 *Study area*

183 The city of Recife (8°2'32"S; 34°56'11"W) is the capital and largest city of the  
184 state of Pernambuco in the northeast corner of Brazil (Figure 1), with an estimated  
185 population of approximately 1 million and 600 thousand inhabitants in its territorial area  
186 of 217 km<sup>2</sup> (*Brazilian Institute of Geography and Statistics - IBGE, 2021*). This city is  
187 considered the sixth-largest urban area in Brazil and the largest urban area of the  
188 North/Northeast Regions of the country. In addition, Recife is the main industrial zone of  
189 the State of Pernambuco, with a strong presence of automotive, pharmaceutical, textile,  
190 software, shipbuilding, and oil refineries industries.

191 Figure 1. Map presenting the geographic location of the cities studied.





Due to the city's proximity to the equator, Recife's weather is generally warm, with a predominantly humid tropical climate and high temperatures and rainfall from winter to autumn. According to historical data, it has an average temperature of 25.5 °C and a relative humidity of 80%. As it is a Brazilian coastal region, its typical vegetation is Atlantic Forest, however, due to the continuous population growth, green areas are being suppressed, giving rise to constructions for both residential and industrial purposes.

According to information from the Brazilian Institute of Geography and Statistics (2021), Recife has a vehicle fleet of approximately 715 thousand vehicles, of which 400 thousand are cars. In addition, this location stands out as a major tourist attraction of the Brazilian Northeast, with a high flow of tourists throughout the year. These data provide relevant information about urban mobility in this location.

## 206        *2.2 Data sampling and monitoring period*

207            The levels of atmospheric pollutants O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>2.5</sub> were obtained from  
208 satellite data of the Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS) from the  
209 European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), manually obtained  
210 in real time from The Weather Channel application (IBM, USA). The procedure was  
211 performed according to da Silva Júnior et al. (2020) and other studies (Ulguim et al.,  
212 2021; Tavella et al., 2021; Carvalho et al., 2022; Tavella et al., 2022). A daily average  
213 was recorded at regular time intervals and by trained personnel. The unit of measurement  
214 adopted for all pollutants was  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . The data were organized by day of the week, from  
215 which the weekend effect for each of the air pollutants was calculated. Moreover,  
216 meteorological (temperature) data were obtained through the Brazilian  
217 Agrometeorological Monitoring System (Agritempo 2022), including temperature,  
218 humidity, UV index and atmospheric pressure.

219            The monitoring period of air pollutants was performed daily from September 21,  
220 2020 to September 18, 2022, totaling 2 years of evaluation (104 weeks) and completely  
221 comprising the 4 seasons of each year. In order to observe possible changes in the  
222 behavior of air pollutants during the study period, it was divided into 2, where the first  
223 year was from September 21, 2020 to September 19, 2021, being defined as “year 1”, and  
224 the second year was from September 20, 2021 to September 18, 2022, being defined as  
225 “year 2”. It is important to highlight that the data incorporated in the period of Year 1  
226 suffered a greater influence from COVID-19 restriction measures, while Year 2 suffered  
227 a lesser influence.

228

## 229        *2.3 Weekend effect and data analysis*

230 The mathematical model used to investigate the weekend effect of multiple air  
 231 pollutants was performed in accordance with the equation used by Fang (2022). This is  
 232 the classical method and has been adopted by many studies since the first years of  
 233 assessing weekend effect but with higher focus on O<sub>3</sub> concentrations (Cleveland 1974;  
 234 Lebron, 1975).

$$235 \quad WE = \left( \frac{C_{weekend} - C_{weekday}}{C_{weekday}} \right) \times 100\%$$

236 Where, C is the concentration of any of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> or PM<sub>2.5</sub> (each of them is  
 237 calculated individually); WE is the Weekend effect for pollutant C; C<sub>weekend</sub> is the daily  
 238 average concentration of the pollutant C on weekend days; C<sub>weekday</sub> is the daily average  
 239 concentration of the pollutant C on weekdays. WE is presented as the percentage of  
 240 pollutant increase or decrease during the weekend, where an increase is a “positive  
 241 weekend effect” and indicates that the pollutant concentration on weekends is greater than  
 242 that on weekdays, and conversely a decrease is a “negative weekend effect” and indicates  
 243 that the concentration of pollutants on weekdays is higher than on weekends. This  
 244 calculation is performed for each of the 104 weeks evaluated and the data are separated  
 245 accordingly.

246

#### 247 *2.4 Data analysis*

248 Pearson's correlation coefficient of the weekend effect of air pollutants (O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>  
 249 and PM<sub>2.5</sub>) was evaluated in order to assess similarity of behavior between them. In  
 250 addition, another correlation analysis was conducted between the weekend effect and the  
 251 average weekly temperature. The PRISM 5.0 software was used to perform the statistical  
 252 tests.

253

254        3. *Results*

255            The annual average of the weekend effect for O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>2.5</sub>, in the two  
 256 assessed years in the city of Recife, Brazil, is described in Table 1. It is possible to observe  
 257 that the difference in pollution levels on weekdays compared to weekend days showed  
 258 small differences, which resulted in low weekend effect magnitudes in all air pollutants  
 259 evaluated. The greatest magnitudes found for this effect were a negative weekend effect  
 260 of 2.13% for PM<sub>2.5</sub> in Year 1 and a positive weekend effect of 1.76% for NO<sub>2</sub> in Year 2.  
 261 In addition, the only pollutant that presented a varied behavior between the two assessed  
 262 years was O<sub>3</sub>, where in the first year (with the impact of the resumption of activities after  
 263 COVID-19) it presented a slightly positive weekend effect, while in the second year it  
 264 had a slightly negative weekend effect.

265 Table 1. Annual average of the weekend effect of air pollutants in Recife, Brazil

Air pollutant	Year 1	Year 2
O <sub>3</sub>	0,63%	-0,24%
NO <sub>2</sub>	1,35%	1,76%
SO <sub>2</sub>	-0,41%	-0,56%
PM <sub>2.5</sub>	-2,13%	-0,94%

266

267            To examine the levels of air pollutants in the city of Recife, Table 2 displays the  
 268 annual and seasonal concentration data for O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, and PM<sub>2.5</sub>. This table allows us  
 269 to observe mainly the increase in the annual concentration of pollutants from year 2 to  
 270 year 1.

271 Table 2. Annual and seasonal levels of air pollutants investigated in Recife, Brazil, during  
 272 the study period.

	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>
<b>Year 1</b>				
<b>(2020/21)</b>				
Annual	65.30 ± 8.9	1.76 ± 0.6	2.29 ± 0.8	10.45 ± 3.1
Spring	67.32 ± 6.8	1.72 ± 0.4	2.39 ± 0.8	11.48 ± 2.6
Summer	63.69 ± 7.5	1.82 ± 0.5	2.52 ± 0.7	12.22 ± 2.3
Autumn	60.40 ± 7.6	2.14 ± 0.6	2.61 ± 0.8	10.90 ± 2.8
Winter	69.71 ± 6.1	1.92 ± 0.5	2.09 ± 0.5	11.82 ± 2.5
<b>Year 2</b>				
<b>(2021/22)</b>				
Annual	64.99 ± 9.7	1.95 ± 0.7	2.41 ± 0.7	12.90 ± 2.3
Spring	63.38 ± 8.9	1.78 ± 0.5	2.34 ± 0.5	13.04 ± 1.7
Summer	62.47 ± 9.9	1.90 ± 0.6	2.73 ± 0.8	13.38 ± 2.7
Autumn	62.97 ± 8.1	2.18 ± 0.8	2.61 ± 0.7	11.98 ± 2.1
Winter	71.20 ± 7.7	1.94 ± 0.7	1.93 ± 0.5	13.21 ± 2.2

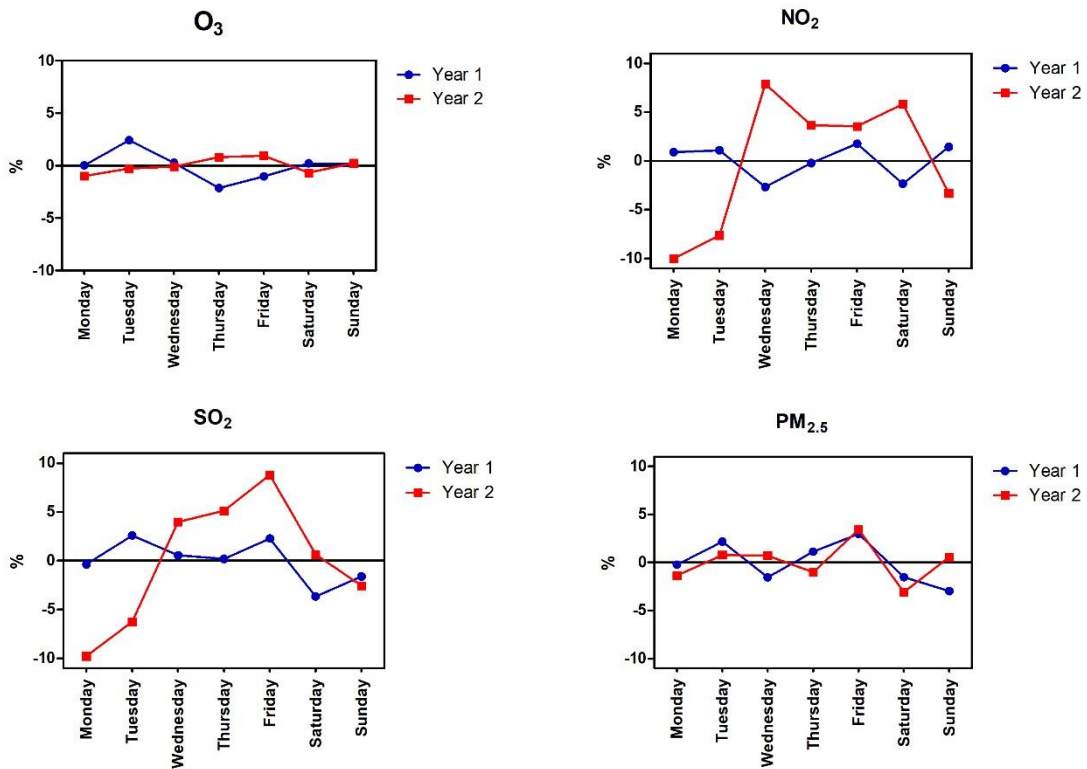
273

274 In order to identify the weekly profile of air pollution in the two years of the study,  
 275 a comparison was performed between the mean concentration of each pollutant and the

276 mean concentration found on each day of the week (Figure 2). The mean concentrations  
277 of O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> e PM<sub>2.5</sub> in the two years investigated were 65.14 µg.m<sup>-3</sup>, 1.92 µg.m<sup>-3</sup>,  
278 2.40 µg.m<sup>-3</sup>, 12.25 µg.m<sup>-3</sup>, respectively. Through this approach, it can be verified that the  
279 pollution profile was similar between the years for O<sub>3</sub> and PM<sub>2.5</sub>, however it presented  
280 notable differences for NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub>. These differences are clearly observed in Year 2, where  
281 the lowest concentration for these pollutants were on Monday and Tuesday (beginning of  
282 the week) but with expressive higher levels during the other days of the week, and  
283 eventually a characteristic reduction during the weekend. This difference in Year 2  
284 compared to Year 1 may be related to the fact that the latter comprise the end of  
285 restrictions and the beginning of the resumption of “normal” economic activities after  
286 COVID-19.

287

288 Figure 2. Comparison between the mean concentration of the air pollutant and the mean  
289 concentration in each of the seven days of the week.



290

291

292 A more detailed analysis of the weekend effect in the seasons revealed the

293 different behaviors of air pollutants in the face of seasonal changes. For O<sub>3</sub>, it is observed

294 that there is an increase in the levels of this pollutant during the coldest weekends

295 (winter), but a significant decrease during the spring in both years. NO<sub>2</sub> presents a similar

296 behavior during the spring, in the autumn it presents higher concentrations on weekends,

297 and a diverse behavior in the other seasons. SO<sub>2</sub> shows similar behavior between the two

298 years, with lower concentrations on winter and spring weekends, but with higher

299 concentrations on summer and autumn weekends. PM<sub>2.5</sub> showed different behavior

300 between the seasons of the two years, with no apparent similarity between the years. In

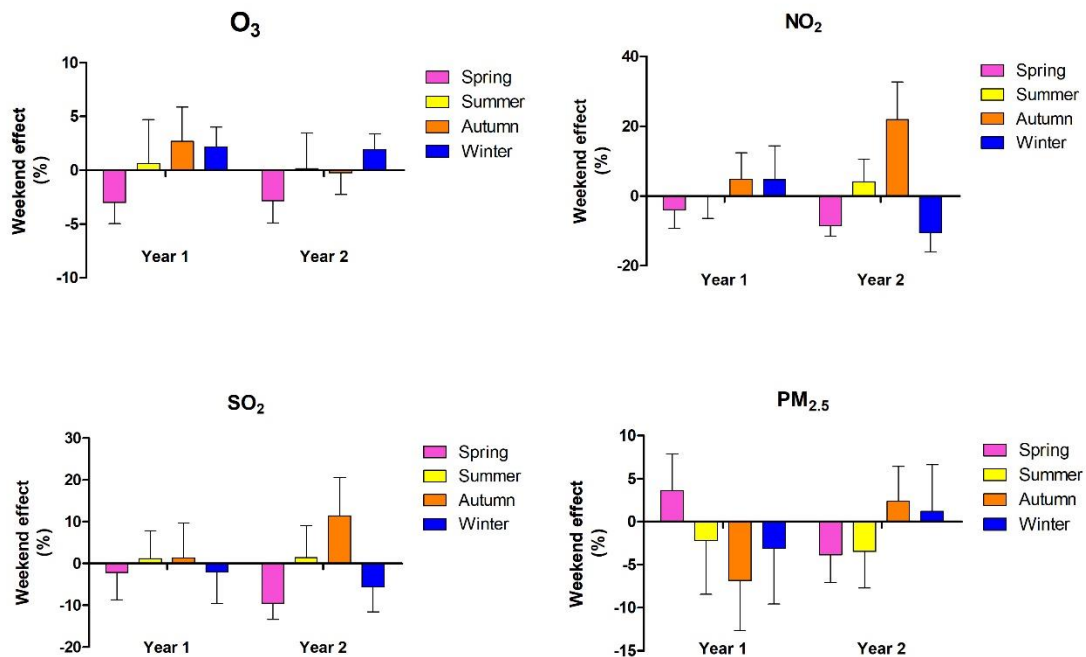
301 summary, the weekend effect of air pollutants presented different behaviors in the four

302 seasons of the year in the city of Recife.

303

304 Figure 3. Seasonal behavior of the weekend effect of air pollutants in Recife, Brazil

305



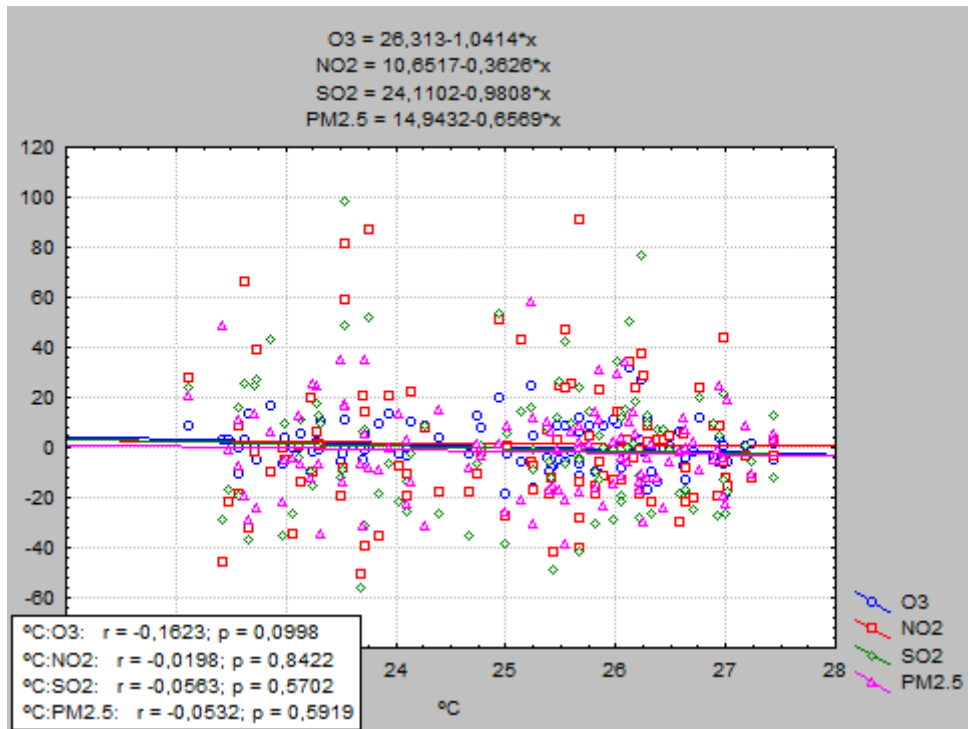
306

307 Although the results showed marked seasonal differences in the weekend effect,  
 308 this behavior, at least for the investigated scenarios, is not related to meteorological  
 309 parameters. Apart from a small negative correlation between NO<sub>2</sub> and weekly humidity,  
 310 the correlation analysis between the weekend effect and the weekly meteorological  
 311 variables showed no expressive association between these parameters (Figure 4, Figure  
 312 5, Figure 6 and Figure 7). Moreover, a correlation analysis of the weekend effect between  
 313 the analyzed pollutants was conducted (Table 2). It is possible to conclude that there was  
 314 a significant positive correlation between SO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub> and between SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub>.  
 315 However, the weekly behavior of PM<sub>2.5</sub> was not correlated with any other air pollutant  
 316 investigated.

317

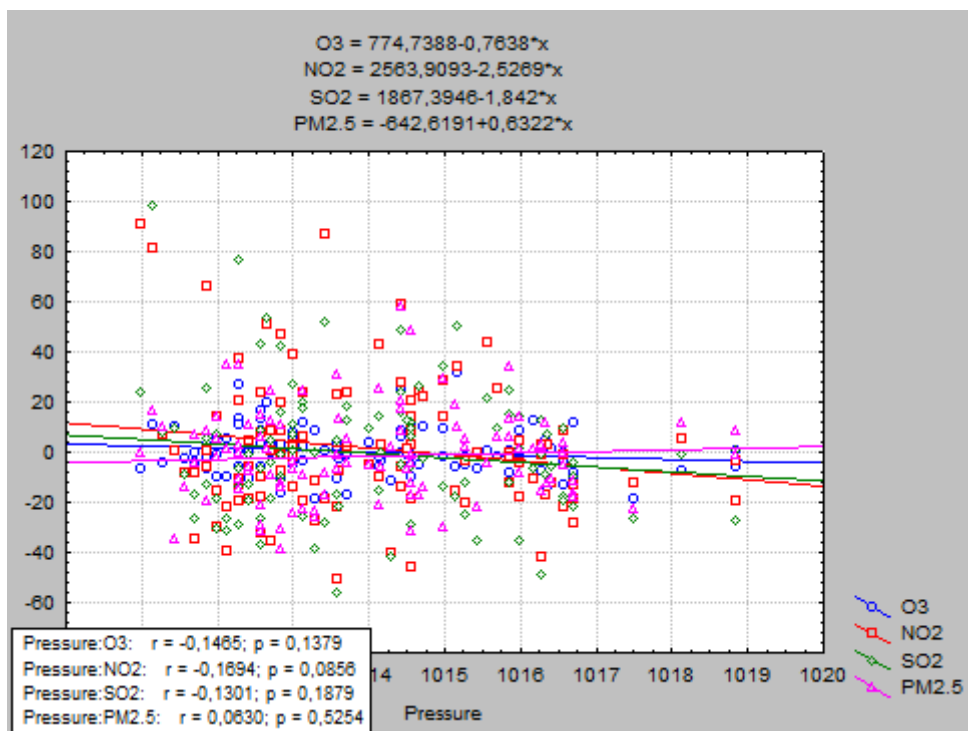


318 Figure 4. Association between weekly average temperature and weekend effect in Recife,  
 319 Brazil



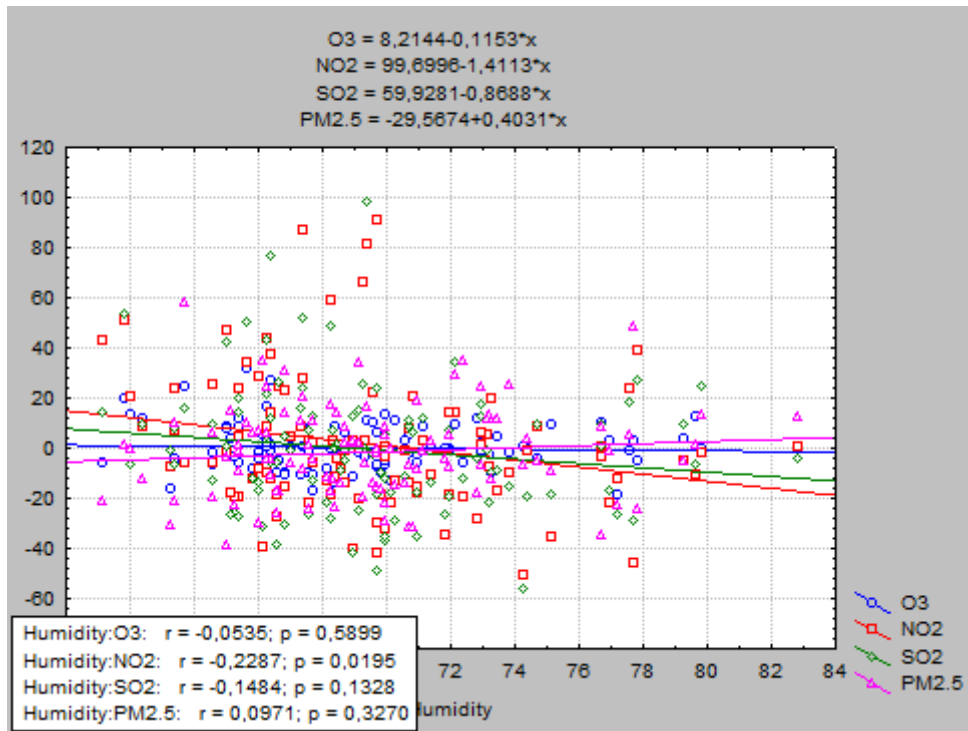
320

321 Figure 5. Association between weekly atmospheric pressure and weekend effect in  
 322 Recife, Brazil



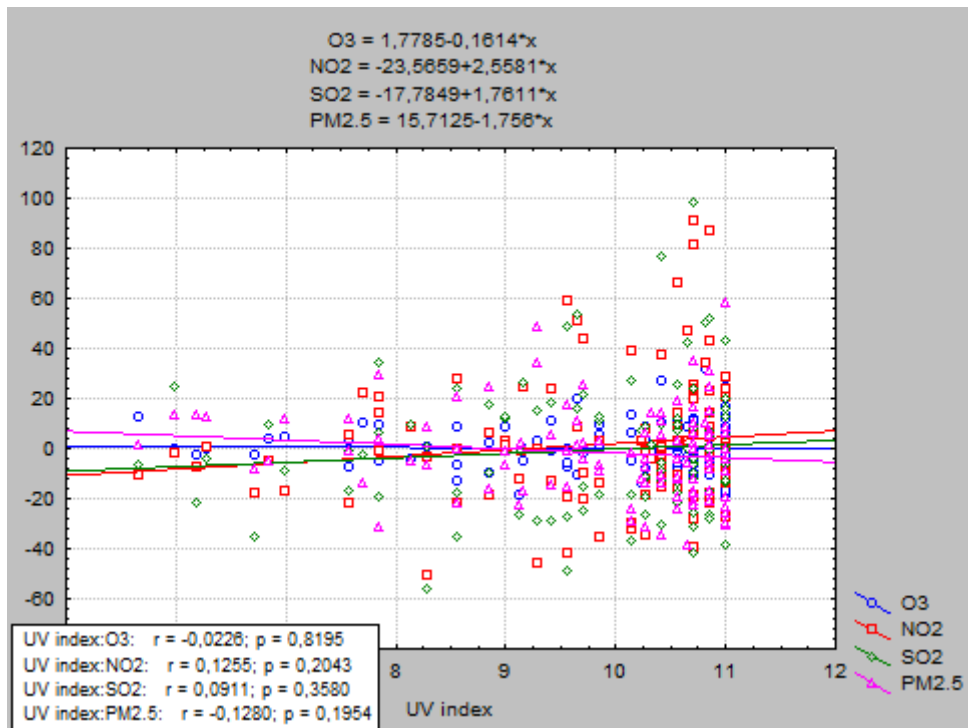
323

324 Figure 6. Association between weekly humidity and weekend effect in Recife, Brazil



325

326 Figure 7. Association between weekly UV index and weekend effect in Recife, Brazil



327

328

329 Table 2. Correlation matrix between the weekend effect of air pollutants analyzed in  
 330 Recife, Brazil

	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub>
O <sub>3</sub>	1			
NO <sub>2</sub>	0.1870	1		
SO <sub>2</sub>	<b>0.4419</b>	<b>0.7963</b>	1	
PM <sub>2.5</sub>	0.1471	- 0.0815	0.0904	1

331 The statistically significant pairs (P<0.01) are shown in bold

332

#### 333 4. Discussion

334 The weekend effect refers to the phenomenon that air pollutants' concentration is  
 335 different between weekdays and weekend, mostly due to different human activities.  
 336 However, the behavior of atmospheric pollutants is admittedly complex. A multitude of  
 337 factors can generate massive influences on these compounds, from their formation to their  
 338 dispersion (Kroll et al., 2020). In this context, the recommendation is for a multifaceted  
 339 approach that investigates different scenarios (WHO, 2021). Thereafter, this study gains  
 340 strength, both by studying a tropical Brazilian metropolis with unknown weekend effect  
 341 profiles, but also by including several air pollutants in this analysis, investigating the  
 342 association of meteorological parameters in this effect and the correlation between the  
 343 pollutants.

344 Our results show that despite being a metropolis, with a high number of  
 345 inhabitants and vehicular fleet, the tropical city of Recife, Brazil, did not experience a

346 weekend effect of air pollutants in an annual context. Having mostly weekend effect  
347 magnitudes that can be considered practically null ( $\leq 2\%$ ) in the two annual scenarios  
348 evaluated. This finding is of interest because the behavior of atmospheric pollutants  
349 observed in this metropolis was essentially different from what other studies performed  
350 in other metropolises and megacities found. What is usually reported in the literature by  
351 these studies is a significant increase in the concentration of O<sub>3</sub> during the weekend and  
352 a significant decrease in the concentration of other air pollutants (NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>,  
353 others), with different magnitudes between them (Tang et al., 2008; Yarwood et al., 2008;  
354 Schipa et al., 2009; Silva Júnior et al., 2009; Castell-Balaguer et al., 2012; Sadanaga et  
355 al., 2012; Seguel et al., 2012; Wang et al., 2014; Martins et al., 2015; Elansky et al., 2020;  
356 Yousefian et al., 2020; Alexandrino et al., 2021). This behavior for O<sub>3</sub> is even verified in  
357 a world scenario. Sicard et al. (2020a), in their study that evaluated 808 urban stations  
358 and 300 rural stations worldwide from 2005 to 2014, found that in all urban stations, the  
359 average concentration of O<sub>3</sub> was 12% higher on weekends than on weekdays, regardless  
360 of whether these urban stations were located in metropolises. However, it also stated that  
361 rural stations or did not experience a positive weekend effect for this pollutant. This same  
362 trend in rural locations is also observed for other air pollutants (Chen et al., 2020; de  
363 Vasconsellos Ceglinski et al., 2022).

364         In this context of a metropolis with unexpected weekend effects, we highlight the  
365 study by Campos et al. (2021) performed in Luanda, Angola, which observed increases  
366 in NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> and PM<sub>2.5</sub> concentrations during weekends at their monitoring station located  
367 in the center of the city. Furthermore, the city of Luanda is also a tropical city and is  
368 located in a climatic zone relatively close to the city of Recife. Thus, raising questions  
369 about the other factors that may be influencing this effect.

370 Even though the annual context of the weekend effect in Recife can be considered  
371 practically null, seasonally this does not happen. Through our findings it was possible to  
372 observe that there were seasonal discrepancies in the dynamics of the air pollutants, that  
373 is, there was a varied behavior according to the four seasons. In autumn there were  
374 pronounced weekend effects compared to other seasons. This seasonal variation is  
375 something to be expected, as different factors can affect the concentration of pollutants  
376 in a given region. In addition, multiple studies demonstrate how seasonal conditions,  
377 mainly temperature, can affect the dynamics of air pollutants in different contexts and  
378 locations (Wang & Lu, 2006; Rozbicka et al., 2014; Hoque et al., 2020). Despite this, we  
379 can notice that in the studied region the temperature was not associated with variations in  
380 the concentration of air pollutants between the weekend and weekdays. In our  
381 evaluations, we found that only humidity had a slight negative correlation with the  
382 weekend effect of NO<sub>2</sub> over the years, but all other pollutants did not show any correlation  
383 with the other meteorological parameters. This suggests that the weekend effect of air  
384 pollutants in Recife is not mainly influenced by meteorological variables. Given this  
385 scenario, there is a hypothesis that other factors are influencing this effect, especially the  
386 behavior and life habits of the population of this tropical city.

387 It is well known that human behavior and lifestyle habits directly impact the air  
388 pollution of cities. An excellent example of how human behavior affects this situation  
389 was recently represented by the measures adopted to contain the spread of COVID-19,  
390 where, as restrictions were imposed, immediate impacts on local air pollutant levels were  
391 observed (Bao and Zhang, 2020; Berman and Ebisu, 2020; He et al., 2020; Nakada and  
392 Urban, 2020; Sharma et al., 2020; Tavella and Da Silva Júnior, 2020; Tobias et al., 2020).  
393 In this context, Tavella et al. (2023) studied the weekend effect under different levels of

394 restriction stringency and observed how the weekend effect increased as more restrictive  
395 measures were implemented, not because pollutant levels increased during the weekend,  
396 but because pollutant levels decreased during the week, relating this to the local behavior  
397 of residents engaging in leisure, social, and cultural activities during the weekend but  
398 following the restriction measures related to work and logistics during the week.  
399 Additionally, Chiquetto et al. (2020) show how the human behavior of engaging in leisure  
400 activities (such as visiting parks and locations with bare soil surface areas) during the  
401 weekend can increase local air pollutant levels on these days. In this sense, it is possible  
402 that the behavior and lifestyle habits of the residents of Recife may impact the air pollutant  
403 levels of this coastal tropical city in a way that the weekend effect is less pronounced than  
404 in other global metropolises.

405         Despite its importance, research on the weekend effect of air pollutants during the  
406 pandemic and its relationship with restriction measures is limited. To the best of our  
407 knowledge, only Tavella et al. (2023) in Brazil, Wu et al. (2022) in China, and Gough  
408 and Anderson (2022) in Canada have directly studied the weekend effect of air pollutants  
409 during the restriction measures implemented to contain the spread of COVID-19. Other  
410 studies have only briefly mentioned the changes in air pollution levels observed during  
411 the restriction measures and their correlation with reduced pollution on weekends before  
412 the pandemic (Kroll et al., 2020; Nadzir et al., 2020; Parker et al., 2020; Sicard et al.,  
413 2020b; Agami & Dayan, 2021). Our study incorporated the period of COVID-19  
414 restriction measures in Recife (during the spring and summer of Year 1), and no  
415 considerable weekend effect of air pollutants was observed. Therefore, further  
416 investigation in other locations is necessary to gain a deeper understanding of this  
417 phenomenon in the context of restriction measures.

418           In spite of this, through our approach, it was possible to evidence the existence of  
419 an impact of the final moment of the covid-19 restrictions and the beginning of the  
420 resumption of "normal" activities on the weekend effect in Year 1. This becomes evident  
421 when we compare the mean concentration of the air pollutant and the mean concentration  
422 in each of the seven days of the week, for the 2 years investigated. In it, we can observe  
423 that Year 2 present a behavior similar to that observed in different urban scenarios, with  
424 higher concentrations of NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> appearing on Wednesday, and with their lowest  
425 levels permeating the weekend and Monday (Wang et al., 2014; Elansky et al., 2020).  
426 Furthermore, we found a significantly positive correlation between SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub> and O<sub>3</sub>,  
427 this implies that the in the city of Recife the majority of these pollutants were probably  
428 generated by similar source.

429           Finally, it is important to note that in both years investigated there was a trend,  
430 albeit slightly, of an increase in NO<sub>2</sub> levels during the weekend. In addition to contrary  
431 to expectations for this pollutant, as aforementioned, this also serves to reflect on  
432 questions such as: Are we more or less exposed to the outdoor air pollution during  
433 weekends? Depending on the culture and habit of the population, this response is more  
434 exposed. This information is vital and needs to be taken into account when defining and  
435 guiding policies aimed at dealing with air pollution control.

436           In view of the above, it is also important to mention that our approach has its  
437 limitations mainly linked to satellite-based air pollution data, i.e., non-random  
438 misclassification, saturation effects, atmospheric effects, causing, in some circumstances,  
439 satellite data to not ideally represent ground-based data. However, this data acquisition  
440 process is recommended in our study due to the precarious state of Brazil's air quality  
441 monitoring network. Only 1.6% of Brazilian cities have active air quality monitoring

442 stations, and among the existing stations, about 41% are private monitoring stations,  
443 which do not have public disclosure of their data (Vormittag et al., 2021). Moreover, the  
444 Institute of Energy and Environment (IEMA, from Portuguese *Instituto de Energia e*  
445 *Meio Ambiente*) reported in 2020 that 16 Brazilian capitals, including Recife, lack air  
446 quality monitoring stations (IEMA, 2020). This further highlights the necessity to adopt  
447 this approach in research that evaluates air pollution in this area.

448

#### 449 5. Conclusion

450 Unlike other cities around the world, Recife does not have a detectable weekend  
451 effect for O<sub>3</sub> or other air pollutants investigated when considering the annual average. In  
452 seasonal terms, there was a positive weekend effect for NO<sub>2</sub> and SO<sub>2</sub> during autumn, but  
453 this effect is not mainly related to temperature or other meteorological parameters. The  
454 dynamics of air pollutants is extremely complex and requires that local scenarios be  
455 exhaustively tested, as it is not uncommon for the standards established in widely studied  
456 places to be contrary to the results obtained in regions that have not yet been studied.

457

#### 458 References

- 459 Adame, J. A., Hernández-Ceballos, M. Á., Sorribas, M., Lozano, A., & De la Morena, B.  
460 A. (2014). Weekend-weekday effect assessment for O<sub>3</sub>, NO<sub>x</sub>, CO and PM<sub>10</sub> in  
461 Andalusia, Spain (2003-2008). *Aerosol and Air Quality Research*, 14(7), 1862-  
462 1874. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.02.0026>
- 463 Agami, S., & Dayan, U. (2021). Impact of the first induced COVID-19 lockdown on air  
464 quality in Israel. *Atmospheric Environment*, 262, 118627.  
465 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118627>



- 466 Agritempo. (2022). *Agritempo: Sistema de monitoramento agrometeorológico*. Retrieved  
467 September 20, 2022, from <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>
- 468 Atkinson-Palombo, C. M., Miller, J. A., & Balling Jr, R. C. (2006). Quantifying the ozone  
469 “weekend effect” at various locations in Phoenix, Arizona. *Atmospheric*  
470 *Environment*, 40(39), 7644-7658.  
471 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.05.023>
- 472 Alexandrino, K., Zalakeviciute, R., & Viteri, F. (2021). Seasonal variation of the criteria  
473 air pollutants concentration in an urban area of a high-altitude city. *International*  
474 *Journal of Environmental Science and Technology*, 18(5), 1167-1180.  
475 <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02874-y>
- 476 Baldasano, J. M., & Massagué, J. (2017). Trends and patterns of air quality in Santa Cruz  
477 de Tenerife (Canary Islands) in the period 2011–2015. *Air Quality, Atmosphere*  
478 *& Health*, 10(8), 939-954. <https://doi.org/10.1007/s11869-017-0484-x>
- 479 Bao, R., & Zhang, A. (2020). Does lockdown reduce air pollution? Evidence from 44  
480 cities in northern China. *Science of the Total Environment*, 731, 139052.  
481 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139052>
- 482 Berman, J. D., & Ebisu, K. (2020). Changes in US air pollution during the COVID-19  
483 pandemic. *Science of the Total Environment*, 739, 139864.  
484 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>
- 485 Brunekreef, B., & Holgate, S. T. (2002). Air pollution and health. *The lancet*, 360(9341),  
486 1233-1242. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(02\)11274-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(02)11274-8)
- 487 Campos, P. M., Esteves, A. F., Leitão, A. A., & Pires, J. C. (2021). Design of air quality  
488 monitoring network of Luanda, Angola: Urban air pollution

- 489 assessment. *Atmospheric Pollution Research*, 12(8), 101128.  
490 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101128>
- 491 Carvalho, R. B., Marmett, B., Dorneles, G. P., da Silva, I. M., Romão, P. R. T., da Silva  
492 Júnior, F. M. R., & Rhoden, C. R. (2022). O3 concentration and duration of  
493 exposure are factors influencing the environmental health risk of exercising in Rio  
494 Grande, Brazil. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(8), 2733-2742.  
495 <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01060-4>
- 496 Castell-Balaguer, N., Téllez, L., & Mantilla, E. (2012). Daily, seasonal and monthly  
497 variations in ozone levels recorded at the Turia river basin in Valencia (Eastern  
498 Spain). *Environmental Science and Pollution Research*, 19(8), 3461-3480.  
499 <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0881-5>
- 500 Chiquetto, J. B., Silva, M. E. S., Ynoue, R. Y., Ribieiro, F. N. D., Alvim, D. S., Rozante,  
501 J. R., ... & Swap, R. J. (2020). The impact of different urban land use types on air  
502 pollution in the megacity of São Paulo. *Revista Presença Geográfica*, 7(1), 91-  
503 110. <https://doi.org/10.36026/rpgeo.v7i1.5366>
- 504 Cleveland, W. S., Graedel, T. E., Kleiner, B., & Warner, J. L. (1974). Sunday and  
505 workday variations in photochemical air pollutants in New Jersey and New  
506 York. *Science*, 186(4168), 1037-1038.  
507 <https://doi.org/10.1126/science.186.4168.1037>
- 508 Chen, Y., Wild, O., Conibear, L., Ran, L., He, J., Wang, L., & Wang, Y. (2020). Local  
509 characteristics of and exposure to fine particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) in four indian  
510 megacities. *Atmospheric Environment: X*, 5, 100052.  
511 <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2019.100052>

- 512 da Silva Júnior, F. M. R., Honscha, L. C., Brum, R. D. L., Ramires, P. F., Tavella, R. A.,  
513 Fernandes, C. L. F., ... & Coronas, M. V. (2020). Air quality in cities of the  
514 extreme south of Brazil. *Ecotoxicology And Environmental Contamination*, 15(1),  
515 61-67. <https://doi.org/10.5132/eec.2020.01.08>
- 516 de Miranda, R. M., de Fatima Andrade, M., Fornaro, A., Astolfo, R., de Andre, P. A., &  
517 Saldiva, P. (2012). Urban air pollution: a representative survey of PM 2.5 mass  
518 concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 5, 63-  
519 77. <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0124-1>
- 520 de Vasconcellos Ceglinski, L., Tavella, R. A., da Silva Bonifácio, A., Santos, J. E. K., &  
521 da Silva Júnior, F. M. R. (2022). Weekend effect on air pollutant levels in  
522 southernmost cities of Brazil with different economic activities. *Environmental*  
523 *monitoring and assessment*, 194(11), 1-12. [https://doi.org/10.1007/s10661-022-](https://doi.org/10.1007/s10661-022-10518-6)  
524 [10518-6](https://doi.org/10.1007/s10661-022-10518-6)
- 525 dos Santos, L. H., Kerr, A. A., Veríssimo, T. G., Andrade, M. D. F., de Miranda, R. M.,  
526 Fornaro, A., & Saldiva, P. (2014). Analysis of atmospheric aerosol (PM2.5) in  
527 Recife city, Brazil. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(5),  
528 519-528. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.854282>
- 529 Elansky, N. F., Shilkin, A. V., Ponomarev, N. A., Semutnikova, E. G., & Zakharova, P.  
530 V. (2020). Weekly patterns and weekend effects of air pollution in the Moscow  
531 megacity. *Atmospheric Environment*, 224, 117303.  
532 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117303>
- 533 Fang, C., Xue, K., Li, J., & Wang, J. (2022). Characteristics and Weekend Effect of Air  
534 Pollution in Eastern Jilin Province. *Atmosphere*, 13(5), 681.  
535 <https://doi.org/10.3390/atmos13050681>

- 536 Gough, W. A., & Anderson, V. (2022). Changing Air Quality and the Ozone Weekend  
537 Effect during the COVID-19 Pandemic in Toronto, Ontario,  
538 Canada. *Climate*, 10(3), 41. <https://doi.org/10.3390/cli10030041>
- 539 He, G., Pan, Y., & Tanaka, T. (2020). The short-term impacts of COVID-19 lockdown  
540 on urban air pollution in China. *Nature sustainability*, 3(12), 1005-1011.  
541 <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0581-y>
- 542 Hoque, M. M., Ashraf, Z., Kabir, H., Sarker, E., & Nasrin, S. (2020). Meteorological  
543 influences on seasonal variations of air pollutants (SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, CO, PM<sub>2.5</sub>  
544 and PM<sub>10</sub>) in the Dhaka Megacity. *Am. J. Pure Appl. Biosci*, 2, 15-23.  
545 <https://doi.org/10.34104/ajpab.020.15023>
- 546 Huryn, S. M., & Gough, W. A. (2014). Impact of urbanization on the ozone  
547 weekday/weekend effect in Southern Ontario, Canada. *Urban Climate*, 8, 11-20.  
548 <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2014.03.005>
- 549 IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). IBGE – Cidades. Recife:  
550 IBGE. Retrieved September 20, 2022, from  
551 <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>
- 552 IEMA. Instituto de Energia e Meio Ambiente. (2020). Instituto de Energia e Meio  
553 Ambiente: Plataforma da qualidade do ar. 2020. Retrieved December 22, 2022,  
554 from <https://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>
- 555 Jiménez, P., Parra, R., Gasso, S., & Baldasano, J. M. (2005). Modeling the ozone weekend  
556 effect in very complex terrains: a case study in the Northeastern Iberian  
557 Peninsula. *Atmospheric environment*, 39(3), 429-444.  
558 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.09.065>

- 559 Joly, M., & Peuch, V. H. (2012). Objective classification of air quality monitoring sites  
560 over Europe. *Atmospheric Environment*, 47, 111-123.  
561 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.025>
- 562 Kampa, M., & Castanas, E. (2008). Human health effects of air pollution. *Environmental*  
563 *pollution*, 151(2), 362-367. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.012>
- 564 Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of  
565 airborne particulate matter. *Environment international*, 74, 136-143.  
566 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- 567 Koo, B., Jung, J., Pollack, A. K., Lindhjem, C., Jimenez, M., & Yarwood, G. (2012).  
568 Impact of meteorology and anthropogenic emissions on the local and regional  
569 ozone weekend effect in Midwestern US. *Atmospheric environment*, 57, 13-21.  
570 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.043>
- 571 Kroll, J. H., Heald, C. L., Cappa, C. D., Farmer, D. K., Fry, J. L., Murphy, J. G., & Steiner,  
572 A. L. (2020). The complex chemical effects of COVID-19 shutdowns on air  
573 quality. *Nature Chemistry*, 12(9), 777-779. [https://doi.org/10.1038/s41557-020-](https://doi.org/10.1038/s41557-020-0535-z)  
574 [0535-z](https://doi.org/10.1038/s41557-020-0535-z)
- 575 Leão, M. L. P., Penteadó, J. O., Ulguim, S. M., Gabriel, R. R., Dos Santos, M., Brum, A.  
576 N., ... & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Health impact assessment of air  
577 pollutants during the COVID-19 pandemic in a Brazilian  
578 metropolis. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(31), 41843-  
579 41850. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13650-x>
- 580 Leão, M. L. P., Zhang, L., & da Silva Júnior, F. M. R. (2022). Effect of particulate matter  
581 (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>) on health indicators: climate change scenarios in a Brazilian

- 582 metropolis. *Environmental Geochemistry and Health*, 1-12.  
583 <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01331-8>
- 584 Lebron, F. (1975). A comparison of weekend-weekday ozone and hydrocarbon  
585 concentrations in the Baltimore-Washington metropolitan area. *Atmospheric*  
586 *Environment* (1967), 9(9), 861-863. [https://doi.org/10.1016/0004-](https://doi.org/10.1016/0004-6981(75)90046-3)  
587 [6981\(75\)90046-3](https://doi.org/10.1016/0004-6981(75)90046-3)
- 588 Li, R., Wang, Z., Cui, L., Fu, H., Zhang, L., Kong, L., ... & Chen, J. (2019). Air pollution  
589 characteristics in China during 2015–2016: Spatiotemporal variations and key  
590 meteorological factors. *Science of the total environment*, 648, 902-915.  
591 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.181>
- 592 Martins, E. M., Nunes, A. C., & Corrêa, S. (2015). Understanding ozone concentrations  
593 during weekdays and weekends in the urban area of the city of Rio de  
594 Janeiro. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 26, 1967-1975.  
595 <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20150175>
- 596 Nadzir, M. S. M., Ooi, M. C. G., Alhasa, K. M., Bakar, M. A. A., Mohtar, A. A. A., Nor,  
597 M. F. F. M., ... & Nor, M. Z. M. (2020). The impact of movement control order  
598 (MCO) during pandemic COVID-19 on local air quality in an urban area of Klang  
599 valley, Malaysia. *Aerosol and Air Quality Research*, 20(6), 1237-1248.  
600 <https://doi.org/10.4209/aaqr.2020.04.0163>
- 601 Nakada, L. Y. K., & Urban, R. C. (2020). COVID-19 pandemic: Impacts on the air quality  
602 during the partial lockdown in São Paulo state, Brazil. *Science of the Total*  
603 *Environment*, 730, 139087. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139087>
- 604 Parker, H. A., Hasheminassab, S., Crouse, J. D., Roehl, C. M., & Wennberg, P. O.  
605 (2020). Impacts of traffic reductions associated with COVID-19 on southern

- 606 California air quality. *Geophysical Research Letters*, 47(23), e2020GL090164.  
607 <https://doi.org/10.1029/2020GL090164>
- 608 Rocha, C. A., Sousa, F. W., Zanella, M. E., Oliveira, A. G., Nascimento, R. F., Souza, O.  
609 V., ... & Cavalcante, R. M. (2017). Environmental quality assessment in areas  
610 used for physical activity and recreation in a city affected by intense urban  
611 expansion (Fortaleza-CE, Brazil): Implications for public health policy. *Exposure  
612 and Health*, 9, 169-182. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0230-x>
- 613 Rozbicka, K., Majewski, G., & Rozbicki, T. (2014). Seasonal variation of air pollution in  
614 Warsaw conurbation. *Meteorol. Z*, 23, 175-179. [https://doi.org/10.1127/0941-  
615 2948/2014/0453](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2014/0453)
- 616 Sadanaga, Y., Sengen, M., Takenaka, N., & Bandow, H. (2012). Analyses of the ozone  
617 weekend effect in Tokyo, Japan: regime of oxidant (O<sub>3</sub>+ NO<sub>2</sub>)  
618 production. *Aerosol and Air Quality Research*, 12(2), 161-168.  
619 <https://doi.org/10.4209/aaqr.2011.07.0102>
- 620 Schipa, I., Tanzarella, A., & Mangia, C. (2009). Differences between weekend and  
621 weekday ozone levels over rural and urban sites in Southern Italy. *Environmental  
622 monitoring and assessment*, 156(1), 509-523. [https://doi.org/10.1007/s10661-  
623 008-0501-5](https://doi.org/10.1007/s10661-008-0501-5)
- 624 Seguel, R. J., Morales, R. G. E., & Leiva, M. A. (2012). Ozone weekend effect in  
625 Santiago, Chile. *Environmental Pollution*, 162, 72-79.  
626 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.10.019>
- 627 Sharma, S., Zhang, M., Gao, J., Zhang, H., & Kota, S. H. (2020). Effect of restricted  
628 emissions during COVID-19 on air quality in India. *Science of the total  
629 environment*, 728, 138878. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138878>

- 630 Sicard, P., Paoletti, E., Agathokleous, E., Araminienè, V., Proietti, C., Coulibaly, F., &  
631 De Marco, A. (2020). Ozone weekend effect in cities: Deep insights for urban air  
632 pollution control. *Environmental Research*, 191, 110193.  
633 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110193>
- 634 Sicard, P., De Marco, A., Agathokleous, E., Feng, Z., Xu, X., Paoletti, E., ... & Calatayud,  
635 V. (2020b). Amplified ozone pollution in cities during the COVID-19  
636 lockdown. *Science of the Total Environment*, 735, 139542.  
637 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>
- 638 Sillman, S. (1999). The relation between ozone, NO<sub>x</sub> and hydrocarbons in urban and  
639 polluted rural environments. *Atmospheric Environment*, 33(12), 1821-1845.  
640 [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00345-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00345-8)
- 641 Silva Júnior, R. S. D., Oliveira, M. G. L. D., & Andrade, M. D. F. (2009).  
642 Weekend/weekday differences in concentrations of ozone, nox, and non-methane  
643 hydrocarbon in the metropolitan area of São Paulo. *Revista Brasileira de*  
644 *Meteorologia*, 24, 100-110. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862009000100010>
- 645 Tavella, R. A., & Júnior, F. M. R. D. S. (2020). COVID-19 and air pollution: what do we  
646 know so far?. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 32(1), 22-31.  
647 <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>
- 648 Tavella, R. A., & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Watch out for trends: did ozone  
649 increased or decreased during the COVID-19 pandemic?. *Environmental Science*  
650 *and Pollution Research*, 28(47), 67880-67885. [https://doi.org/10.1007/s11356-](https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w)  
651 [021-17142-w](https://doi.org/10.1007/s11356-021-17142-w)
- 652 Tavella, R. A., da Silva Salimene, L., Ulguim, S. M., Gabriel, R. R., & da Silva Júnior,  
653 F. M. R. (2021). Comportamento dos poluentes do ar durante e após lockdown em



- 654 uma cidade de médio porte. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 33(3), 62-  
655 67. <https://doi.org/10.14295/vittalle.v33i3.13663>
- 656 Tavella, R. A., El Koury Santos, J., de Moura, F. R., & da Silva Júnior, F. M. R. (2022).  
657 Better understanding the behavior of air pollutants at shutdown times—results of a  
658 short full lockdown. *International Journal of Environmental Health Research*, 1-  
659 8. <https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310>
- 660 Tavella, R. A., da Rosa Moraes, N. G., Aick, C. D. M., Ramires, P. F., Pereira, N., Soares,  
661 A. G., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Weekend effect of air pollutants in  
662 small and medium-sized cities: The role of policies stringency to COVID-19  
663 containment. *Atmospheric Pollution Research*, 101662.  
664 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662>
- 665 Tang, W., Zhao, C., Geng, F., Peng, L., Zhou, G., Gao, W., ... & Tie, X. (2008). Study of  
666 ozone “weekend effect” in Shanghai. *Science in China Series D: Earth  
667 Sciences*, 51(9), 1354-1360. <https://doi.org/10.1007/s11430-008-0088-2>
- 668 Tobías, A., Carnerero, C., Reche, C., Massagué, J., Via, M., Minguillón, M. C., ... &  
669 Querol, X. (2020). Changes in air quality during the lockdown in Barcelona  
670 (Spain) one month into the SARS-CoV-2 epidemic. *Science of the total  
671 environment*, 726, 138540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138540>
- 672 Ulguim, S. M., Tavella, R. A., Dias, D., & Rodrigues, F. M. (2021). Dinâmica dos  
673 Poluentes Atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande  
674 do Sul para Controle da Pandemia da Covid-19. [https://dx.doi.org/10.21577/1984-  
675 6835.20220007](https://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20220007)

- 676 Vormittag, E. D. M., de Araújo, P. A., Cirqueira, S. S. R., Wicher Neto, H., & Saldiva,  
677 P. H. N. (2021). Análise do monitoramento da qualidade do ar no Brasil. *Estudos*  
678 *Avançados*, 35, 7-30. <https://doi.org/10.1590/s0103-4014.2021.35102.002>
- 679 Wang, X. K., & Lu, W. Z. (2006). Seasonal variation of air pollution index: Hong Kong  
680 case study. *Chemosphere*, 63(8), 1261-1272.  
681 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.031>
- 682 Wang, Y. H., Hu, B., Ji, D. S., Liu, Z. R., Tang, G. Q., Xin, J. Y., ... & Wang, Y. S.  
683 (2014). Ozone weekend effects in the Beijing–Tianjin–Hebei metropolitan area,  
684 China. *Atmospheric chemistry and physics*, 14(5), 2419-2429.  
685 <https://doi.org/10.5194/acp-14-2419-2014>
- 686 WHO. World Health Organization. (2021). WHO global air quality guidelines:  
687 particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and  
688 carbon monoxide. Geneva: World Health Organization.
- 689 Wu, L., Xie, J., & Kang, K. (2022). Changing weekend effects of air pollutants in Beijing  
690 under 2020 COVID-19 lockdown controls. *npj Urban Sustainability*, 2(1), 1-10.  
691 <https://doi.org/10.1038/s42949-022-00070-0>
- 692 Yarwood, G., Grant, J., Koo, B., & Dunker, A. M. (2008). Modeling weekday to weekend  
693 changes in emissions and ozone in the Los Angeles basin for 1997 and  
694 2010. *Atmospheric Environment*, 42(16), 3765-3779.  
695 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.074>
- 696 Yousefian, F., Faridi, S., Azimi, F., Aghaei, M., Shamsipour, M., Yaghmaeian, K., &  
697 Hassanvand, M. S. (2020). Temporal variations of ambient air pollutants and  
698 meteorological influences on their concentrations in Tehran during 2012–

- 699 2017. *Scientific reports*, 10(1), 1-11. [https://doi.org/10.1038/s41598-019-56578-](https://doi.org/10.1038/s41598-019-56578-6)  
700 [6](https://doi.org/10.1038/s41598-019-56578-6)
- 701 Zhao, X., Zhou, W., & Han, L. (2019). Human activities and urban air pollution in  
702 Chinese mega city: An insight of ozone weekend effect in Beijing. *Physics and*  
703 *Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 110, 109-116.  
704 <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.11.005>
- 705 Zvyagintev, A. M., Kuznetsova, I. N., Tarasova, O. A., & Shalygina, I. Y. (2014).  
706 Variations in the concentrations of main air pollutants in London. *Atmospheric*  
707 *and Oceanic Optics*, 27, 417-427. <https://doi.org/10.1134/S1024856014050170>  
708

### **5.10. Footprints of COVID-19 on PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in a Brazilian Tropical Metropolis**

O manuscrito está atualmente submetido na revista Water, Air, & Soil Pollution: 2.984 Impact Factor.

DOI:

As normas podem ser acessadas no endereço:  
<https://www.springer.com/journal/11270/submission-guidelines>

# 1 **Footprints of COVID-19 on PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in a Brazilian Tropical Metropolis**

2 Ronan Adler Tavella<sup>1,2</sup> & Flavio Manoel Rodrigues da Silva Júnior<sup>1,2,\*</sup>

3

4 <sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina,  
5 Universidade Federal do Rio Grande, Campus Carreiros, 96200-400, Rio Grande – RS,  
6 Brasil

7 <sup>2</sup> Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, CEP  
8 96203-900, Rio Grande – RS, Brasil.

9

10 \*corresponding author: [f.m.r.silvajunior@gmail.com](mailto:f.m.r.silvajunior@gmail.com)

11

## 12 **Statements:**

13 **Data availability statement:** The data that support the findings of this study are available  
14 from the corresponding author and will be freely available to any scientist wishing to use  
15 them for non-commercial purposes.

16 **Funding:** This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de  
17 Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001, the Institutional  
18 Program for Internationalization (CAPES-PrInt), Conselho Nacional de  
19 Desenvolvimento Científico e Tecnológico – Research Productivity Fellowship, Grant  
20 310856/2020-5 (FMRSJ) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande  
21 do Sul (FAPERGS), Grant 21/2551-0001981-6.

22 **Acknowledgments:** The authors thank the Conselho Nacional de Desenvolvimento  
23 Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio

24 Grande do Sul (FAPERGS), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível  
25 Superior (CAPES), and Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

26 **Conflict of interest:** None to declare.

27 **Ethics approval:** Not applicable.

28 **Patient consent:** Not applicable.

29 **Permission to reproduce material from other sources:** Not applicable.

30 **Clinical trial registration:** Not applicable.

31 **Declaration of Competing Interest:** The authors declare that they do not have conflicts  
32 of interest.

33 **Author Contributions:** Ronan A. Tavella: Conceptualization; Formal analysis;  
34 Methodology; Software; Roles/Writing – original draft; Writing – review & editing.

35 Flavio M. R. da Silva Júnior: Conceptualization; Data curation; Formal analysis; Funding  
36 acquisition; Investigation; Methodology; Project administration; Resources; Software;  
37 Supervision; Roles/Writing – original draft; Writing – review & editing.

38 *Abstract*

39 This study analyzed the effect of COVID-19 restrictions on the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio in  
40 Recife, Brazil. The data showed that the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio significantly decreased in 2020  
41 due to the reduction in urban mobility and human activities. The strictest restrictions were  
42 maintained in the state until August and as soon as the first major loosening took place,  
43 the ratio began to approach typical pollution levels. The average daily  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratios  
44 for 2020, 2021 and 2022 were  $0.52 \pm 0.08$ ,  $0.58 \pm 0.03$  and  $0.58 \pm 0.02$ , respectively,  
45 lower than those found in other metropolitan areas. During the phases of greater  
46 restrictions, the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio had an average value of  $0.48 \pm 0.08$  and as restrictions  
47 were lifted, it became  $0.56 \pm 0.03$ . The results showed that the reductions observed in  
48 2020 were directly related to the decrease in anthropogenic emissions of  $PM_{2.5}$ . A  
49 machine learning approach was used to estimate the expected  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio, corrected  
50 for the meteorological conditions and it was found that the observed ratios were lower  
51 than expected even in this scenario. Furthermore, only temperature and wind speed  
52 presented significant correlation to the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio in both the scenarios with and  
53 without restriction of activities. Our study provides valuable insights into the efficacy of  
54 restriction measures in the Brazilian tropical and coastal metropolis of Recife and also  
55 highlight the intrinsic relation between the ratio and the local meteorological variables.

56 *Keywords: Air pollution; Meteorological parameters; Machine learning; Brazil; Air*  
57 *quality.*

58           1. *Introduction*

59           Air pollution is a significant global concern that has been attracting growing  
60 attention from various organizations dealing with environmental protection, public  
61 health, and atmospheric sciences. Among the various pollutants present in the air,  
62 particulate matter (PM) is one of the most harmful to human health. PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>,  
63 specifically, are air pollutants with aerodynamic diameters up to 10 and 2.5 μm,  
64 respectively (WHO, 2021). These small particles can penetrate deep into the respiratory  
65 system, causing a wide range of negative health outcomes, including respiratory and  
66 cardiovascular diseases, and premature mortality (Harrison & Yin, 2000; Davidson et al.,  
67 2005; Kim et al., 2015; Mukherjee and Agrawal, 2017; Yang et al., 2019).

68           A key measurement that has been used to indicate the main origin or source of  
69 particulate matter is the ratio between the concentration of PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>, known as the  
70 PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio. It is a dimensionless ratio that can be utilized to characterize the sources  
71 of PM pollution because fine particles (PM<sub>2.5</sub>) and coarse particles (PM<sub>10</sub>) are produced  
72 from diverse emission sources (Chan & Yao, 2008; Blanco-Becerra et al., 2015; Xu et  
73 al., 2017; Coskuner et al., 2018; Zhao et al., 2019; Spandana et al., 2021). The sources of  
74 the coarser fraction PM<sub>10</sub> are mainly from natural processes, such as re-suspension of  
75 local soil and sandstorms, as well as from anthropogenic sources like roadside dust,  
76 construction and demolition activities, mechanical sources, and industrial processes.  
77 However, the chemical composition of PM<sub>2.5</sub> suggest it is mainly comprised by primary  
78 and secondary anthropogenic combustion of products and fossil fuels, mostly originated  
79 from traffic and energy production (Querol et al., 2004; Li et al., 2004; Xu et al., 2017).

80           In summary, higher ratios of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> attribute particle pollution to  
81 anthropogenic sources and smaller ratios indicate considerable involvement of coarse



82 particles, which might be related to natural sources (Xu et al., 2017; Coskuner et al., 2018;  
83 Zhao et al., 2019). Therefore, the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio can provide crucial information  
84 relating to the particle origin, its formation process and its effects on human health.  
85 Furthermore, the concentrations of these pollutants are strongly correlated, and the  $PM_{10}$   
86 concentration has often been used to estimate  $PM_{2.5}$  levels, since samplers for this  
87 pollutant are recent and expensive (WHO, 2014). Thus, pre-evaluated  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratios  
88 may support the prediction of  $PM_{10}$  pollution levels in the absence of direct  $PM_{2.5}$   
89 measurements.

90         The  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio varies on both temporal and spatial scales, and is influenced  
91 by meteorological conditions, land use changes and local emission patterns (Chu et al.,  
92 2015; Yáñez et al., 2017; Coskuner et al., 2018; Zhao et al., 2019) It provides a realistic  
93 indication of the types of PM pollution that dominate a particular geographical setting.  
94 However, the study of the proportion of these two pollutants and its ratio has still received  
95 little attention (Zhao et al., 2019; Li et al., 2021), and further explorations are needed to  
96 identify the intrinsic relationship between this measure, its components and  
97 meteorological parameters in different scenarios.

98         Recently, the novel coronavirus disease (COVID-19) created the worst crisis of  
99 the 21st century. To control its propagation, countries worldwide implemented  
100 restrictions on human activities. Although these restrictions aimed to ease the pressure on  
101 healthcare systems caused by COVID-19, they also created a unique scenario to assess  
102 the effect of anthropogenic activities on air pollution (Diffenbaugh et al., 2020; Tavella  
103 & da Silva Júnior, 2020).

104         In both these contexts, the city of Recife, a tropical and coastal Brazilian  
105 metropolis with a population of approximately 1.6 million, merits special attention.

106 Firstly, this city was one of the first capitals in Brazil to experience the severe  
107 consequences of the COVID-19 pandemic, including high demand for intensive care units  
108 and a large number of deaths, in early 2020 (da Silva Junior, 2022). And despite the  
109 ongoing pandemic, the city implemented a plan for coexistence with COVID-19 that  
110 allowed for a gradual restart of activities (Pernambuco, 2020).

111 Secondly, Recife has low levels of  $PM_{2.5}$  for a city of its size and population  
112 density, as shown in the few studies that assessed air pollution in this location (De  
113 Miranda et al., 2012; Dos Santos et al., 2014). De Miranda et al. (2012) evaluated  $PM_{2.5}$   
114 concentrations in six major Brazilian cities (São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte,  
115 Curitiba, Recife, and Porto Alegre), all national or global metropolises, and found that  
116 Recife had the lowest levels of  $PM_{2.5}$  pollution among these cities ( $7.3 \pm 3.1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ).  
117 Which was less than half of the second-lowest capital. Data from 2020 and 2021 show  
118 levels slightly above  $13 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  (da Silva Júnior, 2022), which still leaves it with low  
119 levels of  $PM_{2.5}$  when compared to other metropolises. Furthermore, the Institute of  
120 Energy and Environment (IEMA, from Portuguese *Instituto de Energia e Meio Ambiente*)  
121 reported, in 2020, that 16 Brazilian capitals, including Recife, lack air quality monitoring  
122 stations (IEMA, 2020). Further highlighting the need for researches to better comprehend  
123 air pollution by particulates in this capital.

124 In view of the above, this study sought to assess the behavior of the  $PM_{2.5}/PM_{10}$   
125 ratio in the city of Recife during the COVID-19 pandemic. Our approach investigated the  
126 effects of the restrictions imposed by the local government on this ratio and evaluated the  
127 influence of meteorological parameters on the behavior of these pollutants in the context  
128 of this tropical Brazilian metropolis.

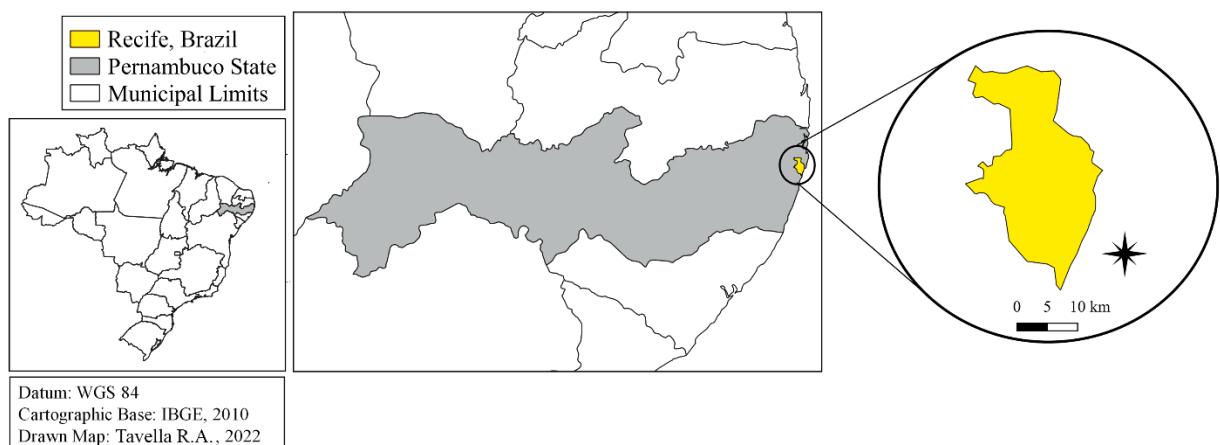
129

130           2. Material and methods

131           2.1 Study area and monitoring period

132           Recife (8°2'32"S; 34°56'11"W) is the capital and largest city of the state of  
 133 Pernambuco in northeastern Brazil (Figure 1). According to the Brazilian Institute of  
 134 Geography and Statistics (IBGE, from Portuguese, *Instituto Brasileiro de Geografia e*  
 135 *Estatística*) (2021), it has an estimated population of 1.6 million and a territorial area of  
 136 approximately 217 km<sup>2</sup>. It is the sixth-largest urban area in Brazil and its main economic  
 137 activities are related to a major industrial center, with a presence in the automotive,  
 138 pharmaceutical, textile, software, shipbuilding, and oil refining industries. The city's  
 139 vehicle fleet comprises 715,000 vehicles, of which approximately 400,000 are cars and  
 140 170,000 are motorcycles, both of which are the main sources of urban mobility in the city  
 141 (IBGE, 2021). Recife is also recognized nationally and internationally for having a high  
 142 flow of tourists throughout the year, significantly increasing mobility in the location.

143 Figure 1. Map presenting the geographic location of Recife, Brazil.



144

145           In the city of Recife, measures to contain the spread of COVID-19 were first  
 146 implemented at the end of March 2020, with the declaration of a state of public calamity.  
 147 In April 2020, these measures were intensified, with the suspension of various activities

148 and the implementation of remote work for certain positions, as well as the closure of  
149 public spaces such as beaches and parks. These measures were strictly enforced and  
150 accompanied by physical distancing controls until September 2020. Subsequently, local  
151 government decrees gradually lifted some restrictions on activities over the following  
152 months, with these measures being mostly loosened starting in January 2021, through the  
153 extension of establishment operating hours and an increase in its maximum capacity  
154 allowed (Leão et al., 2021; da Silva Júnior, 2022). It is noteworthy that in the city of  
155 Recife, the second wave of the pandemic in 2021 was less severe compared to large  
156 metropolitan areas in the southeast and south of the country, and measures to resume  
157 human activities were implemented more rapidly than in other Brazilian metropolises.

158 In order to conduct the evaluations outlined in this study, daily monitoring of  
159  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio was performed from April 25, 2020 to November 12,  
160 2022, totaling 931 days (2 years, 6 months and 18 days) of evaluation. This investigation  
161 examined both the initial period during which restriction and distancing measures were  
162 implemented in the city of Recife during the pandemic, and the subsequent years.

163

## 164 2.2 Data sampling

165 The levels of atmospheric pollutants  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  were obtained from satellite  
166 data of the Copernicus Atmospheric Monitoring Service (CAMS) from the European  
167 Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), manually obtained in real time  
168 from The Weather Channel application (IBM, USA). The procedure was conducted  
169 according to the methods described by da Silva Júnior et al. (2020) and other studies  
170 (Ulguim et al., 2021; Tavella et al., 2022). In order to ensure data quality control, all  
171 extractions were performed at regular intervals by trained personnel. The unit of

172 measurement adopted for all pollutants was  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . The  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$  ratio was calculated  
173 using the daily average of these two pollutants. Additionally, the following daily  
174 meteorological parameters were obtained through the Brazilian Agrometeorological  
175 Monitoring System (AGRITEMPO, from Portuguese, *Sistema de Monitoramento*  
176 *Agrometeorológico*) (2022): temperature; precipitation; humidity; wind speed;  
177 atmospheric pressure; and UV index.

178

### 179 2.3 Data analysis

180 Data for  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$  ratio, and meteorological parameters were  
181 processed in Microsoft Excel spreadsheets for the years 2020, 2021, and 2022. Graphic  
182 analyses to investigate the variations in  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$  ratio among these years were  
183 conducted using GraphPad Prism 8 software. A Support Vector Machine regression  
184 model, a machine learning technique, was employed to estimate the expected  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$   
185 ratio in 2020 under the absence of restrictions measures imposed by COVID-19. To  
186 account for the effects of meteorological variability on the 2020 data, the model was  
187 trained using data from 2021 and 2022, following the COVID-19 pandemic. The training  
188 sample comprised of observed  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$  ratio and meteorological parameters from  
189 January 2021 to November 2022 (since there is no continuous past data) while the test  
190 sample consisted of actual meteorological parameters from April to December 2020. The  
191 area under the curve for both observed and expected values was calculated and the  
192 difference between the two was expressed as a percentage.

193 The Pearson's correlation coefficient for air pollutants ( $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  and  
194  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ ) and meteorological parameters was calculated to assess similarities in their  
195 behavior. The Statistica 7.0 software was used to perform the statistical tests.

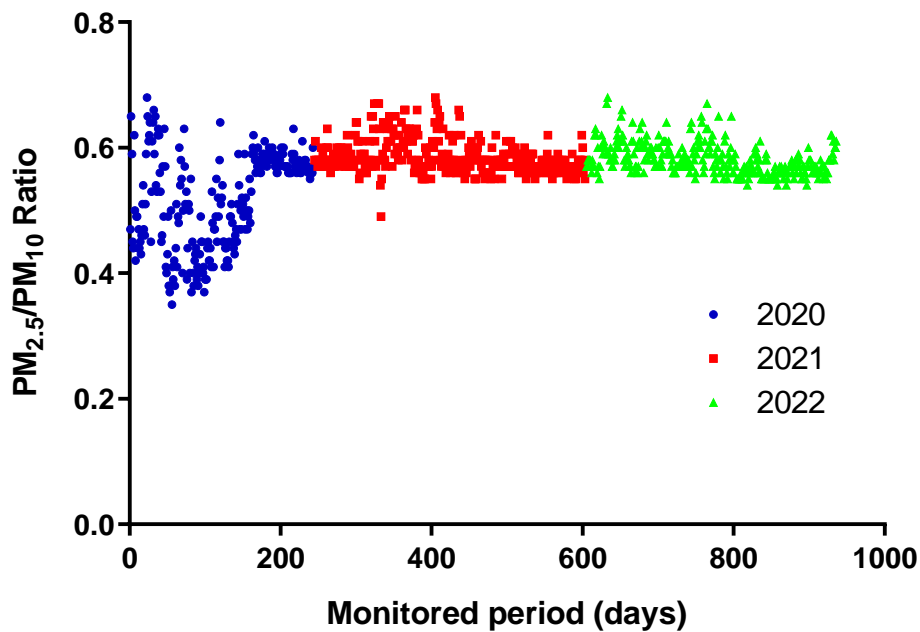
196 Additionally, a principal component analysis (PCA) was performed for the years 2020,  
197 2021 and 2021, including meteorological variables, individual pollutants, and their ratios.  
198 This analysis sought to comprehend the relation between the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio with the  
199 other factors investigated in each year, and whether it remains similar between the years.

200

### 201 *3. Results and discussion*

202 The daily  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio for the three years under study is illustrated in Figure  
203 2. It is apparent that in 2020, the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio suffered a significant decrease  
204 compared to 2021 and 2022, which can be directly attributed to the reduction in urban  
205 mobility and human activities due to COVID-19 restrictions. The lowest magnitudes of  
206 this phenomenon were observed mostly in May 2020, with values below 0.4 and reaching  
207 a minimum of 0.3527. Coincidentally, this time frame corresponded with the  
208 implementation of a 14-day lockdown in the Recife metropolis due to the rapid initial  
209 spread of COVID-19 (Pernambuco, 2020; da Silva Júnior, 2022). This reduction in urban  
210 mobility and human activities resulted in a decrease in anthropogenic emissions, leading  
211 to lower levels of  $PM_{2.5}$ , and in turn a decrease in the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio.

212 Figure 2. Daily variation of  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio between the years investigated in the study.



213

214 The strictest restrictions measures were maintained in the state until the end of  
 215 August. From that point, the state government of Pernambuco applied an action plan for  
 216 the gradual resumption of activities in the municipality. Coincidentally, after this point,  
 217 the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratios remained low until the end of August, but started to gradually  
 218 increase from September onwards. As local government decrees started to be gradually  
 219 loosened in September 2020, allowing events and activities with up to 100 people  
 220 (Pernambuco, 2020), the ratios of these pollutants began to approach typical pollution  
 221 levels, similar to those observed in 2021 and 2022.

222 This demonstrates that the gradual decrease in COVID-19 containment measures  
 223 adopted by the state government did not affect this ratio, since as soon as the first major  
 224 loosening took place, this ratio began to show a characteristic behavior of periods without  
 225 any restriction. This suggests that anthropogenic emissions of fine particles ( $PM_{2.5}$ )  
 226 resumed and reached normal pollution levels in Recife, despite continued restrictions on  
 227 population mobility after September. This may be due to the resuming characteristics of

228 the measures initially implemented in the city, as well as the non-compliance, on the part  
229 of the local population, to the continuation of the restriction measures. This  
230 noncompliance may be linked to the pressure caused by the pandemic on social, mental,  
231 or cultural aspects of the population (Malta et al, 2020; Rice et al., 2020; Tavella et al.,  
232 2023). In addition, it is recognized that Brazilians' behavior towards COVID-19  
233 distancing measures was below expectations and considered disappointing (Ferigato et  
234 al., 2020; Lancet, 2020), leading to gatherings and potentially impacting pollution levels.

235 The average daily  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratios for the years 2020, 2021 and 2022 were  $0.52$   
236  $\pm 0.08$ ,  $0.58 \pm 0.03$  and  $0.58 \pm 0.02$ , respectively. These  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio values found in  
237 the years without effective restriction measures (2021 and 2022) are lower than those  
238 usually found in densely populated metropolitan areas. Studies indicate ratios of  
239 approximately 0.67 in major cities of the east-central states (Parkhurst et al., 1999) of the  
240 US, greater than 0.60 in European cities (mainly Eastern Europe) (Eeftens et al., 2012)  
241 and multiple provinces in China (Xu et al., 2017; Fan et al., 2021). Even reaching values  
242 greater than 0.80 in a normal scenario of pollution in northern China (Shukla et al., 2022).

243 During the phases of greater restrictions in the city of Recife (April to August  
244 2020), the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio showed an average value of  $0.48 \pm 0.08$ , but as restrictions  
245 were gradually lifted (September to December 2020) the average ratio became  $0.56 \pm$   
246  $0.03$ . This value range found during the pandemic is consistent with that observed in other  
247 studies that investigated the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio during the pandemic (Meng & Sun, 2022;  
248 Shukla et al., 2022).

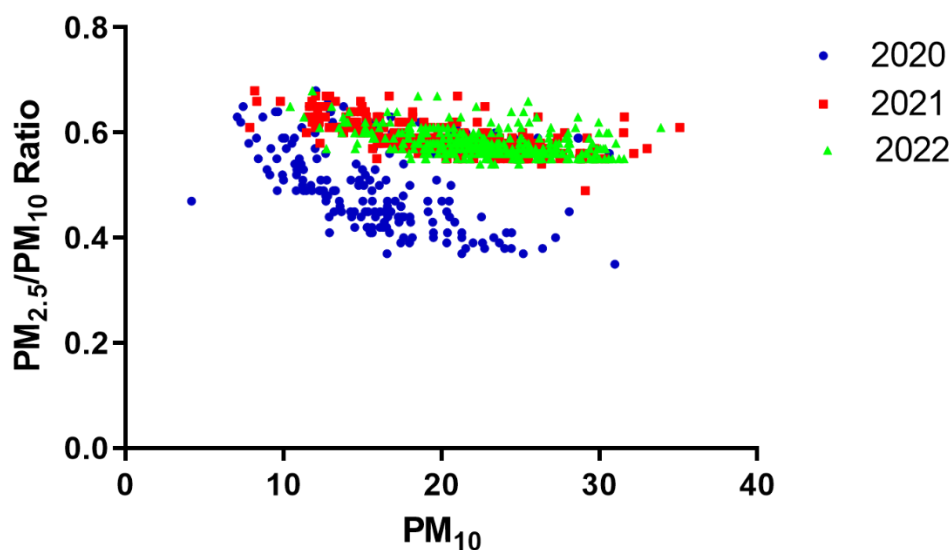
249 Figure 3 reinforces the idea that the reductions observed in 2020 were directly  
250 related to the decrease in anthropogenic emissions of  $PM_{2.5}$ . It shows that during the  
251 months of restricted urban mobility in 2020, the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio exhibited a consistent



252 pattern, characterized by a significant decrease in values compared to the following years,  
 253 2021 and 2022, regardless of the  $PM_{10}$  concentration in the air in Recife. This emphasizes  
 254 the close relation between the decrease in the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio and the consecutive  
 255 reductions in  $PM_{2.5}$  concentrations in the region, specifically, the reduction in emissions  
 256 of air pollutants from anthropogenic sources, mainly from automotive transports and  
 257 energy production and consumption in industries, as reported in multiples cities and  
 258 studies on the impact of the COVID-19 restriction measures on air pollution (Berman &  
 259 Ebisu, 2020; Rodríguez-Urrego & Rodríguez-Urrego, 2020; Benchrif et al., 2021).

260

261 Figure 3. Variation of the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio compared to the  $PM_{10}$  concentration ( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )  
 262 in the air of Recife.



263

264 A machine learning approach was employed to estimate the expected daily  
 265  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio, corrected for the meteorological conditions that occurred in 2020 (in a  
 266 scenario without the pandemic and its restrictions). The estimated ratios were then  
 267 compared to the observed ratios during the same period, as depicted in Figure 4. It was

268 found that the observed ratios were lower than expected, even when accounting for the  
269 meteorological conditions. The use of predictive machine learning techniques is  
270 recommended in air pollutant assessments due to their ability to account for unexpected  
271 variations caused by meteorological changes (Harishkumar et al., 2020). Additionally,  
272 this machine learning approach further supports the conclusion that the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio  
273 can serve as a tool for identifying changes in air pollutant behavior resulting from  
274 restriction measures implemented to curb the spread of COVID-19 or other scenarios.

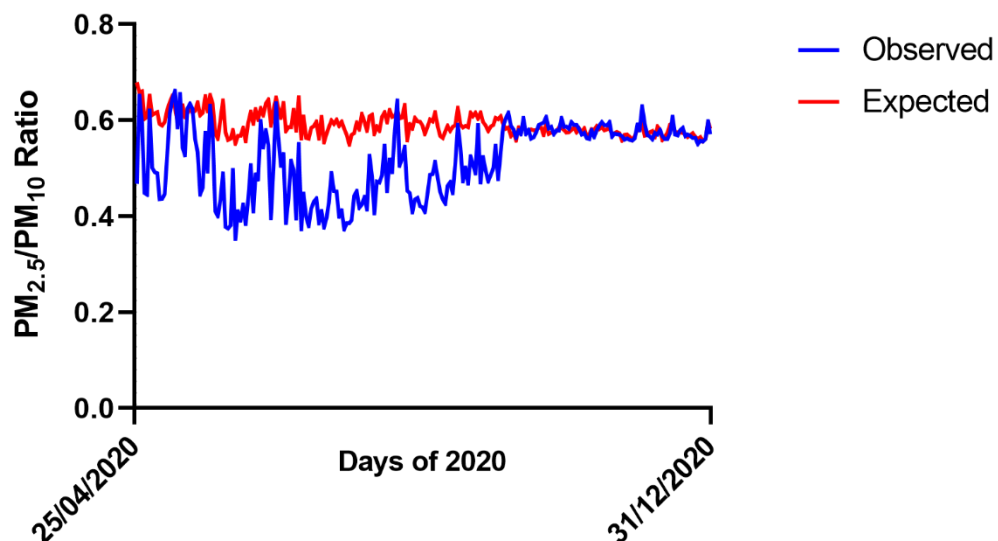
275

276

277

278

279 Figure 4. Comparison between the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio observed in the year 2020 and its  
280 expected values taking into account the meteorological parameters.



281

282 To further improve our investigation, a correlation analysis was conducted to  
283 evaluate the possible association between the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{10}$ , and  
284 meteorological parameters in order to evaluate the impact of meteorological conditions

285 on the ratio (Table 1). The correlation analysis revealed that multiple factors were  
 286 significantly associated with the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio. Specifically, a positive correlation was  
 287 found between the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio and temperature across all years, indicating that as  
 288 temperature increases, the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio also increases. A negative correlation was  
 289 found between the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio and wind speed, indicating that as wind speed  
 290 increases, the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio decreases. This relationship between the ratio and wind  
 291 speed is associated with an increase in PM<sub>10</sub> levels, which is a well-known relationship  
 292 where wind speed helps resuspend or erode coarse dust particles, thereby increasing  
 293 PM<sub>10</sub> levels in different locations (Coskuner et al., 2018; Spandana et al., 2021).  
 294 However, the correlation between temperature and particulate matter is not consistent and  
 295 shows varying results in different studies due to differences in geographical context  
 296 (Coskuner et al., 2018; Spandana et al., 2021).

297 Table 1. Correlation between the pm<sub>2.5</sub>/pm<sub>10</sub> ratio, individual pollutants and  
 298 meteorological parameters in the years 2020, 2021 and 2022.

Parameters	2020	2021	2022
<b>PM<sub>2.5</sub></b>			
Temperature	<b>0,63*</b>	<b>0,34*</b>	<b>0,19*</b>
Precipitation	<b>-0,17*</b>	<b>-0,10*</b>	<b>-0,17*</b>
Humidity	<b>-0,38*</b>	<b>-0,36*</b>	<b>-0,21*</b>
Wind speed	-0,09	0,08	0,08
UV Index	<b>0,35*</b>	<b>0,32*</b>	<b>0,14*</b>
Pressure	<b>-0,43*</b>	<b>-0,11*</b>	0,04
PM <sub>10</sub>	<b>0,88*</b>	<b>0,99*</b>	<b>0,98*</b>
<b>PM<sub>10</sub></b>			

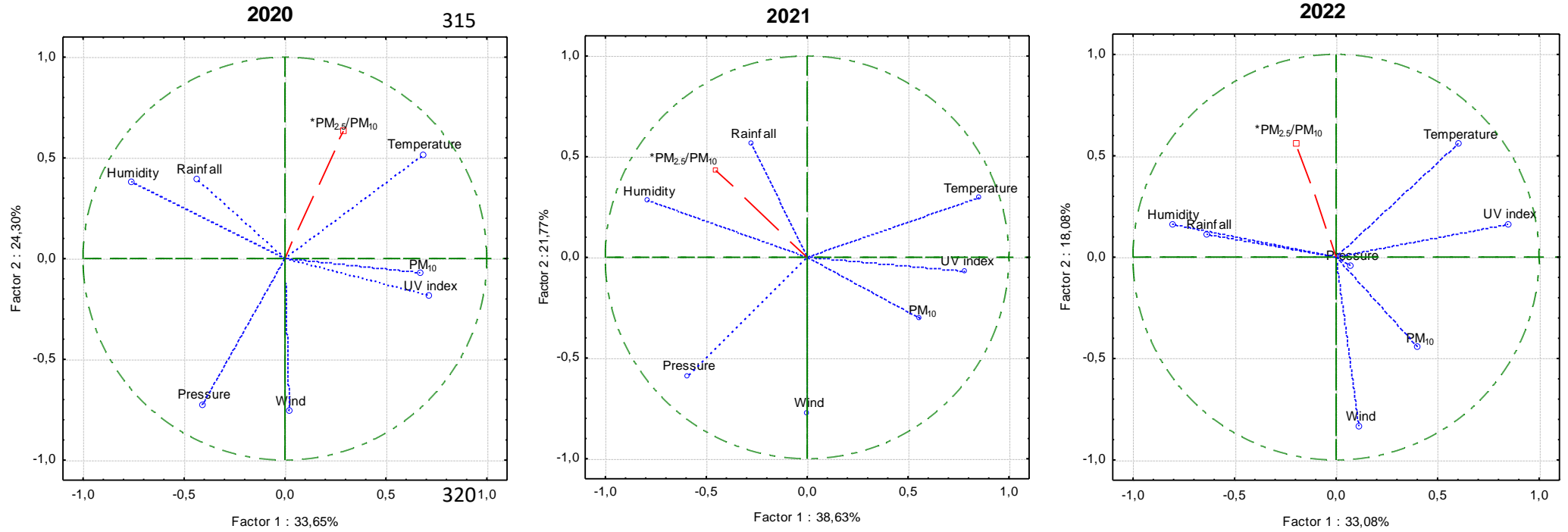
Temperature	<b>0,38*</b>	<b>0,34*</b>	0,11
Precipitation	<b>-0,20*</b>	<b>-0,13*</b>	<b>-0,19*</b>
Humidity	<b>-0,41*</b>	<b>-0,41*</b>	<b>-0,26*</b>
Wind speed	0,13	0,13	<b>0,16*</b>
UV Index	<b>0,25*</b>	<b>0,33*</b>	<b>0,13*</b>
Pressure	<b>-0,18*</b>	-0,08	0,05
<b>PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> Ratio</b>			
Temperature	<b>0,58*</b>	<b>0,26*</b>	<b>0,26*</b>
Precipitation	0,08	<b>0,18*</b>	<b>0,17*</b>
Humidity	0,03	<b>0,49*</b>	<b>0,31*</b>
Wind speed	<b>-0,47*</b>	<b>-0,31*</b>	<b>-0,38*</b>
UV Index	<b>0,22*</b>	<b>-0,30*</b>	-0,05
Pressure	<b>-0,57*</b>	-0,05	-0,02
PM <sub>10</sub>	-0,05	<b>-0,65*</b>	<b>-0,42*</b>
PM <sub>2.5</sub>	<b>0,40*</b>	<b>-0,53*</b>	<b>-0,22*</b>

299 The statistically significant pairs ( $p < 0.05$ ) are shown in bold.

300 Additionally, no correlation was found between the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio and PM<sub>10</sub> in  
301 the year 2020, reinforcing what was discussed in the explanation of Figure 3. Finally, we  
302 note that in years with typical pollution levels (2021 and 2022) humidity and precipitation  
303 present positive correlation with the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio, which is related to the negative  
304 correlation that these parameters present with PM<sub>10</sub> levels. These results demonstrate how  
305 the meteorological parameters play a vital role in influencing the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in this  
306 Brazilian tropical metropolis, and should always be considered in studies on air pollution.

307 Allied to this, the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio demonstrated unusual behavior regarding its  
308 correlation with various meteorological factors during the year 2020. It is possible to  
309 observed that, in a scenario with reduced anthropogenic emissions, only temperature and  
310 wind speed had a similar impact on this ratio as in years with typical emission levels. The  
311 others meteorological parameters varied highly between years. This highlights the  
312 importance and necessity of further investigations to effectively comprehend the  
313 relationship between these parameters and unusual behavior in low emission scenarios.

314 Figure 5. Principal component analysis of the parameters involved in the study.



321

322

323

324 To complete this study, a PCA was performed between the ratio, pollutants, and  
325 meteorological variables (Figure 5). This visualization technique displays associations  
326 between factors when they are in the same quadrant and negative associations when they  
327 are in opposite quadrants. Based on this, we can observe similarities in the factors  
328 between the years 2021 and 2022, but a noticeable deviation in the behavior of the ratio  
329 in 2020. This further underscores the atypical nature of the year 2020 in terms of the  
330 interplay between meteorological variables and air pollutants in this particular tropical  
331 metropolis in Brazil.

332 Despite these findings, our research is limited by the use of satellite data for data  
333 collection and the absence of continuous past data. Although we acknowledge the  
334 limitations of satellite data, such as atmospheric effects, non-random misclassification,  
335 saturation effects, and incompatibility with ground-based data, this approach is  
336 recommended in our study due to the poor air quality monitoring performed in Brazil.  
337 As previously mentioned, 16 capital cities in Brazil, including Recife, do not have air  
338 quality monitoring stations (IEMA, 2020). Thus, using satellite data is necessary in order  
339 to ensure that these areas are not overlooked by researchers.

340

#### 341 *4. Conclusion*

342 Our study provides valuable insights into the efficacy of restriction measures in  
343 reducing air pollution and also the footprints of COVID-19 on  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio in a  
344 Brazilian Tropical Metropolis. It demonstrates the influence of this scenario on the  
345 intrinsic relationships between the ratio and the local meteorological variables.  
346 Furthermore, we highlight that the  $PM_{2.5}/PM_{10}$  ratio can be employed as a tool to detect

347 alterations in air pollutant behavior caused by different scenarios, and to assess the  
348 primary sources of emission for these pollutants.

349 *References*

350 Agritempo. (2022). *Agritempo: Sistema de monitoramento agrometeorológico*. Retrieved  
351 December 22, 2022, from <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>

352 Benchrif, A., Wheida, A., Tahri, M., Shubbar, R. M., & Biswas, B. (2021). Air quality  
353 during three covid-19 lockdown phases: AQI, PM<sub>2.5</sub> and NO<sub>2</sub> assessment in  
354 cities with more than 1 million inhabitants. *Sustainable Cities and Society*, 74,  
355 103170. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103170>

356 Berman, J. D., & Ebisu, K. (2020). Changes in US air pollution during the COVID-19  
357 pandemic. *Science of the total environment*, 739, 139864.  
358 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139864>

359 Blanco-Becerra, L. C., Gáfarro-Rojas, A. I., & Rojas-Roa, N. Y. (2015). Influence of  
360 precipitation scavenging on the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio at the Kennedy locality of  
361 Bogotá, Colombia. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*,  
362 (76), 58-65. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.n76a07>

363 Chan, C. K., & Yao, X. (2008). Air pollution in mega cities in China. *Atmospheric  
364 environment*, 42(1), 1-42. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.003>

365 Chu, H. J., Huang, B., & Lin, C. Y. (2015). Modeling the spatio-temporal heterogeneity  
366 in the PM<sub>10</sub>-PM<sub>2.5</sub> relationships. *Atmospheric Environment*, 102, 176-182.  
367 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.062>

368 Coskuner, G., Jassim, M. S., & Munir, S. (2018). Characterizing temporal variability of  
369 PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio and its relationship with meteorological parameters in Bahrain.



- 370 *Environmental Forensics*, 19(4), 315-326.  
371 <https://doi.org/10.1080/15275922.2018.1519738>
- 372 Davidson, C. I., Phalen, R. F., & Solomon, P. A. (2005). Airborne particulate matter and  
373 human health: a review. *Aerosol Science and Technology*, 39(8), 737-749.  
374 <https://doi.org/10.1080/02786820500191348>
- 375 Júnior, F. M. R. D. S., Honscha, L. C., Brum, R. D. L., Ramires, P. F., Tavella, R. A.,  
376 Fernandes, C. L. F., ... & Coronas, M. V. (2020). Air quality in cities of the  
377 extreme south of Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Contamination*, 15(1),  
378 61-67. <https://doi.org/10.5132/eec.2020.01.08>
- 379 da Silva Júnior, F. M. R. (2022). “New Normal”: The Dynamics of Air Pollutants on the  
380 Interruption–Recovery Pattern Related to the COVID-19 Pandemic in Recife,  
381 Northeastern Brazil. *Aerosol Science and Engineering*, 6(3), 316-322.  
382 <https://doi.org/10.1007/s41810-022-00148-3>
- 383 de Miranda, R. M., de Fatima Andrade, M., Fornaro, A., Astolfo, R., de Andre, P. A., &  
384 Saldiva, P. (2012). Urban air pollution: a representative survey of PM 2.5 mass  
385 concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 5, 63-  
386 77. <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0124-1>
- 387 Diffenbaugh, N. S., Field, C. B., Appel, E. A., Azevedo, I. L., Baldocchi, D. D., Burke,  
388 M., ... & Wong-Parodi, G. (2020). The COVID-19 lockdowns: a window into the  
389 Earth System. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(9), 470-481.  
390 <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0079-1>
- 391 dos Santos, L. H., Kerr, A. A., Veríssimo, T. G., Andrade, M. D. F., de Miranda, R. M.,  
392 Fornaro, A., & Saldiva, P. (2014). Analysis of atmospheric aerosol (PM<sub>2.5</sub>) in

- 393 Recife city, Brazil. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 64(5),  
394 519-528. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.854282>
- 395 Eeftens, M., Tsai, M. Y., Ampe, C., Anwander, B., Beelen, R., Bellander, T., ... & Hoek,  
396 G. (2012). Spatial variation of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> absorbance and PM<sub>coarse</sub>  
397 concentrations between and within 20 European study areas and the relationship  
398 with NO<sub>2</sub>—results of the ESCAPE project. *Atmospheric environment*, 62, 303-  
399 317. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.08.038>
- 400 Fan, H., Zhao, C., Yang, Y., & Yang, X. (2021). Spatio-temporal variations of the PM<sub>2.5</sub>/  
401 PM<sub>10</sub> ratios and its application to air pollution type classification in  
402 China. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 692440.  
403 <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.692440>
- 404 Ferigato, S., Fernandez, M., Amorim, M., Ambrogi, I., Fernandes, L. M., & Pacheco, R.  
405 (2020). The Brazilian Government's mistakes in responding to the COVID-19  
406 pandemic. *The Lancet*, 396(10263), 1636. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)32164-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)32164-4)
- 407
- 408 Harishkumar, K. S., Yogesh, K. M., & Gad, I. (2020). Forecasting air pollution particulate  
409 matter (PM<sub>2.5</sub>) using machine learning regression models. *Procedia Computer  
410 Science*, 171, 2057-2066. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2020.04.221>
- 411 Harrison, R. M., & Yin, J. (2000). Particulate matter in the atmosphere: which particle  
412 properties are important for its effects on health?. *Science of the total environment*,  
413 249(1-3), 85-101. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00513-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00513-6)
- 414 IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). IBGE – Cidades. Recife:  
415 IBGE. Retrieved December 22, 2022, from  
416 <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>

- 417 IEMA - Instituto de Energia e Meio Ambiente: Plataforma da qualidade do ar. 2020.  
418 Retrieved December 22, 2022, from  
419 <https://energiaeambiente.org.br/qualidadedoar>
- 420 Kim, K. H., Kabir, E., & Kabir, S. (2015). A review on the human health impact of  
421 airborne particulate matter. *Environment international*, 74, 136-143.  
422 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.005>
- 423 Lancet, T. (2020). COVID-19 in Brazil:“So what?”. *Lancet (London,*  
424 *England)*, 395(10235), 1461. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(20\)31095-3](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(20)31095-3)
- 425 Leão, M. L. P., Penteadó, J. O., Ulguim, S. M., Gabriel, R. R., Dos Santos, M., Brum, A.  
426 N., ... & da Silva Júnior, F. M. R. (2021). Health impact assessment of air  
427 pollutants during the COVID-19 pandemic in a Brazilian  
428 metropolis. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 41843-41850.  
429 <https://doi.org/10.1007/s11356-021-13650-x>
- 430 Li, Z., Hopke, P. K., Husain, L., Qureshi, S., Dutkiewicz, V. A., Schwab, J. J., ... &  
431 Demerjian, K. L. (2004). Sources of fine particle composition in New York city.  
432 *Atmospheric Environment*, 38(38), 6521-6529.  
433 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.040>
- 434 Li, Z., Yang, X., Zhao, C., & Fan, T. (2021). Ratio of PM2.5 to PM10 Mass  
435 Concentrations in Beijing and Relationships with Pollution from the North China  
436 Plain. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, 57(3), 421-434.  
437 <https://doi.org/10.1007/s13143-020-00203-4>
- 438 Malta, D. C., Szwarcwald, C. L., Barros, M. B. D. A., Gomes, C. S., Machado, Í. E.,  
439 Souza Júnior, P. R. B. D., ... & Gracie, R. (2020). A pandemia da COVID-19 e as  
440 mudanças no estilo de vida dos brasileiros adultos: um estudo transversal,

- 441 2020. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 29(4), e2020407.  
442 <https://doi.org/10.1590/S1679-49742020000400026>
- 443 Meng, Y., & Sun, W. (2022). Reduced Air Pollution during the Prevailing of COVID-19  
444 Pandemic: Five Years Observation and Path Analysis in the Fenwei Plain,  
445 Northwest China. *Advances in Meteorology*, 2022.  
446 <https://doi.org/10.1155/2022/4051221>
- 447 Mukherjee, A., & Agrawal, M. (2017). World air particulate matter: sources, distribution  
448 and health effects. *Environmental Chemistry Letters*, 15(2), 283-309.  
449 <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0611-9>
- 450 Parkhurst, W. J., Tanner, R. L., Weatherford, F. P., Valente, R. J., & Meagher, J. F.  
451 (1999). Historic PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> concentrations in the southeastern United States—  
452 Potential implications of the revised particulate matter standard. *Journal of the Air  
453 & Waste Management Association*, 49(9), 1060-1067.  
454 <https://doi.org/10.1080/10473289.1999.10463894>
- 455 Pernambuco, Brasil. Pernambuco Contra o Coronavírus. Secretaria de Saúde – Governo  
456 do Estado, Pernambuco, 2020a. Retrieved December 22, 2022, from  
457 <https://www.pecontracoronavirus.pe.gov.br/#medidas>
- 458 Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., ...  
459 & Schneider, J. (2004). Speciation and origin of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> in selected  
460 European cities. *Atmospheric environment*, 38(38), 6547-6555.  
461 <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.037>
- 462 Rodríguez-Urrego, D., & Rodríguez-Urrego, L. (2020). Air quality during the COVID-  
463 19: PM<sub>2.5</sub> analysis in the 50 most polluted capital cities in the

- 464 world. *Environmental Pollution*, 266, 115042.  
465 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115042>
- 466 Rice, W. L., Mateer, T. J., Reigner, N., Newman, P., Lawhon, B., & Taff, B. D. (2020).  
467 Changes in recreational behaviors of outdoor enthusiasts during the COVID-19  
468 pandemic: analysis across urban and rural communities. *Journal of Urban  
469 Ecology*, 6(1), juaa020. <https://doi.org/10.1093/jue/juaa020>
- 470 Spandana, B., Rao, S. S., Upadhy, A. R., Kulkarni, P., & Sreekanth, V. (2021).  
471 PM2.5/PM10 ratio characteristics over urban sites of India. *Advances in Space  
472 Research*, 67(10), 3134-3146. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2021.02.008>
- 473 Shukla, S., Khan, R., Saxena, A., Sekar, S., Ali, E. F., & Shaheen, S. M. (2022). Appraisal  
474 of COVID-19 lockdown and unlocking effects on the air quality of North  
475 India. *Environmental Research*, 204, 112107.  
476 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112107>
- 477 Tavella, R. A., & Júnior, F. M. R. D. S. (2020). COVID-19 and air pollution: what do we  
478 know so far?. *VITTALLE-Revista de Ciências da Saúde*, 32(1), 22-31.  
479 <https://doi.org/10.14295/vittalle.v32i1.11522>
- 480 Tavella, R. A., El Koury Santos, J., de Moura, F. R., & da Silva Júnior, F. M. R. (2022).  
481 Better understanding the behavior of air pollutants at shutdown times—results of a  
482 short full lockdown. *International Journal of Environmental Health Research*, 1-  
483 8. <https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2105310>
- 484 Tavella, R. A., da Rosa Moraes, N. G., Aick, C. D. M., Ramires, P. F., Pereira, N., Soares,  
485 A. G., & da Silva Júnior, F. M. R. (2023). Weekend effect of air pollutants in  
486 small and medium-sized cities: The role of policies stringency to COVID-19

- 487 containment. *Atmospheric Pollution Research*, 101662.  
488 <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101662>
- 489 Ulguim, S. M., Tavella, R. A., Dias, D., & Rodrigues, F. M. (2021). Dinâmica dos  
490 Poluentes Atmosféricos eo Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande  
491 do Sul para Controle da Pandemia da Covid-19. [https://doi.org/10.21577/1984-](https://doi.org/10.21577/1984-6835.20220007)  
492 [6835.20220007](https://doi.org/10.21577/1984-6835.20220007)
- 493 Xu, G., Jiao, L., Zhang, B., Zhao, S., Yuan, M., Gu, Y., ... & Tang, X. (2017). Spatial and  
494 temporal variability of the PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratio in Wuhan, Central China. *Aerosol*  
495 *and Air Quality Research*, 17(3), 741-751.  
496 <https://doi.org/10.4209/aaqr.2016.09.0406>
- 497 World Health Organization. (2014). WHO's Ambient Air Pollution database-Update  
498 2014. *World Health Organization, Geneva, Switzerland*.
- 499 Yáñez, M. A., Baettig, R., Cornejo, J., Zamudio, F., Guajardo, J., & Fica, R. (2017).  
500 Urban airborne matter in central and southern Chile: Effects of meteorological  
501 conditions on fine and coarse particulate matter. *Atmospheric environment*, 161,  
502 221-234. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.007>
- 503 Yang, Y., Ruan, Z., Wang, X., Yang, Y., Mason, T. G., Lin, H., & Tian, L. (2019). Short-  
504 term and long-term exposures to fine particulate matter constituents and health: A  
505 systematic review and meta-analysis. *Environmental pollution*, 247, 874-882.  
506 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.060>
- 507 Zhao, D., Chen, H., Yu, E., & Luo, T. (2019). PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> ratios in eight economic  
508 regions and their relationship with meteorology in China. *Advances in*  
509 *Meteorology*, 2019. <https://doi.org/10.1155/2019/5295726>

## 6. Limitações do estudo

Apesar dos resultados significativos obtidos em nossos estudos, é importante destacar que existem algumas limitações na abordagem utilizada que precisam ser levadas em consideração para uma interpretação adequada dos resultados.

A primeira limitação de nosso estudo está relacionada ao uso de dados de poluição do ar obtidos por satélites. Embora este método seja recomendado em nossa pesquisa devido à falta de estações de monitoramento da qualidade do ar no Brasil, ele tem suas limitações. Especificamente, erros de classificação não aleatórios, efeitos de saturação e efeitos atmosféricos podem fazer com que os dados de satélite se desviem dos dados precisos, baseados no solo. Embora reconheçamos essas limitações, acreditamos que o uso de dados de satélite ainda é a melhor opção disponível para avaliar a poluição do ar nas cidades brasileiras. A rede de monitoramento da qualidade do ar do Brasil é precária, com apenas 1,6% das cidades brasileiras possuindo estações de monitoramento da qualidade do ar ativas, e entre as existentes, cerca de 41% são estações de monitoramento privadas sem divulgação pública de seus dados. Em 2020, IEMA informou que 16 capitais brasileiras, incluindo Recife, carecem de estações de monitoramento da qualidade do ar. Portanto, apesar das limitações dos dados de satélite, esta continua sendo uma ferramenta necessária para a pesquisa sobre a poluição do ar no Brasil.

Uma segunda limitação de nosso estudo é a falta de dados históricos contínuos sobre a poluição do ar nas cidades investigadas. Isso se deve, também, em grande parte à mesma falta de estações de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Sem dados históricos contínuos, não conseguimos avaliar diretamente os efeitos das medidas de restrição sobre os poluentes atmosféricos antes da pandemia de COVID-19. Como resultado, nossos estudos se concentraram principalmente em investigar os efeitos das medidas de restrição durante e após a pandemia. Ambas estas limitações destacam a necessidade urgente do estabelecimento de uma rede abrangente de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. Essa rede permitiria aos pesquisadores obter dados confiáveis e contínuos sobre a poluição do ar nacional, permitindo análises mais abrangentes e precisas dos impactos gerados pelas futuras políticas e medidas ambientais.

## 7. Considerações finais

A pandemia de COVID-19 impactou drasticamente a vida de milhões de pessoas em todo o mundo. No entanto, um dos poucos benefícios da pandemia foi que ela forneceu uma oportunidade única para avaliar o impacto das atividades humanas nos poluentes atmosféricos. Durante a pandemia, muitos países implementaram medidas de distanciamento social, o que levou a uma diminuição significativa na atividade industrial e de transporte. Essas medidas tiveram um impacto positivo na qualidade do ar, com uma redução significativa nos níveis de poluentes atmosféricos.

Os resultados obtidos nesta tese mostram que a diminuição das emissões de fontes antropogênicas pode levar a melhorias significativas na qualidade do ar. Esperamos que esta avaliação ajude a entender melhor a conexão entre a poluição do ar e a regulamentação da atividade humana, pois até mesmo pequenas restrições ou mudanças de comportamento humano impactaram notavelmente nas emissões dos poluentes. No entanto, também destacam a importância de medidas políticas coordenadas e equilibradas para garantir melhorias sustentáveis na qualidade do ar em longo prazo.

Nossas descobertas podem ser utilizadas como referência para o desenvolvimento de políticas e estratégias de controle de poluição do ar em todo o mundo. É essencial que essas estratégias sejam implementadas não apenas em grandes centros urbanos, mas também em localidades mais afastadas, onde a poluição do ar pode ser tão prejudicial quanto nas cidades. Definitivamente isto será necessário para atender aos limites mais restritivos propostos pela Organização Mundial da Saúde (2021).

Em resumo, esta tese destaca a importância da cooperação e coordenação entre diferentes setores e governos para alcançar melhorias sustentáveis na qualidade do ar e na saúde pública. As medidas implementadas durante a pandemia mostram que é possível sim reduzir significativamente a poluição do ar por meio de políticas bem coordenadas e baseadas em evidências científicas. Por fim, os principais achados individuais de cada um dos manuscritos produzidos nesta tese estão dispostos no Quadro 1 abaixo.



Quadro 1. Resumo dos objetivos e principais achados dos 10 manuscritos produzidos nesta tese.

	<b>Título</b>	<b>Objetivo</b>	<b>Principais achados</b>
1	Covid-19 and Air Pollution: What do we know so far?	Revisar e discutir os estudos que envolveram a relação entre poluição do ar e COVID-19.	Destacamos as duas principais temáticas relacionadas à COVID-19 e poluição do ar durante as investigações iniciais: a relação entre poluição do ar e disseminação/letalidade da COVID-19 e a redução da poluição devido às medidas de restrição. Além disso, o estudo chamou a atenção para a preocupação com os países do hemisfério sul ainda não impactados pela pandemia e a importância de não negligenciar as preocupações ambientais.
2	Unexpected Reduction in Ozone Levels in a Mid-size City During the COVID-19 Lockdown	Monitorar a concentração de ozônio da cidade de Rio Grande por meio de amostradores de ar passivos durante o período inicial de contenção e distanciamento social causado pela COVID-19. Avaliando também indicadores de saúde.	A cidade de Rio Grande, Brasil, apresentou uma redução significativa nos níveis de O <sub>3</sub> um mês após a implementação de medidas governamentais para reduzir a mobilidade da população. Essas reduções tiveram um impacto positivo na saúde humana, com redução no risco de exposição dérmica e por inalação, bem como na economia devido à redução de hospitalizações evitáveis.
3	Watch out for trends: Did ozone increased or decreased during the COVID-19 pandemic?	Investigar se a tendência de aumento dos níveis de O <sub>3</sub> nas cidades, observada pela maioria dos estudos sobre o tema, era uma tendência global ou não.	Esclarecemos o mecanismo de formação do ozônio e identificamos os principais motivos por trás da tendência de aumento dos níveis de O <sub>3</sub> nos estudos sobre o tema. Mostramos que a tendência não é unânime e que, embora a maioria dos estudos tenha mostrado um aumento regional nos níveis de ozônio, a tendência global foi oposta. O estudo alertou para a necessidade de evitar avaliações enviesadas e preocupações com a recorrente avaliação de áreas altamente populosas.
4	Comportamento dos Poluentes do Ar Durante e Após lockdown em uma cidade de médio porte	Avaliar a dinâmica dos poluentes atmosféricos após implementação de um curto lockdown na cidade de Pelotas.	Notamos redução significativa na concentração de praticamente todos os poluentes estudados durante o período que compreendeu o lockdown. Demonstrando que mesmo medidas de curta duração são eficazes na redução dos níveis de poluentes do ar.

5	Better Understanding the Behavior of Air Pollutants at Shutdown Times – Results of a Short Full Lockdown	Melhor entender o comportamento dos poluentes atmosféricos em tempos de <i>lockdown</i> usando como objeto de estudo o curto <i>lockdown</i> adotado na cidade de médio porte de Pelotas.	Revelamos que os menores níveis dos poluentes do ar ocorreram foram atingidos após 48h de implementação deste curto <i>lockdown</i> . Os modelos preditivos por <i>machine learning</i> mostraram que o PM <sub>10</sub> levou mais tempo para retornar aos níveis pré- <i>lockdown</i> devido às condições meteorológicas observadas. Também destacamos que a interrupção temporária de fontes de emissão de poluentes pode ajudar a entender o impacto dessas fontes no comportamento e dinâmica dos poluentes no ar.
6	Dinâmica dos Poluentes atmosféricos e o Modelo de Distanciamento Controlado do Rio Grande do Sul para controle da Pandemia de COVID-19	Fazer uma avaliação inicial do impacto das 15 primeiras semanas do MDC nos poluentes atmosféricos das cidades de Rio Grande, Pelotas, Herval, Bagé e Candiota.	Mostramos que as restrições iniciais das atividades urbanas, impostas pelo MDC, não foram acompanhadas por uma redução dos níveis de poluentes atmosféricos. Em alguns casos, houve até mesmo um aumento dos níveis de poluentes. Acreditamos que isso pode ter ocorrido devido à baixa adesão da população às medidas implementadas pelo MDC.
7	Weekend Effect of Air Pollutants in Small and Medium-sized Cities: The Role of Policies Stringency to COVID-19 Containment	Observar os níveis de poluentes atmosféricos em quatro cidades do Rio Grande do Sul antes e depois da pandemia de COVID-19. Identificando o impacto dos finais de semana nesses dois momentos e investigando como as medidas de restrição aplicadas em cada bandeira do MDC influenciaram esse efeito.	Após o fim do modelo de distanciamento adotado no estado, observamos um efeito positivo de final de semana para quase todos os poluentes avaliados nas cidades investigadas. Esse efeito foi mais intenso durante a pandemia e houve uma relação intrínseca entre ele e as medidas de restrição adotadas pelo MDC, com a intensidade do efeito aumentando à medida que as medidas se tornavam mais rigorosas. Nos levando a entender que as medidas de distanciamento foram aderidas para atividades relacionadas aos dias da semana (trabalho, logística e serviços) mas, em partes, negligenciadas ao final de semana.
8	Exploring the Interruption-Recovery Pattern of Air Pollutants During the COVID-19 Pandemic in Southern Brazil: An Analysis of the New Normal	Examinar o padrão de “interrupção-recuperação” de poluentes atmosféricos durante e após a pandemia de COVID-19 em três cidades de médio porte do Rio Grande do Sul, Brasil.	A dinâmica deste padrão de interrupção e recuperação foi influenciada pelas características específicas de cada localidade, como densidade populacional, atividades econômicas e adesão às medidas de restrição. Portanto, diferentes cidades e contextos apresentaram padrões de recuperação distintos.

9	Weekend Effect of Air Pollutants in a Tropical Brazilian Metropolis	Investigar a extensão do efeito fim de semana dos poluentes atmosféricos em Recife, Brasil, durante e após o fim das restrições relacionadas à COVID 19.	Diferente do esperado, Recife não apresentou efeito final de semana pronunciado, em caráter anual, tanto durante quanto depois das medidas de restrições. No entanto, este efeito apresentou resultados diferentes quando avaliado um caráter sazonal. Além disso, a dinâmica dos poluentes do ar apresentou mudanças sazonais que não estavam associadas à parâmetros meteorológicos, estando assim provavelmente relacionadas a hábitos de vida, culturais e comportamentais da população da cidade.
10	Footprints of COVID-19 on PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> ratio in a Brazilian Tropical Metropolis	Estudar o comportamento da razão PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> , e a influência dos parâmetros meteorológicos nesta razão, na cidade do Recife durante e após as medidas de restrição adotadas para conter a pandemia de COVID-19.	Identificamos que Recife, apesar de ser uma metrópole, apresenta níveis baixos de material particulado quando comparada a cidades do seu porte. A razão PM <sub>2.5</sub> /PM <sub>10</sub> foi menor durante os períodos com restrições mais rigorosas às atividades humanas, devido à diminuição das emissões antropogênicas. Além disso, as variáveis meteorológicas tiveram comportamentos diferentes nos três anos estudados, com temperatura e velocidade do vento tendo a maior relação com essa razão nesta metrópole tropical brasileira.